

Université Mohamed Khider – Biskra
Faculté des Sciences et de la technologie
Département : de Génie civil et d'Hydraulique
Ref :... /2017.....



جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم والتكنولوجيا
قسم: الهندسة المدنية والري
المرجع:..... /2017.....

Thèse présentée en vue de l'obtention
Du diplôme de
Doctorat en sciences en : Hydraulique

Spécialité : Sciences Hydrauliques

**Etude comparative des procédés d'oxydation/désinfection.
Avantages et limites d'applicabilité dans le cas
d'eaux algériennes**

Présentée par :
CHABBI Fouad

Soutenue publiquement le

Devant le jury composé de :

Pr. GUERGAZI Saâdia	Professeur	Président	Université de Biskra
Pr. ACHOUR Samia	Professeur	Rapporteur	Université de Biskra
Pr. BOUDOUKHA Abderrahmane	Professeur	Examineur	Université de Batna 2
Pr. CHAFFAI Hicham	Professeur	Examineur	Université d'Annaba
Pr. YUCEF Leïla	Professeur	Examineur	Université de Biskra

REMERCIEMENTS

Avant tout, je remercie Allah, le tout grand et puissant qui m'a aidé à arriver à ce moment en succès et en bonheur.

Ce travail a été effectué au laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface (LARHYSS), à l'Université Mohamed Khider de Biskra.

Mes sincères remerciements s'adressent à ma directrice de thèse, Madame ACHOUR Samia, Professeur à l'université de Biskra et responsable de l'équipe qualité et traitement des eaux au laboratoire LARHYSS. Qu'elle veuille bien accepter l'expression de mes sincères remerciements pour le sérieux de son travail de direction de ma thèse, pour son soutien moral, ses critiques constructives, ses orientations, ainsi que pour la confiance qu'elle m'a accordée, et ses encouragements et pour ses précieux conseils qui m'ont permis de mener à bien ce travail.

Madame GUERGAZI Saadia, Professeur à l'université de Biskra, m'a fait l'honneur de présider le jury de ma thèse, qu'elle trouve ici, avec mes remerciements, l'expression de ma reconnaissance.

J'adresse ma gratitude à Monsieur BOUDOUKHA Abderrahmane, Professeur à l'université de Batna d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Mes remerciements vont également à Monsieur CHAFFAI Hicham, Professeur à l'université d'Annaba d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Je tiens également à remercier Madame YUCEF Leïla, Professeur à l'Université de Biskra, pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Que Monsieur ACHOUR Bachir, Professeur à l'université de Biskra et Directeur du laboratoire LARHYSS, veuille bien trouver ici l'expression de ma profonde gratitude, pour m'avoir accueilli dans le laboratoire et pour son aide permanente.

A l'issue de ce travail, je tiens à exprimer mes vifs remerciements à ma famille, à mes collègues au laboratoire LARHYSS et à toutes les personnes qui m'ont aidé, pour mener à bien cette thèse.

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail :

*A mes chers, père et mère, qui sans eux rien n'aurait
pu être fait,*

A mon cher frère et mes chères sœurs,

A tous mes collègues et amis réels et sur facebook,

A tous ceux qui

me sont chers

et ceux que j'aime.

RESUME

Dans le domaine de la désinfection des eaux de boisson, les technologies testées et adoptées doivent dans tous les cas aboutir à une élimination optimale des germes pathogènes et de certains micropolluants qui interfèrent sur l'efficacité de la désinfection. Les désinfectants choisis sont le plus souvent des réactifs chimiques qui ont un pouvoir oxydant appréciable. Cependant, d'autres procédés basés sur des phénomènes physiques peuvent trouver également leur application dans une filière de potabilisation des eaux.

L'objectif de ce travail est de présenter une étude comparative et synthétique des divers procédés de désinfection pouvant être utilisés pour la potabilisation des eaux naturelles.

Il s'agit alors d'en faire un inventaire suffisamment exhaustif et d'en décrire les caractéristiques techniques, leur mise en œuvre et leurs limites d'application à travers des exemples concrets à travers le monde. En détaillant les principaux avantages et inconvénients des divers procédés et en analysant les contraintes spécifiques à la qualité des eaux algériennes et à l'optimisation de la désinfection dans notre pays, il s'agira également d'apprécier les possibilités de leur application en Algérie.

Enfin, il sera possible d'étayer cette étude comparative par des essais expérimentaux testant l'utilisation du chlore sur des échantillons d'eaux de stations de traitement algériennes et dont la qualité aura été préalablement déterminée.

Mots-clés : Désinfection ; oxydation ; comparaison ; chlore ; station de traitement ; eaux algériennes.

ABSTRACT

In the field of drinking water disinfection, the technologies tested and adopted must in all cases lead to an optimal elimination of pathogenic germs and certain micro pollutants that interfere with the effectiveness of disinfection. The chosen disinfectants are usually chemical reagents which have an appreciable oxidizing power. However, other processes based on physical phenomena can also be applied in a drinking water supply plant. The objective of this work is to present a comparative and synthetic study of the various disinfection processes that can be used to achieve drinking water. It is then necessary to make a sufficiently exhaustive inventory and to describe the technical characteristics, their implementation and their limits of application through concrete examples throughout the world.

By studying the main advantages and disadvantages of the various processes and analyzing the specific constraints on the quality of Algerian waters and optimizing disinfection in our country, we will also assess the possibilities of their application in Algeria. Finally, it will be possible to support this comparative study by experimental tests based on the use of chlorine on water samples from Algerian treatment stations and whose quality has been determined beforehand.

Keywords: Disinfection; Oxidation; Comparison; chlorine; Water treatment plant; Algerian waters

ملخص:

في مجال تطهير مياه الشرب، يتم اختبار وتطوير العديد من الأساليب والتقنيات بهدف الحصول على الإزالة المثلى للكائنات المسببة للأمراض وكذلك بعض الملوثات الدقيقة التي تتدخل وتؤثر على فعالية التطهير. المطهرات اللاتي يتم اختيارها في العادة تكون على شكل مواد كيميائية التي لديها قوة أكسدة كبيرة. ومع ذلك، هناك تقنيات أخرى فيزيائية يمكن أن تستعمل كذلك في عمليات معالجة المياه الصالحة للشرب.

الهدف من هذا العمل هو تقديم دراسة توليفية تكون عبارة عن مقارنة بين مختلف وسائل تطهير المياه الطبيعية المستعملة في الشرب.

و لذا يجب عمل جرد شامل لجميع وسائل التطهير، ووصف لخصائصه ا التقنية وتنفيذها وحدود تطبيقها من خلال أمثلة ملموسة من جميع أنحاء العالم. والقيام بتفصيل المزايا والعيوب الرئيسية لمختلف الطرق و كذا تحليل وتحديد المعوقات بالنسبة للمياه الجزائرية و التحسين الأمثل للتطهير مياه الشرب في بلدنا، كما سيتم تقييم إحتمال لتطبيقها في الجزائر. وأخيرا، سيكون من الممكن لدعم هذه الدراسة القيام ببعض التجارب يتم من خلالها اختبار إستخدام المعالجة بالكلور لعينات من بعض محطات معالجة المياه الجزائرية والتي تم تحديد نوعيتها مسبقا.

الكلمات المفتاحية :

تطهير، أكسدة، مقارنة ، كلور، محطات معالجة ، المياه الجزائرية.

SOMMAIRE

I.1. Introduction générale	1
----------------------------------	---

1ère partie : Description et comparaison des procédés d'oxydation/désinfection des eaux naturelles

Chapitre I : Synthèse bibliographique sur la qualité des eaux et les procédés de traitement

I.1. Introduction.....	4
I.2. Concepts et définitions relatifs aux paramètres de qualité des eaux.....	4
I.2.1. Les différents types d'eaux destinées à la consommation.....	4
I.2.1.1. Les eaux souterraines.....	4
I.2.1.2. Les eaux de surface.....	5
I.2.1.3. Les eaux de mer	5
I.2.2. Les éléments minéraux et organiques d'origine naturelle.....	6
I.2.2.1 Les éléments minéraux (inorganiques).....	6
I.2.2.2. La matière organique	7
I.2.3. Pollution chimique d'origine anthropique.....	7
I.2.3.1. Définition de la pollution	7
I.2.3.2. Les différentes origines anthropique de pollutions.....	8
I.2.4. La qualité microbiologique des eaux	9
I.2.5. Les paramètres analytiques de la qualité des eaux	10
I.2.5.1. Les paramètres organoleptiques	10
I.2.5.2. Les paramètres physico-chimiques de l'eau.....	10
I.2.5.3. Les paramètres indésirables	14
I.2.5.4. Les paramètres toxiques	16
I.2.5.5. Les paramètres microbiologiques	17
I.3. Les traitements physico-chimiques correctifs de la qualité des eaux naturelles.....	17
I.3.1. Schéma classique d'une filière de traitement d'une eau naturelle	18
I.3.2. Les prétraitements et la clarification	18
I.3.2.1. Prétraitement.....	18
I.3.2.2. Clarification	19
I.3.3. Les traitements de préoxydation et de désinfection	19

I.3.3.1. Pré-oxydation.....	19
I.3.3.2. Désinfection.....	20
I.3.4. Les traitements d’affinage.....	21
I. 4. Exemples de stations de potabilisation dans le monde.....	21
I.4.1. L'usine de production d'eau potable Edmond-Pépin de Choisy le Roi en France.....	21
I.4.2. L'usine de production d'eau potable de Pointe-Claire au Canada.....	23
I.4.3. L'usine de production d'eau potable de Tailfer en Belgique.....	24
I.5. Conclusion.....	26

Chapitre II : Caractéristiques globales des procédés physiques et chimiques de désinfection

II.1. Introduction.....	27
II.2. Procédés physiques.....	27
II.2.1. Les rayons UV.....	27
II.2.1.1. Généralités.....	27
II.2.1.2. Nature du rayonnement ultraviolet.....	28
II.2.1.3. Production du rayonnement UV.....	29
II.2.1.4. Action du rayonnement UV sur les micro-organismes.....	30
II.2.1.5. Avantages et inconvénients de la désinfection par U.V.....	32
II.2.2. Filtration membranaire.....	34
II.2.2.1. Généralités sur les membranes.....	34
II.2.2.2. Applications des membranes à la production de l’eau potable.....	35
II.2.2.3. Action de la filtration membranaire sur les micro-organismes.....	37
II.2.2.4. Avantages et inconvénients du système membranaire.....	38
II.3. Procédés chimiques.....	38
II.3.1. Principe de l’oxydation chimique.....	38
II.3.2. Ozonation.....	39
II.3.2.1. Généralités sur l’ozone.....	39
II.3.2.2. Caractéristiques physico-chimiques et production d’ozone.....	40
II.3.2.3. Fabrication de l’ozone.....	41
II.3.2.4. Application de l’ozone dans la production d’eau potable.....	42
II.3.2.5. Action de l’ozone sur les micro-organismes.....	43
II.3.2.6. Réactions de l’ozone avec les composés minéraux et organiques.....	45

II.3.2.7. Les sous-produits d'ozonation	47
II.3.2.8. Avantages et limitations de l'ozonation	49
II.3.3. Le permanganate de potassium	50
II.3.3.1. Généralités sur le permanganate de potassium.....	50
II.3.3.2. Action du permanganate avec les composés organiques et minéraux.....	51
II.3.3.3. Application du permanganate de potassium dans le traitement des eaux	52
II.3.3.4. Mécanismes d'inactivation.....	53
II.3.4. Oxydation /désinfection par divers oxydants chimiques	53
II.3.4.1. Le brome	53
II.3.4.2. Le peroxyde d'hydrogène ou eau oxygénée.....	55
II.3.4.3. Acide peracétique	58
II.4. Oxydation avancée	60
II.4.1. Définition et principe des POA.....	60
II.4.2. Radicaux hydroxyles OH.....	61
II.4.3. Les différents procédés d'oxydation	63
II.4.4. Les domaines d'application de POA	65
II.4.5. Les radicaux hydroxyles et les microorganismes	66
II.4.6. Les principaux avantages et inconvénients des POA	67
II.5. Conclusion	68

Chapitre III : Les procédés de désinfection par chloration

III.1. Introduction	69
III.2. Propriétés physico-chimiques du chlore	69
III.2.1. Propriétés physiques	69
III.2.2. Nature et réactivité chimique des produits chlorés en eau	70
III.3. Mécanismes d'inactivation des microorganismes.....	74
III.4. Action du chlore sur les composés minéraux	76
III.4.1. Azote ammoniacal	76
III.4.2. Autres composés minéraux.....	78
III.4.2.1. Fer et le manganèse.....	78
III.4.2.2. Les ions bromures	78
III.4.2.3. Chlorures et sulfates.....	78
III.4.2.4. Oxydation des Nitrites, sulfures et cyanures.....	78

III.5. Réactivité du chlore vis-à-vis de la matière organique	79
III.5.1. Action du chlore sur les substances humiques	79
III.5.2. Action du chlore sur les substances non-humiques	80
III.6. Toxicité des sous produits de la chloration	81
III.6.1. Le chlore et les sous-produits de désinfection	81
III.6.2. Classification des SPC dans les eaux	82
III.6.3. Les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA)	84
III.6.4. Risques pour la santé humaine	85
III.7. Conclusion.....	86

Chapitre IV : Synthèse comparative entre les divers procédés de désinfection/oxydation

IV.1. Introduction.....	88
IV.2. Efficacité biocide comparée des principaux procédés	88
IV.2.1. Concept de CT.....	89
IV.3. Effets secondaires et toxicité des sous produits	91
IV.3.1. Les différents sous-produits de désinfection	91
IV.3.2. Toxicité des sous-produits de la désinfection.....	92
IV.3.3. Normes recommandations des sous-produits de désinfection.....	95
IV.4. Mise en œuvre et aspect économique.....	97
IV.5. Critères de choix d'un procédé de désinfection/oxydation	100
IV.5.1. Caractéristiques d'un désinfectant idéal.....	100
IV.5.2. Le choix de la technique de désinfection	101
IV.6. Conclusion	102

2ème partie : La désinfection/oxydation des eaux de consommation algériennes.

Chapitre I : Données sur la qualité des eaux algériennes et leur traitement

I.1. Introduction.....	104
I.2. Types d'eaux utilisées en Algérie	104
I.2.1. Potentialités globales en eau	104
I.2.2. Ressources hydriques mobilisables	105
I.3. Qualité physico-chimique et microbiologique des eaux algériennes. Normes de potabilité algériennes	106

I.3.1. Qualité physico-chimique des eaux algériennes	106
I.3.2. Qualité microbiologique des eaux	109
I.3.3. Normes et recommandations pour la qualité des eaux de consommation en Algérie	110
I.3.3.1. Normes de l'OMS sur l'eau potable	110
I.3.3.2. Normes algériennes.....	112
I.4. Les procédés de traitement utilisés en Algérie	114
I.4.1. Exemples de stations de traitement en Algérie	114
I.4.1.1. Stations de traitement d'Ain Tinn (wilaya de Mila)	114
I.4.1.2 Stations de traitement de Kissir (wilaya de Jijel).....	116
I.4.1.3 Stations de traitement de Boudouaou (wilaya de Boumerdès).....	118
I.5. Conclusion	120

Chapitre II : Synthèse sur la pratique de la désinfection/oxydation en Algérie

II.1. Introduction	121
II.2. Généralités sur la pratique de la désinfection en Algérie	121
II.2.1. La pratique de la chloration	121
II.2.1.1. Description générale de la désinfection par le chlore.....	122
II.2.1.2. Mise en œuvre de la chloration	122
II.2.1.3. Le dosage de chlore	127
II.2.2. La pratique de l'ozonation	129
II.2.2.1. L'ozonation en Algérie.....	129
II.2.2.2. Production d'Ozone.....	130
II.2.2.3. Description des équipements.....	131
II.2.2.4. L'injection d'Ozone.....	136
II.2.2.5. Mesure de la dose résiduelle d'ozone.....	136
II.2.2.6. Mise en œuvre de l'ozonation	137
II.3. Incidence sur la qualité des eaux distribuées et les effets sanitaires de la chloration en Algérie.....	140
II.3.1. Les maladies à transmission hydrique en Algérie.....	141
II.3.2. Le problème des sous-produits de chloration en Algérie.....	145
II.3.2.1. La qualité des d'eaux algériennes et l'effet de la chloration	145
II.3.2.2. Réactivité d'eaux de surface algériennes en présence du chlore.....	147
II.3.2.3. Toxicité des organohalogénés dans les eaux algériennes.....	153
II.4. Contraintes et perspectives d'amélioration du procédé de chloration	154

II.4.1. Le choix de la nature des réactifs chlorés en Algérie	154
II.4.2. Coût de traitement.....	156
II.4.3. Problèmes liée au dosage de chlore	158
II.4.4. Les ouvrages de stockage.....	161
II.5. Réflexions sur les possibilités d'application d'autres procédés que la chloration.....	162
II.6. Conclusion	166

Chapitre III : Etude expérimentale de la qualité d'eaux brutes et traitées de stations de traitement algériennes

III .1. Introduction	167
III.2. Procédure expérimentale	167
III .2.1. Choix et Description des stations de traitement considérées.....	167
III .2.2. Echantillonnage des eaux brutes et traitées	171
III .2.3. Méthodes d'analyses physico-chimiques	172
III .2.3.1. Le pH.....	172
III .2.3.2. Conductivité	172
III .2.3.3. Titre alcalimétrique complet (TAC	172
III .2.3.4. Titre hydrométrique (TH) :	172
III .2.3.5. Dosage du calcium et détermination de la teneur des ions magnésium.....	173
III .2.3.6. Dosage des sulfates	173
III .2.3.7. Dosage des chlorures.....	173
III .2.3.8. Le dosage du sodium et du potassium.....	174
III .2.3.9. Dosage des autres éléments minéraux.....	174
III .2.3.10. L'absorbance en UV ($\lambda=254$ nm).....	174
III .2.3.11. Mesure des substances humiques.....	175
III .3. Résultats et discussion des analyses sur eaux brutes et traitées	177
III .3.1. Données des analyses physico-chimiques et bactériologiques réalisées en stations	177
III .3.1.1 Les analyses physico-chimiques	177
III .3.1.2 Les analyses bactériologiques	180
III .3.2. Résultats et discussion des analyses physico-chimiques au laboratoire LARHYSS	183
III .3.2.1. Le pH.....	183
III .3.2.2. Conductivité	184

III .3.2.3. Dureté	185
III .3.2.4. Calcium et Magnésium	186
III .3.2.5. Alcalinité	187
III .3.2.6. Sodium et Potassium	188
III .3.2.7. Chlorures et sulfates	189
III .3.2.8. Fer et manganèse	191
III .3.2.9. Bromures	193
III .3.2.10. Ammonium	193
III .3.2.11. Matières organiques	194
III .4. Conclusion.....	196

Chapitre IV Etude expérimentale de la chloration des eaux des stations de traitement

IV.1. Introduction	198
IV.2. Procédure expérimentale des essais de chloration	198
IV.2.1. Solution de chlore.....	198
IV.2.2. Méthodes analytiques	199
IV.2.2.1. Dosage du chlore résiduel.....	199
IV.2.2.2. Suivi de l'aromaticité	199
IV.2.3. Description des essais de chloration.....	200
IV.2.3.1. Détermination des potentiels de consommation en chlore	200
IV.2.3.2. Cinétiques de consommation en chlore	200
IV.2.3.3. Influence du taux de chloration.....	201
IV.3. Résultats et discussion des essais de chloration.....	201
IV.3.1 Potentiels des consommations en chlore	201
IV.3.2. Cinétiques de consommation en chlore	203
IV.3.3. Influence du taux de chloration	208
IV.4. Conclusion	213
Conclusion générale	215
Références bibliographiques	219

LISTE DES FIGURES

Titre	Page
Figure 1: les formes du carbone dans une eau naturelle	14
Figure 2 : Schéma classique d'une station de potabilisation	18
Figure 3: Coagulation / Flocculation	19
Figure 4 : Schéma de fonctionnement de l'usine de Choisy-le-Roi	23
Figure 5: Les Filière de production dans l'usine de Pointe-Claire	24
Figure 6: les filières de production d'eau potable de la station de Tailfer	26
Figure 7 : Absorbance de l'UVC de l'ADN et leur des bases pyrimidiques	28
Figure 8: Spectre des rayonnements UV	29
Figure 9 : Composition d'une lampe UV	30
Figure 10 : Mécanisme de désinfection par la lumière ultraviolette	31
Figure 11 : Courbes d'abattement pour différents types de micro-organismes en fonction de la dose appliquée	32
Figure :12 schéma d'une membrane selective	34
Figure 13 : Comparaison des seuils de coupure des procédés membranaires	37
Figure 14 : Mécanisme d'auto-décomposition de l'ozone dans l'eau	39
Figure 15 : Schéma réactionnel général de l'ozone en milieu aqueux	40
Figure 16 : Principe de production d'ozone par décharge électrique	42
Figure 17 : Valeurs de CT pour l'inactivation de 2 log des microorganismes par l'ozone a PH entre 6 et 7,5 et à température comprise entre 5et 25°C	45
Figure 18 : Schéma réactionnel mettant en jeu la formation de sous-produits d'ozonation	48
Figure 19 : Préparation du permanganate de potassium	50
Figure 20 : Structure moléculaire du H ₂ O ₂	56
Figure 21 : Le radical hydroxyle OH• est la forme neutre de l'anion hydroxyde	63
Figure 22: Principaux processus d'oxydation avancés (POA)	65
Figure 23:Dissociation de l'acide hypochloreux dans l'eau en fonction du Ph	71
Figure 24: Schéma du mécanisme de désinfection par le chlore.	74
Figure 25 Efficacités comparées du chlore sur deux micro-organismes (pH = 6,6 – T = 5 °C)	76
Figure 26 : Courbe de Break-point d'une eau naturelle	77

Figure 27 : Efficacité de divers désinfectants dans l'élimination de la bactérie <i>Escherichia coli</i> (ordres de grandeur)	90
Figure 28 : Coûts d'exploitation et d'investissement des divers desinfectants	99
Figure 29 : Comparaison du prix des trois processus de désinfection.	99
Figure 30 Comparatif général des principaux désinfectants pour différents objectifs de traitement	101
Figure 31: Les procédés de traitement dans la station d'Ain Tinn	115
Figure 32: Les procédés de traitement dans la station de Kissir	118
Figure 33 : Les procédés de traitement dans la station de Boudouaou	120
Figure 34 : Photos de la salle d'entreposage dans la station de Boudouaou	123
Figure 35 : Les chloromètres utilisé dans les stations	124
Figure 36 : Photo des cuves d'hypochlorite de calcium et les bidons de d'hypochlorite de calcium	125
Figure 37 : Unité d'électrolyseur standard de 5 Kg/h, et les bacs de stockage d'hypochlorite de sodium produire dans la station d' Aine tinn	127
Figure 38 : Photos des trousse de comparaison de couleurs DPD	128
Figure 39 : Différents appareilles de mesure de chlore disponible dans les stations	129
Figure 40 : La composition de l'ozoneur moyenne fréquence	131
Figure 41: Un groupe de diélectriques en céramique dans la station d'Oued Athmania	132
Figure 42 : Vue a l'intérieur d'un générateur d'ozone	133
Figure 43: Ensemble des matériels d'alimentation et de contrôle de fonctionnement	133
Figure 44 : Deux unités de compresseurs d'air	134
Figure 45 : Les sècheurs utilisés dans les stations	135
Figure 46 : Les groupes de froid dans les stations	136
Figure 47 : Appareillage de mesure manuelle de résiduel d'ozone	137
Figure 48: La chambre de contacte de pré-ozonation	138
Figure 49 : Destructeur d'ozone dans les stations	138
Figure 50: Bassin d'injection d'ozone (station d'Oued Athmania)	139
Figure 51 : La chambre de contacte de post-ozonation	140
Figure 52 : Répartition des déclarations par groupe de maladies en 2014	142
Figure 53 : L'évolution de l'incidence annuelle des maladies à transmission hydrique entre 2000 et 2014	143
Figure 54 : Influence du taux de chloration sur l'eau brute du barrage de Keddara	151

Figure 55 : Sachets de sel (NaCl) utilisé dans la fabrication de l'eau de javel in situ	157
figure 56. Corrélation entre les consommations en chlore et le COT de quelques eaux de barrage de l'Est algérien	158
Figure 57 : Localisation géographique de stations étudiées.	168
Figure 58: Le système de chloration avec les tanks à chlore gazeux utilisé dans quelque station	169
Figure 59 : Les générateurs d'ozone utilisés dans quelque station	169
Figure 60 : Système de préparation du permanganate de potassium dans la station de Aïn Tinn	170
Figure 61: Situation de l'étape d'oxydation chimique dans les filières de traitement	170
Figure 62: Courbe d'étalonnage de la mesure des chlorures	173
Figure 63: Courbe d'étalonnage de la mesure du sodium	174
Figure 64: Courbe d'étalonnage de la mesure du potassium.	174
Figure 65 : Courbes de substance humique des eaux de la station de Boudouaou	175
Figure 66 : Courbes de substance humique des eaux de la station de Kissir	176
Figure 67 : Courbes de substance humique des eaux de la station d' Aine tinn	176
Figure 68 : Courbes de substance humique des eau de la station d'El Agrem	176
Figure 69 : Courbes de substance humique des eau de la station de Koudiat Mdaouer	177
Figure 70: Valeurs du pH des eaux des stations de traitement étudiés	184
Figure 71: Valeurs de conductivité des eaux des stations de traitements étudiés	185
Figure 72: Valeurs de dureté des eaux des stations de traitements étudiés	185
Figure 73: Concentration du calcium des eaux des stations de traitements étudiés	186
Figure 74: Concentration du magnésium des eaux des stations de traitements étudiés	187
Figure 75: Valeurs de TAC des eaux des stations de traitements étudiés	188
Figure 76: Concentration du sodium des eaux des stations de traitements étudiés	188
Figure 77: Concentration du potassium des eaux des stations de traitements étudiés	189
Figure 78: Concentration de chlorures des eaux des stations de traitements étudiés	190
Figure 79: Concentration de Sulfates des eaux des stations de traitements étudiés	191
Figure 80: Concentration de fer des eaux des stations de traitements étudiés	192
Figure 81: Concentration de manganèse des eaux des stations de traitements étudiés	192
Figure 82: Concentration de bromure des eaux des stations de traitements étudiés	193

Figure 83: Concentration d'ammonium des eaux des stations de traitements étudiés	194
Figure 84: Valeurs des substances humiques des eaux des stations étudiées	195
Figure 85: Valeurs d'absorbance en UV des eaux des stations étudiées	195
Figure 86: Corrélation entre l'absorbance en UV et substances humiques	196
Figure 87 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station de Boudouaou	204
Figure 88 : Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station de Boudouaou	204
Figure 89 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station de Kissir	204
Figure 90 : Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station de Kissir	204
Figure 91 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station d'Ain Tinn	205
Figure 92 : Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station d'Ain Tinn	205
Figure 93 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station d' El Agrem	205
Figure 94: Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station d' El Agrem	205
Figure 95 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station de Koudiet Medouar	205
Figure 96 : Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station de Koudiet Medouar	205
Figure 97 : Influence du taux de chloration sur l'évolution du chlore résiduel des eaux brutes des différentes stations	210

LISTE DES TABLEAUX

Titre	Page
Tableau 1 : Les principales maladies d'origine hydrique et leurs agents pathogènes	9
Tableau 2 : Classification des eaux d'après leur pH	11
Tableau 3: Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique	12
Tableau 4: Qualité de l'eau en fonction de la conductivité électrique	12
Tableau 5 : Qualité de l'eau en fonction de la DBO5	13
Tableau 6 : Classification des procédés membranaires en fonction de la taille des pores	36
Tableau 7: Exemples d'applications les procédés membranaires en potabilisation	36
Tableau 8 : Principales constantes physiques et thermodynamiques de l'ozone	41
Tableau 9: réactions de l'ozone avec les composés organiques	47
Tableau 10 : Principaux sous-produits formés lors du traitement de l'eau par ozonation	49
Tableau 11: Principaux avantages et limitations de l'utilisation de l'ozone pour la désinfection d'eau destinée à la consommation	49
Tableau 12: Potentiel d'oxydation	62
Tableau 13: Classification des Procédés d'Oxydations Avancées	65
Tableau 14 : Applications des POA	66
Tableau 15: Quelques paramètres physiques de chlore à 20°C	70
Tableau 16 : Liste des SPC identifiés	83
Tableau 17 : Effets biocide et rémanent de différents désinfectants	89
Tableau :18 Pouvoir désinfectant de quelques oxydants	91
Tableau 19 : Principaux désinfectants utilisés et SPD associés	92
Tableau 20 : Carcinogénicité des THM et des HAA-Synthèse des effets observés sur des animaux	93
Tableau 21 : Génotoxicité et carcinogénéité des THM et HAA	94
Tableau 22 : récapitulatif des législations OMS, Europe, France et États-Unis sur les sous-produits de désinfection	96
Tableau 23 :Prix indicatifs de traitement de désinfection selon le procédé mis en œuvre	98
Tableau 24 : Principales caractéristiques d'un désinfectant idéal	100
Tableau 25: Bassins hydrographiques en Algérie	105
Tableau 26: Qualité de quelques eaux de barrage algériens	107

Tableau 27: Charges organiques de quelques eaux de surface algériennes	108
Tableau 28: Normes pour les paramètres chimiques de qualité des eaux de consommation	111
Tableau 29 : Paramètres organoleptiques avec valeurs indicatives	112
Tableau 30 : Principales normes algériennes pour les paramètres de qualité des eaux de consommation	113
Tableau 31 : Quelques données de base concernant le débit et le taux de traitement dans les stations	130
Tableau 32. Les concentrations d'Escherichia coli dans des échantillons d'eaux brutes algériennes	141
Tableau 33 : Qualité d'eaux de robinet chlorées en Algérie	144
Tableau 34: Caractéristiques et consommations en chlore des eaux de surface	148
Tableau 35 : Potentiels de consommation en chlore d'eaux de surface algériennes	148
Tableau 36. Demande en chlore (PCl_2) dans les échantillons d'eau de surface chlorée (F: Février; J: Juin)	149
Tableau 37 : Potentiels de formation des organohalogénés dans les eaux de surface testées	150
Tableau 38 : Potentiels de réactivité des eaux de surface algériennes vis-à-vis du chlore	151
Tableau 39. Concentrations de chaque THM dans les échantillons d'eau brute chlorée (F: Février, J: Juin)	152
Tableau 40 : Nature et prix des réactifs chimiques chloré (chiffres 2016)	156
Tableau 41: Les différentes stations de traitement et les dates de prélèvement des échantillons d'eaux	167
Tableau 42 : Les procédés et leur utilisation dans les stations étudiées	171
Tableau 43: Caractéristiques de l'humate de sodium	175
Tableau 44 : Les analyses effectuées aux laboratoires des stations	178
Tableau 45 : Données des analyses physico-chimiques des eaux brutes	179
Tableau 46 : Données des analyses physico-chimiques des eaux traitées	179
Tableau 47 : Les valeurs des doses de chlore résiduel libre mesuré en station	181
Tableau 48 : Les analyses bactériologiques des eaux Brutes	182
Tableau 49 : Potentiels des consommations en chlore des eaux brutes et traitées	201

(filtrées) Et absorbances en U.V	
Tableau 50 : Abattements UV des différentes eaux testées	202
Tableau 51 : Influence du taux de chloration sur les absorbances UV des eaux brutes des stations étudiées	209
Tableau 52: Valeurs du Break-point, de l'ammoniac et de la matière organique pour les différentes eaux	211

LISTE DES SYMBOLES

Abatt % : Abattement de l'absorbance en UV

Abs : Absorbance

Abs₀ : Absorbance initiale

ADE : Algérienne Des Eaux

ADN : Acide Désoxyribonucléique

AEP: Alimentation en eau potable

A.N.R.H : Agence nationale des ressources hydriques

ARN: Acide Ribonucléique

B.P: Break point

CAG: Charbon actif en grains

CaOCl₂ : Hypochlorite de calcium

CAP: Charbon actif en poudre

CEE: Communauté Economique Européenne

Cl₂ : Chlore gazeux

Cl₂ cons : Chlore consommé

Cl₂ int : Chlore introduit

Cl₂ résid : Chlore résiduel

ClO₂: Dioxyde de chlore

COD : Carbone organique dissous

CODB : Carbone organique dissous biodégradable

Cond: Conductivité

COT : Carbone organique total

DBO: Demande biochimique en oxygène

DBO₅: Demande biochimique en oxygène en 5 jours.

DCA et TCA : Acides dichloro et trichloroacétiques.

DCO : Demande chimique en oxygène.

DPD : Diéthyl para Phénylène Diamine

E. Coli : Escherichia coli

EDTA: Acide Ethylène Diamine Tétra Acétique

Fe³⁺ : Fer ferrique

Fe²⁺ : Fer ferreux

H₂O₂: Peroxyde d'hydrogène

H₂SO₄: Acide sulfurique
HAA: Acides haloacétiques
HCl: Acide Chlorhydrique
INSP : Institut National de Santé Publique
JORADP: Journal officiel de la république algérienne démocratique et populaire
KMnO₄: Permanganate de potassium
LARHYSS : Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface
MES : Matières en suspension
MF : Microfiltration
MO: Matières organiques.
MON : Matière organique naturelle
MRE : Ministère des Ressources en Eau
MTH : Maladies à Transmission Hydrique
N.T.U: Nephelometric Turbidity Units
NaOCl, Hypochlorite de sodium
NaOH : Soude (hydroxyde de sodium)
NF : Nanofiltration
NH₄⁺ : Ammonium
nm : Nanomètre
NPP : Nombre le Plus Probable
O₃ :Ozone
OH[•] : Radical hydroxyle
OI : Osmose inverse
OMS : Organisation mondiale de la santé
ONA : Office National d'Assainissement
PAA ou APA: Acide péracétique
PCCl₂: potentiel de consommation en chlore
PFTOX: potentiel de formation des organohalogénés totaux
pH : Potentiel d'hydrogène
pKa : pH de la fonction acide
POA ou AOP : Procédés d'oxydation avancée
ppm: Partie par million.
Rés: Résiduel
SH : Substances humiques

SPC : Sous produits de la chloration

SPD : Sous produits de désinfection

SUVA : Specific Ultraviolet absorption

TA : Titre hydrotimétrique (°F)

TAC : Titre alcalimétrique complet (°F)

THM : Trihalométhane

THMt : THM totaux

U.V : Ultra violet

UF : Ultrafiltration

USEPA : Agence de protection de l'environnement des Etats-Unis

λ : Longueur d'onde en UV (nm)

μm : Micromètre

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Afin de faire face aux besoins de l'alimentation des populations, de l'agriculture et à l'industrie, les eaux de surface sont de plus en plus mobilisées par la construction de barrages. Si les eaux de nappes ne nécessitaient par le passé qu'un simple traitement de désinfection, il n'en est pas toujours ainsi actuellement. Quant aux eaux de surface, elles ne sont rendues potables que par des traitements longs et coûteux (**Achour, 2001**). En effet, ces dernières sont vulnérables face aux diverses pollutions et sont souvent de qualité médiocre et très variable (**Hecini et Achour, 2014**).

Les eaux de surface contiennent des concentrations très différentes de nombreux composés organiques et minéraux, dissous et en suspension ainsi que divers microorganismes qui peuvent être pathogènes (**Achour et al, 2009**). Il est donc indispensable de les traiter avant toute utilisation.

Dans la perspective de l'utilisation des eaux de surface pour les besoins de l'alimentation en eau potable, l'intérêt doit être porté au problème des polluants d'origine naturelle ou anthropique contenus dans ces eaux. L'eau destinée à la consommation humaine ne doit pas donc faire courir des risques directs ou indirects pour la santé.

Face à cela, de nombreuses technologies, notamment dans les stations de traitement des eaux, ont été mises en place afin d'éliminer au maximum ces polluants. En recourant au traitement des eaux, on vise la production d'une eau potable. Les eaux issues des systèmes de traitement doivent respecter les normes de qualité physico-chimique et microbiologique établies pour leur utilisation et consommation.

Les eaux traitées en station subissent un traitement en préoxydation et/ou en post-oxydation (phase finale de désinfection) (**Degrémont, 2005**).

La préoxydation de l'eau est une étape du prétraitement basé généralement sur un procédé chimique et qui utilise le plus souvent le chlore (ou l'hypochlorite de sodium), l'ozone, le dioxyde de chlore ou le permanganate de potassium. Il est destiné à permettre l'élimination du fer et du manganèse (notamment pour les eaux souterraines), de la couleur et des algues (essentiellement pour les eaux superficielles) (**Degrémont, 2005 ; Doré, 1989**).

La postoxydation ou la désinfection consiste en une élimination et/ou inactivation des bactéries, parasites et autres microorganismes présents dans l'eau naturelle. L'objectif visé

n'est pas une stérilisation de l'eau mais la production d'une eau bactériologiquement potable, tout en y maintenant un résiduel de désinfectant pour empêcher la survie des microorganismes dans le réseau de distribution et prévenir ainsi le risque de contamination (**Desjardins, 1997**).

Le chlore reste le désinfectant et oxydant le plus couramment mis en œuvre dans le traitement et le plus utilisé à travers le monde et notamment en Algérie où il constitue le principal procédé de désinfection et d'oxydation au niveau des stations de potabilisation (**Achour et Chabbi, 2014 ; Achour et al, 2014**). Toutefois, diverses méthodes alternatives dans le monde ont été mises au point durant ces dernières décennies, les autres oxydants que le chlore connaissant un regain d'intérêt depuis quelques années (**Degrémont, 2005 ; USEPA, 2011**). Chacune de ces méthodes de désinfection existant à l'heure actuelle présente des avantages et des inconvénients et il est indispensable de pouvoir choisir la plus adéquate.

L'objectif de notre travail est de présenter une étude comparative et synthétique des divers procédés de désinfection pouvant être utilisés pour la potabilisation des eaux naturelles. Un intérêt particulier sera accordé à des technologies basées sur l'utilisation de réactifs oxydants et dont le rôle pourra être binaire en station de traitement (Élimination de microorganismes et micropolluants minéraux et organiques). En détaillant les principaux avantages et inconvénients des divers procédés, il s'agira ainsi de décrire les caractéristiques techniques, leur mise en œuvre et leurs limites d'application ainsi que les effets chroniques liés aux sous-produits. Ceci est particulièrement vrai pour la désinfection des eaux algériennes.

Pour étayer ce dernier aspect, des essais expérimentaux sur la qualité et la chloration de différentes eaux alimentant des stations de traitement des eaux potables qui alimentent des villes algériennes.

Notre étude est scindée en deux grandes parties.

- La première partie est relative à une synthèse bibliographique va nous permettre de présenter une description et comparaison des procédés d'oxydation/désinfection des eaux naturelles.

Cette partie regroupe quatre chapitres :

- Le premier chapitre est une approche bibliographique, permettant de replacer les connaissances sur la pollution des eaux en insistant sur les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques. Il s'agira aussi d'effectuer une recherche bibliographique sur les divers procédés de différents procédés de traitement des eaux naturelles et destinées à la consommation. Une description de leur agencement en filière complète de potabilisation

permettra de situer les étapes de désinfection et d'oxydation, avec des exemples de stations de potabilisation dans le monde qui utilisent des procédés différents de traitement.

- Le deuxième chapitre devra être consacrée à la connaissance des méthodes de désinfection des eaux les plus utilisées dans le monde à l'exception de la chloration, qu'elles soient basées sur l'utilisation de réactifs chimiques (ozone, permanganate,...) ou sur des techniques physiques (lampes UV, membranes), ainsi que l'oxydation avancée et la combinaison de plusieurs procédés en formant des radicaux OH^\bullet .

- Le troisième chapitre est une mise au point sur la désinfection par chloration des eaux de consommation, les effets du chlore sur les constituants de l'eau ainsi que les effets toxiques sur la santé humaine.

- Le quatrième chapitre pourra faire une synthèse comparative entre les principaux procédés de désinfection/oxydation utilisés dans le domaine de l'eau potable afin de pouvoir comparer leur efficacité, leur faisabilité et leurs effets secondaires.

● La seconde partie de l'étude concerne la désinfection/oxydation des eaux de consommation algériennes. Elle sera divisée également en quatre chapitres :

- Le premier chapitre consiste en un état de connaissances sur la quantité et la qualité des eaux algériennes et leur traitement, des données sur les ressources en eau et les normes de potabilité dans notre pays, avec quelques exemples de stations de traitement en Algérie.

- Le chapitre suivant s'intéressera à la pratique de la désinfection/oxydation en Algérie., sous ses aspects techniques et sanitaires. Il sera alors possible d'effectuer une synthèse analytique de la situation actuelle de la désinfection dans notre pays, des éventuelles causes de dysfonctionnement et des solutions techniques, organisationnelles et économiques qui ont été préconisées et appliquées.

- Les deux derniers chapitres de la seconde partie présentent essentiellement les résultats des enquêtes effectuées dans plusieurs stations de traitement suivis par une étude expérimentale réalisée au niveau du laboratoire LARHYSS de l'université de Biskra et portant sur des échantillons d'eaux prélevés au niveau des stations. Les résultats expérimentaux sont relatifs à des essais visant dans un premier temps la qualité des échantillons d'eaux brutes et traitées de stations de traitements algérienne et dans un second temps les résultats des essais de chloration en tenant compte de divers paramètres.

PREMIÈRE PARTIE :

DESCRIPTION ET COMPARAISON DES PROCÉDÉS D'OXYDATION/DÉSINFECTION DES EAUX NATURELLES

Chapitre I :

Synthèse bibliographique sur la qualité des eaux et les procédés de traitement

I.1. Introduction

Nous allons présenter, dans ce chapitre, différentes notions permettant de caractériser les types d'eaux pouvant être utilisées pour la consommation, les principales substances présentes ainsi que la description d'une chaîne élémentaire de traitement d'eau potable. Nous illustrerons ce dernier aspect par la présentation de filières de traitement existant à travers le monde.

I.2. Concepts et définitions relatifs aux paramètres de qualité des eaux

I.2.1. Les différents types d'eaux destinées à la consommation

Les réserves disponibles d'eaux naturelles sont constituées des eaux souterraines, des eaux de surface retenues ou en écoulement et des eaux de mer.

Les eaux destinées à la consommation humaine sont les eaux de distribution publique (eau du robinet), eaux conditionnées (les eaux de source, les eaux minérales naturelles et les eaux rendues potables par traitement), et les eaux de puits privés utilisées pour la boisson.

Toutes les eaux de consommation n'ont pas la même composition chimique, puisqu'elles ne contiennent pas toutes les mêmes substances minérales considérées comme des paramètres spatio-temporels.

Avec l'accroissement de la population mondiale et le développement économique de la planète, la consommation d'eau a presque doublé au cours de ces cinquante dernières années **(Rabiet, 2006)**.

Généralement, les réserves des eaux naturelles sont constituées des eaux de surfaces qui comprennent les eaux courantes des rivières et des canaux, des eaux de surfaces stagnantes ou plan d'eau (les lacs, retenues de barrages, étangs ...) des eaux des mers et des océans et des eaux souterraines provenant de l'infiltration des eaux de pluie dans le sol qui constituent les nappes.

I.2.1.1. Les eaux souterraines

Les eaux souterraines se retrouvent au-dessous de la surface du sol au sein d'une multitude de pores, fractures et autres interstices des formations géologiques. L'eau qui remplit ces cavités se situe généralement dans les 100 premiers mètres sous la surface du sol **(Beaudet, 1999)**, leur origine est due l'accumulation des infiltrations dans le sol qui varient en fonction de sa porosité et de sa structure géologique. Elles sont généralement d'excellente qualité physico-chimique et bactériologique, elles se réunissent en nappes **(Rodier, 1996)**.

Les sources et les eaux souterraines sont traditionnellement les ressources en eau privilégiées pour l'eau potable, car plus à l'abri des pollutions que les eaux de surface (**Guergazi et Achour, 2005**) et moins sensibles aux pollutions accidentelles (**Degrémont, 2005**), mais la croissance démographique et la modernisation de l'agriculture ainsi que le développement industriel entraînent un grand problème de détérioration de la qualité de cette source souterraine, déjà en quantité limitée.

La composition et la qualité des eaux souterraines sont à l'origine liées à la nature géologique du terrain. Elles doivent être traitées avant distribution toutes les fois que la concentration d'un ou de plusieurs éléments dépasse la valeur autorisée par les règlements en vigueur (**Degrémont, 1989**).

I.2.1.2. Les eaux de surface

Les eaux de surface se répartissent en eaux circulantes ou stockées à la surface des continents (rivières, lacs, étangs, barrages,...) (**Boeglin, 2001**). Elles se forment à partir, soit de l'émergence de nappes profondes en source, soit du rassemblement des eaux de ruissellement (**Cardot, 1999**).

Ces eaux se rassemblent en cours d'eau, caractérisés par une surface de contact eau-atmosphère toujours en mouvement et une vitesse de circulation appréciable (**Boeglin, 2001**). La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. Ces eaux sont le siège, dans la plupart des cas, d'un développement d'une vie microbienne à cause des déchets rejetés dedans et de l'importante surface de contact avec le milieu extérieur. C'est à cause de cela que ces eaux sont rarement potables sans aucun traitement (**Degrémont, 1989**).

I.2.1.3. Les eaux de mer

Les mers sont les grandes masses d'eau salée qui recouvrent les deux-tiers de la surface du globe terrestre, et elles représentent près de 97,4 % de la capacité des grands réservoirs d'eau à la surface de la terre (**Dinnat, 2003**). La teneur moyenne en sel varie en fonction de l'arrivée d'eau douce (pluies et fleuves), plus il y a d'eau douce, moins il y a de sel.

Le dessalement de l'eau de mer et celui des eaux saumâtres constitue, aux dernières années, la solution à la pénurie d'eau dans de nombreuses parties du monde. Cependant, le coût de dessalement demeure encore trop élevé. Pour dessaler ces eaux, il existe deux techniques à base de membrane, l'électrodialyse et l'osmose inverse, qui sont coûteuses étant donnée la grande quantité d'énergie requise.

I.2.2. Les éléments minéraux et organiques d'origine naturelle

Les Principaux éléments présents dans l'eau sont :

I.2.2.1 Les éléments minéraux (inorganiques)

Les éléments minéraux présents en plus grande quantité dans l'eau naturelle sont le calcium (Ca^{+2}), le magnésium (Mg^{+2}), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), le composé bicarbonate-carbonate (HCO_3^-) (CO_3^{-2}), le sulfate (SO_4^{-2}), et le chlorure (Cl^-) (**Livingstone, 1963**).

En moins grande concentration (du microgramme au milligramme par litre), l'eau contient aussi des éléments nutritifs, ou nutriments, que sont l'azote (contenu dans l'ammoniac, les nitrites et les nitrates), le phosphore (contenu dans les phosphates) et la silice, mais aussi le fer et le manganèse. D'autres éléments ne sont présents qu'à l'état de trace (de 0,1 à 100 microgrammes par litre), comme l'arsenic, le cuivre, le cadmium, , le zinc, le cobalt, le plomb...etc. Ils proviennent des roches mais aussi parfois des activités industrielles et domestiques.

L'eau contient aussi des matières minérales en suspension (matériaux argileux, limons, etc.).

a) Sources des éléments minéraux dans l'eau

L'altération est une interaction de l'eau et des gaz atmosphériques avec la surface des minéraux, alors que la lixiviation se produit lorsqu'il y a échange d'ions entre le sol et les sédiments, et une solution environnante. Les réactions qui peuvent se produire lors de l'altération et la lixiviation sont la dissolution, l'oxydation-réduction, et l'échange d'ions, qui détermine le contenu en minéraux de l'eau dans un environnement donné.

Les organismes aquatiques peuvent influencer grandement les concentrations inorganiques dans l'eau par des réactions, transformations et entreposages métaboliques. La flore et la faune aquatiques permettent aux réactions chimiques dans l'eau de prendre place. Les phénomènes de transport de l'eau lors du cycle hydrologique, tels que l'évaporation, la transpiration et l'infiltration, altèrent aussi la composition chimique de l'eau (**Montgomery, 1985**).

b) Les particules en suspension

Les particules en suspension sont définies comme des solides plus gros que des molécules mais généralement non distinguables à l'œil nu. Les sources naturelles principales des particules dans l'eau sont l'altération du sol et l'activité biologique. Le composant principal du procédé d'altération est l'argile, alors que les algues, bactéries et autres micro-organismes sont les particules majeures produites par activité biologique.

I.2.2.2. La matière organique

Les composés organiques sont définis comme des composés du carbone, de l'hydrogène, de l'oxygène et de l'azote (Arnaud, 1990). Ces matières proviennent soit de l'érosion des sols, soit de la décomposition de matières animales ou végétales qui se retrouvent dans l'eau. Elles influencent ainsi divers paramètres de qualité de l'eau telle que la couleur, les goûts et odeurs et la formation de sous-produits de désinfection (Achour, 2001 ; Harrat, 2007).

La matière organique naturellement présente dans les eaux, est formée par un mélange complexe de produits végétaux et animaux à des stades de composition variés. Elle comprend également des produits de synthèses, par voies chimiques ou biochimiques, élaborés à partir de ces éléments. Elle comprend enfin des microorganismes (bactéries, virus, etc.) et leurs décompositions. Elle peut être caractérisée, du point de vue chimique, en deux groupes : les substances non humiques et les substances humiques (Bontoux, 1993).

a) Substances non humiques

Ce sont des molécules de structures assez simples. Elles renferment des corps organiques de composition extrêmement diverse allant des alcools aux protéines en passant par les acides aliphatiques et aromatiques, les glucides, les lipides, les pigments, etc. (Bontoux, 1993). Toutes ces substances sont caractérisées par le fait qu'elles sont aisément attaquées par les microorganismes donc biodégradables. Elles rentrent dans des réactions de polymérisation et de condensation pour se transformer en des molécules nettement plus complexes.

b) Substances humiques

Ce sont des substances omniprésentes, elles se retrouvent dans les sols, les sédiments et les eaux naturelles. Elles constituent un mélange complexe de molécules organiques hétérogènes, caractérisées par un haut poids moléculaire et une couleur allant du jaune au noir. L'origine de ces substances résulte essentiellement de la polymérisation des composés organiques, lors des processus de dégradation biologique et d'oxydation chimique de déchets végétaux et animaux suivant des mécanismes lents et complexes (Mac Carthy et al, 1990).

I.2.3. Pollution chimique d'origine anthropique

I.2.3.1. Définition de la pollution

La pollution de l'eau est une altération de sa qualité et de sa nature qui rend son utilisation dangereuse et (ou) perturbe l'écosystème aquatique. Elle a pour origines principales, l'activité humaine, les industries, l'agriculture et les décharges de déchets domestiques et industriels (Eckenfelder, 1982). Elle est aussi la cause de la contamination des produits agricoles quand

elle est utilisée pour l'irrigation. Le problème de la pollution des eaux représente sans aucun doute, un des aspects les plus inquiétants de la dégradation du milieu naturel (**Ramade, 1995**).

I.2.3.2. Les différentes origines anthropique de pollutions

L'activité humaine, qu'elle soit urbaine (usages domestiques, commerce, entretien des rues), agricole (utilisation d'engrais et de pesticides) ou industrielle (chimie, papeterie, industrie agroalimentaire, etc.), produit de grandes quantité de substances polluantes de toute nature qui sont à l'origine de différents types de pollutions (**CNRS, 2009**).

a) Pollution agricole

L'agriculture, l'élevage, l'aquaculture et l'aviculture sont responsables du rejet de nombreux polluants organiques et inorganiques dans les eaux de surface et souterraines. Ces contaminants comprennent à la fois des sédiments provenant de l'érosion des terres agricoles, des composés phosphorés ou azotés issus des déchets animaux et des engrais commerciaux, notamment des nitrates (**Encyclopédie ENCARTA, 2005**).

b) Pollution industrielle

Un grand nombre d'opérations industrielles et manufacturières rejettent des agents polluants directement ou indirectement dans les sources d'eau environnantes (**Habila, 2008**).

Si la pollution domestique des ressources est relativement constante, les rejets industriels sont, au contraire, caractérisés par leur très grande diversité, suivant l'utilisation qui est faite de l'eau au cours du processus industriel (**Grosclaude, 1999**).

Parmi les industries considérées traditionnellement comme rejetant des matières particulièrement polluantes pour l'eau, on citera, notamment, les industries agro-alimentaires, papetière, la chimie, les traitements de surface, l'industrie du cuir, etc. (**Colas, 1977**).

c) La pollution domestique et urbaine

Elle provient des utilisations quotidiennes de l'eau à la maison : Eaux des toilettes, eaux savonneuses rejetées avec les lessives, les bains ou la vaisselle, les produits versés dans les éviers... etc.

Les eaux usées urbaines sont constituées de matière organique biodégradable certes mais de grandes consommatrices dioxygène, de germes pathogènes et de produits chimiques (**Becker et Durfor, 1972**). La pollution domestique est représentée aussi par les eaux usées rejetées (effluents) par les installations collectives, telles que les hôpitaux, les écoles, les commerces, les hôtels, les restaurants, l'eau de pluie (qui lave les rues)... etc. (**Chapgier et al, 2005**).

I.2.4. La qualité microbiologique des eaux

L'eau potable ne doit contenir aucun microorganisme pathogène et être exempte de toute bactérie indiquant une pollution par excréments. En général, une contamination de l'eau du robinet par des microorganismes constitue la principale cause de non-conformité des eaux distribuées. C'est pourquoi la qualité microbiologique de l'eau est très surveillée. L'amélioration générale du niveau d'hygiène a permis d'éradiquer les grandes épidémies hydriques. Aujourd'hui, les pathologies gastro-intestinales chez les personnes fragiles sont la manifestation la plus courante d'une eau contaminée.

L'eau peut contenir des microorganismes pathogènes (virus, bactéries, parasites) ils sont dangereux pour la santé humaine, et limitent donc les usages que l'on peut faire de l'eau (industrie, utilisation domestique...) (Botta et Bellon, 2001).

Dans le tableau 1 nous présentons les différentes maladies transmises par l'eau pour chaque micro-organisme (bactéries, virus et protozoaires).

Tableau 1 : Les principales maladies d'origine hydrique et leurs agents pathogènes

(Hasley et Leclerc, 1993)

Maladies	Agents
Origine bactérienne Fièvres typhoïdes et paratyphoïdes Dysenteries bacillaires Choléra Gastro-entérites aiguës et diarrhées Pneumonies	<i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella paratyphi A et B</i> <i>Shigella</i> <i>Vibrio cholerae</i> <i>Escherichia coli</i> entérotoxigène <i>Campilobacter jejuni / coli</i> <i>Yersinia enterocolitica</i> <i>Salmonella sp.</i> <i>Shigella SP.</i> <i>Legionella pneumophila</i>
Origine virale Hépatite A et E Poliomyélite Gastro-entérites aiguës et diarrhées	Virus hépatites A et E Virus poliomyélitique Virus de Norwalk Rotavirus Astrovirus Calicivirus Coronavirus Entérovirus Adénovirus Réovirus
Origine parasitaire Dysenteries amibiennes Gastro-entérites	<i>Entamoeba histolytica</i> <i>Giardia lamblia</i> <i>Cryptosporidium</i>

I.2.5. Les paramètres analytiques de la qualité des eaux

Les références de qualité concernent les paramètres permettant d'avoir les informations nécessaires pour une bonne gestion du réseau. Les paramètres adoptés pour « mesurer » la qualité de l'eau peuvent être regroupés en cinq familles : les paramètres organoleptiques, physico-chimiques, microbiologiques, les substances indésirables et les substances toxiques.

I.2.5.1. Les paramètres organoleptiques

Les caractères organoleptiques permettent d'apprécier la qualité de l'eau: l'odeur, la transparence, la température, la saveur et la couleur. Une eau potable doit-être exempte de tout caractère organoleptique.

Ils n'ont pas de signification sanitaire mais, par leur dégradation, peuvent indiquer une pollution ou un mauvais fonctionnement des installations de traitement ou de distribution.

I.2.5.2. Les paramètres physico-chimiques de l'eau

Ces paramètres, font l'identité de base de l'eau et sont essentiellement représentés par les sels minéraux (calcium, sodium, potassium, magnésium, sulfates...) ou par des indicateurs plus globaux comme la conductivité électrique, le titre alcalimétrique et le potentiel hydrogène.

a) Paramètres minéraux globaux

La dureté

La dureté d'une eau est due principalement à la présence de sels de calcium et de magnésium sous forme de bicarbonates, de sulfates et de chlorures. C'est donc la concentration en ions alcalino-terreux, que l'on mesure globalement par le titre hydrotimétrique TH (**Detay, 1993**).

La dureté totale = $[Ca^{+2}] + [Mg^{+2}]$ = la dureté calcique THCa + la dureté magnésienne THMg

Les ions calcium et les ions magnésium sont positifs, donc dans l'eau, ils peuvent se lier à d'autres ions négatifs ; de ce fait on peut diviser la dureté en deux catégories ,la dureté permanente ou non carbonatée et la dureté carbonatée ou temporaire.

La dureté s'exprime généralement en degré Français, en milliéquivalents/ l : $1^{\circ}F=5meq/l$ et en mg/l $CaCO_3$.

Le pH

Le pH (potentiel hydrogène) mesure la concentration en ions H^+ de l'eau. Il traduit ainsi la

balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14, 7 étant le pH de neutralité. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau. Le pH doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH-mètre ou par colorimétrie (**Rodier, 1996; Chocat, 1997**).

Le tableau 2 présente une classification des eaux d'après leur pH.

Tableau 2 : Classification des eaux d'après leur pH (**DDASS, 2005**)

pH<5	Acidité forte=> in présence d'acides minéraux ou organiques dans les eaux naturelles
pH=7	pH neutre
7<pH < 8	Neutralité approchée => majorité des eaux de surface
5.5<pH < 8	Majorité des eaux souterraines
pH = 8	Alcalinité forte, évaporation intense

Acidité et alcalinité

Les eaux naturelles ont le plus souvent un pH supérieur à 4,5 et l'acidité forte est nulle. Dans les eaux naturelles, l'acidité est due essentiellement au CO₂ libre (**Tardat-Henry et Beaudry, 1984**). Par convention, l'alcalinité totale d'une eau est mesurée par la quantité d'acide nécessaire pour abaisser son pH jusqu'à cette valeur (jusqu'au point de virage du méthylorange) (**Rodier, 1996**), la plupart des eaux naturelles ont un pH compris entre 4,5 et 8,3 et leur alcalinité est attribuable essentiellement aux bicarbonates (HCO₃⁻) (**Rodier, 1996**).

Minéralisation totale et Conductivité

La minéralisation d'une eau correspond à l'ensemble des sels minéraux dissous dans l'eau et dont la nature dépend des terrains traversés. Certains éléments, à plus faible concentration, peuvent créer soit un désagrément pour le consommateur soit des effets négatifs sur la santé (**Degrémont, 2005**). La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés d'électrons. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau (**Saadali, 2007**).

Elle s'exprime généralement en microsiemens ou en millisiemens par cm (mS/cm) à 20 °C. (**Tardat-Henry et Beaudry, 1984**).

Le tableau 3 suivant donne quelques indications sur la relation existante entre la conductivité et la minéralisation.

Tableau 3: Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique (**Rodier, 1984**)

Valeur de la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Taux de minéralisation
$C < 100$	Minéralisation très faible
$100 < C < 200$	Minéralisation faible
$200 < C < 333$	Minéralisation moyenne
$333 < C < 666$	Minéralisation moyenne accentuée
$666 < C < 1000$	Minéralisation importante
$C > 1000$	Minéralisation élevée

La qualité de l'eau en fonction de la conductivité est définie de la manière suivante :

Tableau 4: Qualité de l'eau en fonction de la conductivité électrique (**NALCO, 1993**)

Conductivité électrique (exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$)	Qualité de l'eau
50 à 400	excellente
400 à 750	bonne qualité
750 à 1500	médiocre mais eau utilisable
> à 1500	minéralisation excessive

b) Paramètres organiques globaux

La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) présente dans l'eau. La MO est oxydée quantitativement par une quantité connue et en excès de bichromate de potassium en milieu acide (H_2SO_4) et à reflux pendant 2 heures. Le bichromate qui, en fin de la réaction, n'a pas réagi est titré par une solution de sel de Mohr. (**Kylefors et al., 1999**).

La DCO permet de quantifier la majeure partie de la matière organique. C'est pourquoi les valeurs de DCO sont nécessairement supérieures aux valeurs de la DBO5. (**Doré, 1989**). Elle est exprimée en $\text{mg O}_2/\text{l}$.

La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO est la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes aérobies existants dans l'eau pour oxyder les matières organiques, dissoutes ou en suspension. Ce paramètre constitue un bon indicateur de la teneur en matières organiques biodégradables d'une eau au cours du procédé d'auto épuration. Il est à noter qu'au cours d'une période, de 5 jours environ, 70% des composés organiques sont dégradés. C'est la raison pour laquelle on utilise le plus généralement la valeur de la DBO₅ comme indicateur (**Bliefert et Perraud, 2001**). L'analyse de la DBO₅ est surtout intéressante pour l'appréciation de la qualité des eaux brutes.

Le tableau suivant, classe les eaux du point de vue qualité selon les valeurs de DBO₅.

Tableau 5 : Qualité de l'eau en fonction de la DBO₅ (**Bremond et Vuichard, 1973**).

DBO ₅	Qualification de l'eau
DBO ₅ < 1 mg/l d'O ₂	Excellente qualité
DBO ₅ = 2 mg/l d'O ₂	Bonne qualité
DBO ₅ = 3 mg/l d'O ₂	Qualité moyenne
DBO ₅ = 5 mg/l	Eau moyennement polluée
DBO ₅ > 10 mg/l	Eau polluée

L'oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO₄)

L'oxydabilité est une mesure similaire à la DCO, utilisée dans le cas de faible concentrations en matières organiques (DCO < 40 mg/l d'O₂). L'oxydant requis est le permanganate de potassium. Elle dose la matière organique totale en 10 minutes en plus de sa simplicité, Le résultat est exprimé en mg /l d'O₂. Les eaux de surface présentent en général une oxydabilité comprise entre 3 et 12 mg/l d'O₂ (**Henry et Beaudry, 1984**), mais l'inconvénient est que le KMnO₄ est moins puissant que K₂Cr₂O₇. Le KMnO₄ n'attaque pas toutes les molécules organiques mais il très utilise pour suivre l'évolution de la matière organique dans une station de traitement (**Rodier, 1996; Chocat, 1997**).

Absorbance UV à 254 nm:

La mesure de l'absorbance à 254 nm est un indice caractéristique des substances possédant une ou plusieurs doubles liaisons (carboxyliques, benzéniques...). Cette mesure de l'absorbance peut nous renseigner sur le contenu organique d'une eau, notamment la fraction

aromatique. L'absorbance (densité optique) lue sur un spectrophotomètre peut permettre une estimation de la teneur en substances humiques d'une eau naturelle (eau de surface) (Henry et Beaudry, 1984 ; Petitjean et Gruau, 2005).

Le carbone organique total (COT)

Le COT est définie comme la concentration en mg de carbone/l d'échantillon, c'est une méthode indirecte pour mesurer la teneur en matières organiques d'une eau. Il consiste à brûler l'échantillon d'eau à 950°C sous l'action de l'oxygène gazeux et de mesurer le CO₂ dégagé, et par suite de mesurer le carbone total (organique et minéral). Le COT est une méthode rapide et présente plusieurs avantages. On peut analyser l'eau quelle que soit sa qualité (de forte salinité, acide, basique, ou contenant des composés toxiques). Mais malgré ses avantages, il exige un appareillage coûteux (Degrémont, 1989). Si on fait le bilan de toutes les formes du carbone contenu dans une eau naturelle, on a donc le schéma suivant : (Henry et Beaudry, 1984).

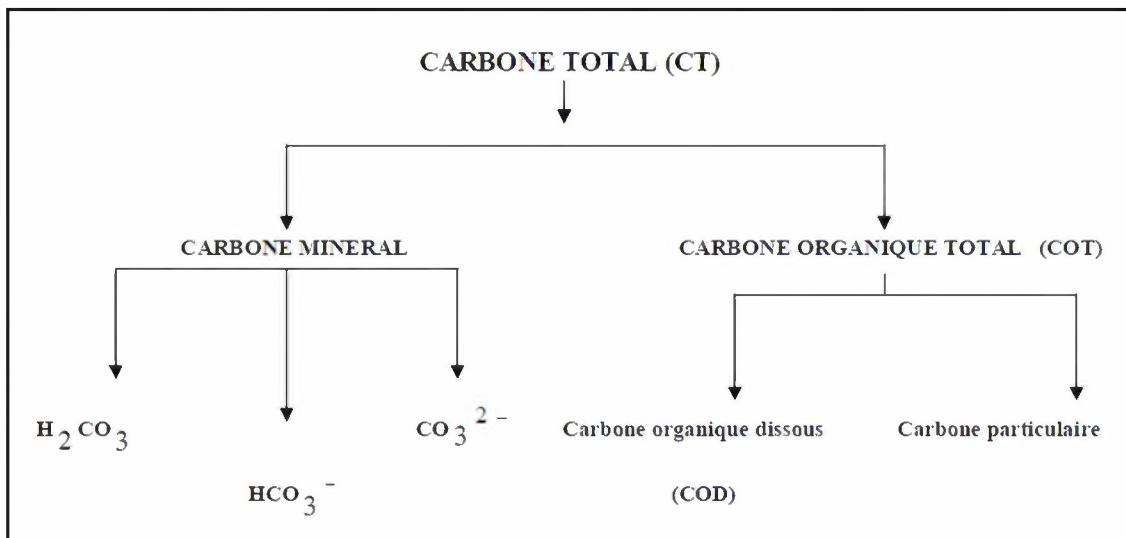


Figure 1: les formes du carbone dans une eau naturelle

I.2.5.3. Les paramètres indésirables

Sont dites indésirables certaines substances qui peuvent créer soit un désagrément pour le consommateur : goût et odeur (matières organiques, phénols, fer...), couleur (fer, manganèse...), soit causer des effets gênants pour la santé (nitrates, fluor...). On surveille donc prioritairement la contamination des eaux par des matières organiques, la concentration en ammonium, la présence de nitrites et de nitrates et la concentration en fer.

a) La matière en suspension (MES)

La matière en suspension rencontrée dans les eaux (essentiellement superficielles) sont très diverses tant par leur nature que leur dimension. Elles sont constituées de quartz, d'argiles, de sels minéraux insolubles, de particules organiques composées de micro-organismes, et de produits de dégradation animaux ou végétaux (Doré, 1989).

b) L'azote

L'élément azote existe principalement sous forme ionique, à savoir NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- . La pollution en ions NH_4^+ existe principalement pour les eaux de surface. Leur oxydation conduit à la formation d'ions NO_2^- . Ils sont en équilibre avec la forme gazeuse NH_3 . Ces deux espèces sont très toxiques pour la faune aquatique et problématique pour la santé publique. Elles induisent une prolifération bactérienne sur le réseau, pour conséquence, la dégradation des qualités organoleptique de l'eau et la corrosion des canalisations. Mais les nitrates sont la principale source d'inquiétude. Ces ions se transforment en milieu acide faible en ions nitrites. Ceux-ci sont toxiques pour l'organisme humain. (Beaudry, 1984; Cardot, 1999).

c) Certains métaux**Fer**

Certaines eaux souterraines en contiennent une forte proportion. Sous l'action de l'oxygène, le fer ferreux s'oxyde en fer ferrique et il est difficile de les doser séparément. Le fer contenu dans l'eau provient des roches et des sols mais aussi, bien souvent, des tuyauteries lors de l'échantillonnage ; ce qui peut fausser considérablement les résultats de l'analyse. Dans l'eau potable, la teneur maximale acceptable est de 0,3 mg/l et l'objectif est inférieur à 0,05 mg/l (Rodier et al, 2009, Vilaginés, 2003).

Manganèse

La présence de cet élément dans les approvisionnements d'eau est indésirable pour plusieurs raisons : à des concentrations supérieures à 0,15 mg/L, le manganèse tache les tissus et les éléments de plomberie; de plus, en fortes concentrations, il donne un mauvais goût aux boissons. Comme le fer, il peut causer des problèmes dans les réseaux de distribution en y favorisant la croissance de microorganismes. Même à des concentrations inférieures à 0,05

mg/L, le manganèse peut former dans la tuyauterie des dépôts qui peuvent se présenter sous la forme de précipités noirs (**Santé Canada, 1987**).

Fluorures

L'ingestion par l'eau de boisson constitue la voie principale d'apport du fluor à l'organisme, les aliments en apportant très peu. Un excès de fluor entraîne des fluoroses dentaires (tâches sur l'émail) et osseuses (déformations articulaires), la raison pour laquelle la concentration maximale acceptable de fluorure dans l'eau potable est fixée à 1,5 mg/L (**OMS, 2002**).

Zinc

Le régime alimentaire est normalement la principale source de zinc. Bien que les niveaux de zinc dans les eaux de surface et les eaux souterraines ne dépassent pas 0,01 et 0,05 mg /litre, respectivement, les concentrations dans l'eau du robinet peut être beaucoup plus élevée à cause de la dissolution de zinc à partir de tuyaux (**OMS, 2003**).

Cuivre

Le cuivre peut être détecté dans les eaux de surface, les eaux souterraines ou l'eau de mer. Sa présence fait suite à l'érosion du sol ou des rochers, de la dislocation du sol, ou encore à des activités anthropogéniques, telle que l'activité minière ou agricole, et les effluents provenant des usines de traitement des eaux usées. (**Campagna et al., 2012**).

I.2.5.4. Les paramètres toxiques

Une pollution industrielle ou agricole de la ressource (rivières, lacs, etc.) ou une altération des réseaux de distribution par des substances toxiques (le cadmium, le cyanure, le mercure, le plomb, le chrome, le nickel, l'antimoine et le sélénium, ainsi que certains hydrocarbures) peut entraîner facilement une menace sérieuse pour la santé en cas de consommation régulière. Les teneurs tolérées sont extrêmement faibles et nécessitent des analyses très strictes.

a) Les métaux lourds

Les métaux lourds existent sous formes dissoute et en suspension ainsi que sous une forme difficilement soluble dans les sédiments. (**Bliefert et Perraud, 2001**). Ils sont problématiques en raison de leurs caractères persistants et de leur toxicité notamment pour le système nerveux. C'est pour cette raison que les règlements les concernant imposent des seuils très bas.

b) Huiles et Hydrocarbures

Les hydrocarbures proviennent de la fossilisation de la matière organique, leur importance dans le domaine commerciale (utilisé comme carburant, combustibles, huiles lubrifiantes et comme produits de base dans la synthèse pétrochimique) a fait que ces derniers ont été responsables des plus importantes pollutions en milieu aquatique (**Mekhalif, 2009 ; Hamlil, 2005**).

I.2.5.5. Les paramètres microbiologiques

Le principal indicateur recommandé pour suivre la pollution humaine est constitué par l'ensemble des microorganismes du groupe coliformes. Une eau qui est porteuse d'un seul *Escherichia Coli* par 100ml devient potentiellement dangereuse. Ce point est important, car le critère de potabilité de l'eau se fixe à partir de la présence ou de l'absence de ces germes témoins (**Miquel, 2003**).

La détection de coliformes fécaux ou de streptocoques fécaux indique une contamination d'origine fécale. La présence de ces germes pathogènes dans une source d'approvisionnement en eau peut engendrer des épidémies de maladies d'origine hydrique.

Les germes tests de la contamination fécale recherchée dans les eaux de boisson sont principalement: (*E. coli*, Streptocoques fécaux, *Clostridium sulfitoréducteurs*). La réglementation requiert l'absence de germes tests de contamination fécale dans tout échantillon de 100 ml d'eau analysée (**Rodier et al, 2009**).

I.3. Les traitements physico-chimiques correctifs de la qualité des eaux naturelles

Les eaux souterraines sont généralement d'excellente qualité physico-chimique et bactériologique. Néanmoins, les terrains traversés en influent fortement la minéralisation. Les eaux de surface sont généralement riches en gaz dissous, en matières en suspension et organiques, ainsi qu'en plancton. Elles sont très sensibles à la pollution minérale et organique de type nitrate et pesticide d'origine agricole (**Hernandez De Léon, 2006**).

Le traitement des eaux concerne plus spécialement les eaux de surface, sachant que certaines eaux souterraines doivent également être traitées. Suivant les circonstances, ces deux types de traitement sont semblables ou différents, mais de toute façon ils présentent des points communs.

I.3.1. Schéma classique d'une filière de traitement d'une eau naturelle

La transformation d'une eau de surface en une eau propre à la consommation nécessite de faire appel à un ensemble de procédés de traitement extrêmement divers qu'il faut assembler dans un ordre déterminé afin de fournir un produit fini conforme aux normes de potabilité.

Le schéma classique d'une station de potabilisation d'une eau de surface est généralement comporte cinq grandes étapes tels que prétraitement, oxydation, clarification, désinfection et affinage.(cf. Figure 2).

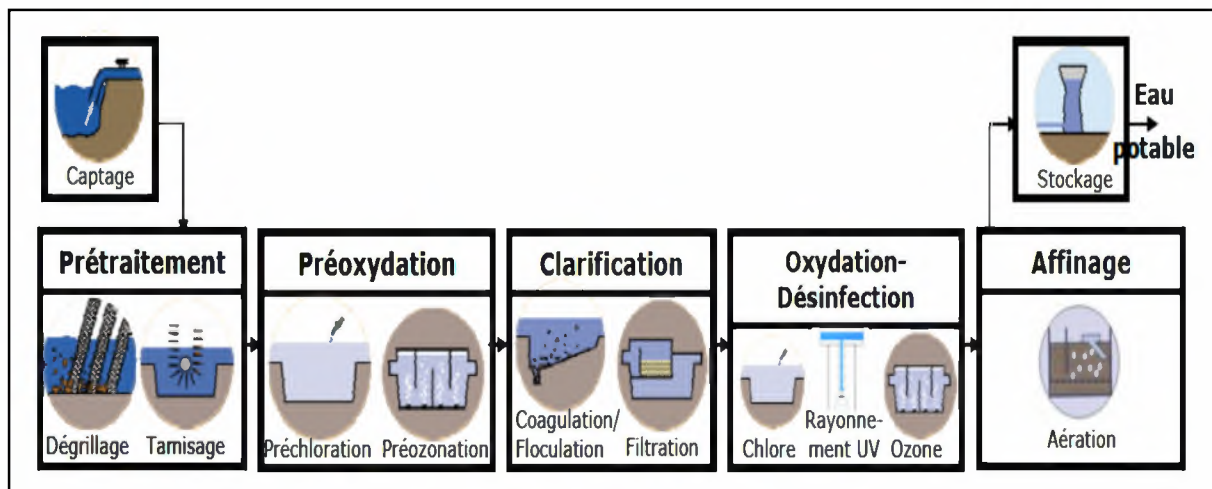


Figure 2 : Schéma classique d'une station de potabilisation (Hernandez De León, 2006)

I.3.2. Les prétraitements et la clarification

I.3.2.1. Prétraitement

Une eau, avant d'être traitée, doit être débarrassée de la plus grande quantité possible d'éléments dont la nature et la dimension constitueraient une gêne pour les traitements ultérieurs. Pour cela, on effectue des prétraitements de l'eau de surface. Dans le cas d'une eau potable, les prétraitements sont principalement de deux types: le dégrillage suivi du tamisage (Hernandez De León, 2006).

Le dégrillage, premier poste de traitement, permet de protéger les ouvrages aval de l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de traitement. Le dégrillage sert aussi à protéger les pompes et les canalisations contre les corps flottants grâce à des barreaux espacés généralement de 5 à 10 cm (Desjardins, 1999).

Le tamisage permet d'éliminer des objets plus fins que ceux éliminés par le dégrillage, grâce à des grilles à mailles de 0.3 à 3mm, l'évacuation de matière en suspension et notamment algues, herbes, alluvions, insectes, débris végétaux et animaux..etc (Desjardins, 1999; Cardot, 1999).

I.3.2.2. Clarification

La clarification est l'ensemble des opérations permettant d'éliminer les matières en suspension (MES) d'une eau brute ainsi que la majeure partie des matières organiques dissoutes. La clarification comprend les opérations suivantes: la coagulation, la floculation, la décantation et la filtration. (Degrémont, 2005). L'objectif consiste à agréger sous forme de floes, les matières en suspension organiques et minérales et les substances colloïdales. Elles se décantent au fond du bassin de décantation ou elles sont régulièrement extraites. Par contre, l'eau surnageant est filtrée soit sur sable (éliminer les fins particules en suspension qui restent) soit sur charbon actif (afin d'éliminer en plus les couleurs et odeurs dues à la matière organique). (Valentin, 2000). L'efficacité de ce traitement dépend du type de particules rencontrées.

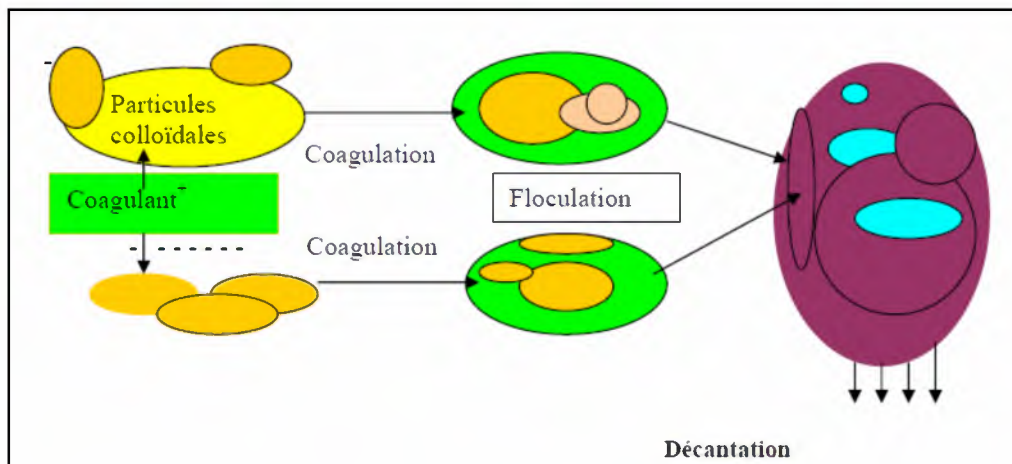


Figure 3: Coagulation / Flocculation (Lind, 1994)

I.3.3. Les traitements de préoxydation et de désinfection

I.3.3.1. Pré-oxydation

L'oxydation est une opération essentielle à tout traitement des eaux. Il existe deux méthodes de préoxydation :

a) Préoxydation physique (aération)

L'aération s'effectue soit par barbotage soit par panache. Elle peut également se faire par projection d'eau sur un obstacle qui brise la masse d'eaux arrivant d'une conduite. Cette étape permet l'augmentation de la teneur en oxygène afin de rendre l'eau agréable à boire. Elle permet aussi l'oxydation des ions ferreux en ions ferriques, formes facilement éliminables. Le CO₂, responsable de l'agressivité de l'eau, est éliminé par aération sous pression atmosphérique (**Degrémont, 1989**).

b) Préoxydation chimique

Si les eaux à traiter contiennent beaucoup de matières organiques, ou encore de l'ammoniaque, du fer ou du manganèse, une étape d'oxydation chimique préalable est nécessaire. Elle permet d'éliminer plus facilement ces substances au cours de l'étape de la clarification.

Ce traitement en tête de filière se justifie en raison de ses multiples objectifs. L'élimination des algues, des goûts, de l'odeur et de la couleur, l'amélioration des qualités organoleptiques d'une eau. Cette étape va s'insérer dans une filière, en la plaçant en aval des prétraitements physiques et en amont des traitements classiques. L'intérêt d'un traitement chimique d'oxydation est de permettre une meilleure élimination de certaines substances lors des étapes suivantes Particulièrement (**Cardot, 1999 ; Degrémont, 1989**).

Le Préoxydation chimique est un procédé qui utilise le chlore (ou l'hypochlorite de sodium), l'ozone, le dioxyde de chlore ou le permanganate de potassium.

I.3.3.2. Désinfection

La désinfection est un traitement qui permet de détruire ou d'éliminer les micro-organismes pathogènes tels que virus, bactéries protozoaires présents dans l'eau afin d'empêcher le développement de maladies à transmission hydriques, ce traitement n'inclut pas nécessairement la stérilisation (**Desjardins, 1997 ; Senet, 2003**).

La désinfection des eaux comporte 2 étapes importantes correspondant à 2 effets différents d'un désinfectant donné.

- 1- Effet bactéricide : capacité de détruire les germes en une étape donnée du traitement.

2- Effet rémanent : c'est un effet du désinfectant qui se maintient dans le réseau de distribution et qui permet de garantir la qualité bactériologique de l'eau (**Degrémont, 1989**).

Bien que le chlore et les hypochlorites soient les désinfectants les plus utilisés, on peut également employer les chloramines, le dioxyde de chlore, l'ozone et le rayonnement ultraviolet (**OMS, 1994**).

Mais le chlore est l'agent le plus utilisé comme désinfectant final, avant refoulement de l'eau dans le réseau, il permet d'achever la désinfection de l'eau et de protéger le réseau contre les développements bactériens vu son effet rémanent (**Mouchet, 1991**).

Le principe de la désinfection est de mettre un désinfectant à une certaine concentration pendant un certain temps dans une eau contaminée. Cette définition fait apparaître trois notions importantes : les désinfectants, le temps de contact et la concentration résiduelle en désinfectant. Une bonne désinfection via les réactifs oxydants demande la combinaison d'une concentration C avec un temps de contact T ; c'est le facteur $C.T$ (mg.min/L). Cette valeur varie avec les microorganismes concernés, le type de désinfectant et la température (**Hernandez De Léon, 2006**).

I.3.4. Les traitements d'affinage

Pour un perfectionnement de la qualité de l'eau traitée, on procède à l'affinage visant à éliminer les micropolluants qui existent déjà dans l'eau ou qui se sont formés au cours du traitement et qui n'ont pas été totalement abattus par la coagulation-floculation.

Cet affinage est réalisé par le phénomène d'adsorption, généralement sur du charbon actif. Celui-ci est mis en oeuvre soit en poudre au cours de la floculation et sera par la suite évacué avec la boue, soit sur lit sous forme de grains, habituellement utilisé après filtration sur sable (**Beaudry, 1984 ; Degrémont, 1989**).

I. 4. Exemples de stations de potabilisation dans le monde

I.4.1. L'usine de production d'eau potable Edmond-Pépin de Choisy le Roi en France

Implantée sur la Seine en amont de Paris, d'une superficie de 16 hectares, l'usine de production d'eau potable Edmond Pépin de Choisy-le-Roi, c'est la plus grande usine de traitement d'eau potable de France, et l'une des plus grandes et des plus modernes usines au monde. Elle est située sur la rive gauche de la Seine, à 8 km en amont de Paris. (**SEDIF, 2016**).

L'usine est alimentée par l'eau de la Seine. Elle fournit chaque jour 350 000 m³ d'eau répartie sur 59 communes à 1,85 million d'habitants de la banlieue sud de Paris. Sa production peut être portée, si nécessaire, à 600 000 m³ pour faire face aux pointes de consommation ou pour secourir l'usine de Neuilly-sur-Marne. (**Blachère, 2011**).

Le réseau lié à l'usine de Choisy comprend 16 sites de stockage, d'une capacité totale de 280 000 m³ et 19 usines de relèvement qui assurent aux consommateurs une pression de l'eau constante quel que soit le relief.

Construite à la fin du 19^{ème} siècle, l'usine a été plusieurs fois modernisée ce qui en fait un modèle technologique, industriel et environnemental et constitue une référence en France et en Europe. La filière de traitement repose aujourd'hui sur une logique de barrières multiples, chacune des étapes successives contribuant à garantir la qualité de l'eau produite. L'eau est puisée en Seine puis traitée selon une filière dite biologique dont les étapes essentielles combinent barbotage à l'ozone et filtration rapide sur lit de sable puis de charbon actif en grains, Cette filière reproduit en accéléré les mécanismes de l'épuration naturelle de l'eau à travers le sol et élimine tous les toxiques et substances indésirables, résultant des activités humaines, industrielles et agricoles, ou issues du milieu naturel, la chloration finale n'intervenant que pour prévenir les développements bactériens dans le vaste et complexe réseau de distribution. (**Blachère, 2011**).

Afin de sécuriser encore le traitement de l'eau, le SEDIF (le Syndicat des Eaux d'Ile-de-France) améliore l'efficacité de la filière de traitement de son usine de production d'eau potable avec une nouvelle étape de traitement aux UV. D'un montant total de 9,5 millions d'euros hors taxe, ces deux unités constituent la dernière étape de la mise en place d'une triple barrière de désinfection par chloration, ozonation et UV.

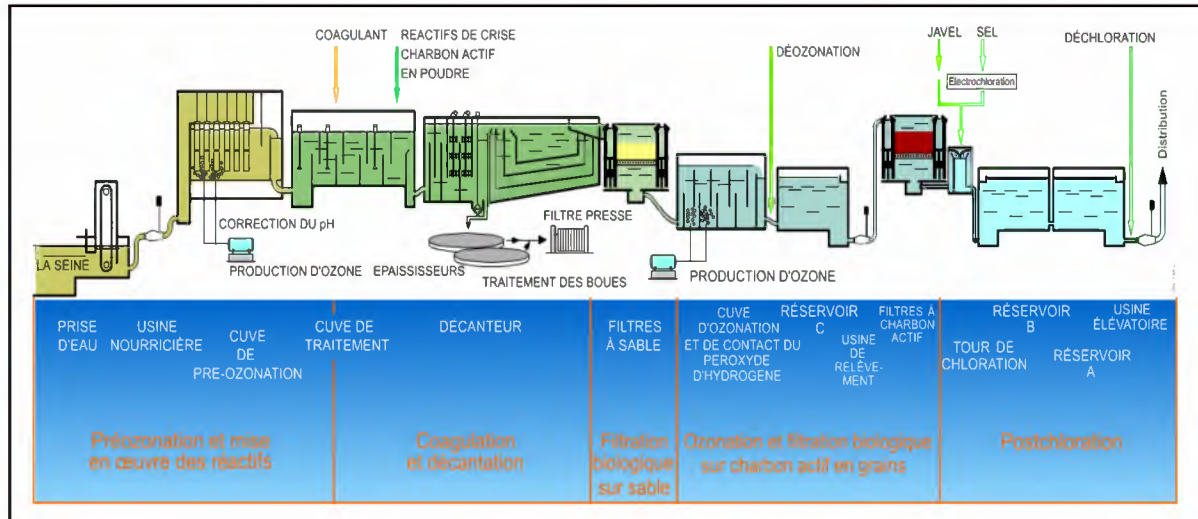


Figure 4 : Schéma de fonctionnement de l'usine de Choisy-le-Roi (SEDIF, 2016)

I.4.2. L'usine de production d'eau potable de Pointe-Claire au Canada (Le Comité de gestion de l'eau de Pointe-Claire, 2004)

Construite en 1918, la première usine de la municipalité avait une capacité de 4 500 m³/jour. Pour répondre aux besoins d'une population croissante et d'un parc industriel en pleine expansion. Actuellement l'usine de production d'eau potable Pointe-Claire dessert en eau potable quatre municipalités de l'ouest de l'île de Montréal (Québec). Ainsi, l'usine distribue en moyenne 60 000 m³ d'eau potable par jour à une population plus de 80 000 personnes et environ 1000 industries et commerces répartis dans les villes de Pointe-Claire, Beaconsfield, Baie-D'Urfé, Kirkland et un secteur de la ville de Dollard-des-Ormeaux.

Pour produire de l'eau potable, cette usine traite l'eau du lac Saint-Louis, l'eau brute passe à travers un écran grossier afin d'enlever les débris suspendus, les algues, etc. Dans le puits d'eau brute, du charbon activé en poudre est ajouté pour neutraliser le goût et les odeurs. Du sulfate d'aluminium est ajoutée pour favoriser la coagulation. Des pompes d'eau brute font monter l'eau jusqu'au niveau du déversoir. De la silice activée est ajoutée pour accélérer la coagulation de particules. Au moment on l'eau entre dans les bassins de sédimentation, sous l'effet d'un brassage pulsatif, les particules de floc forment et agissent comme un filtre et des zones stables recueillent les excès de boues qui sont évacués à l'égout. L'eau reçoit alors sa première application de chlore et passe ensuite dans filtre de sable et un lit d'anhracite. Toutes les matières résiduelles en suspension sont retenues dans les filtres et, par la suite, l'eau s'achemine vers le réservoir d'eau claire. C'est là que les derniers produits de traitement sont ajoutés, tels que la chaux hydratée pour régulariser le niveau de

PH, du fluorosilicate de sodium comme agent de fluoration et du chlore pour désinfecter le réseau de distribution.

Pointe-Claire fut la première municipalité au Québec à ajouter du fluor dans son eau. Seulement 8 % de la population du Québec a accès à de l'eau fluorée alors que 70 % de la population de l'Ontario et des États-Unis y ont accès.

L'eau produite à partir de l'usine de production d'eau potable Pointe-Claire respecte toutes les normes de qualité émises par le ministère de l'Environnement du Québec. Ceci est ce qui rend cette usine parmi les plus importantes installations au Québec.

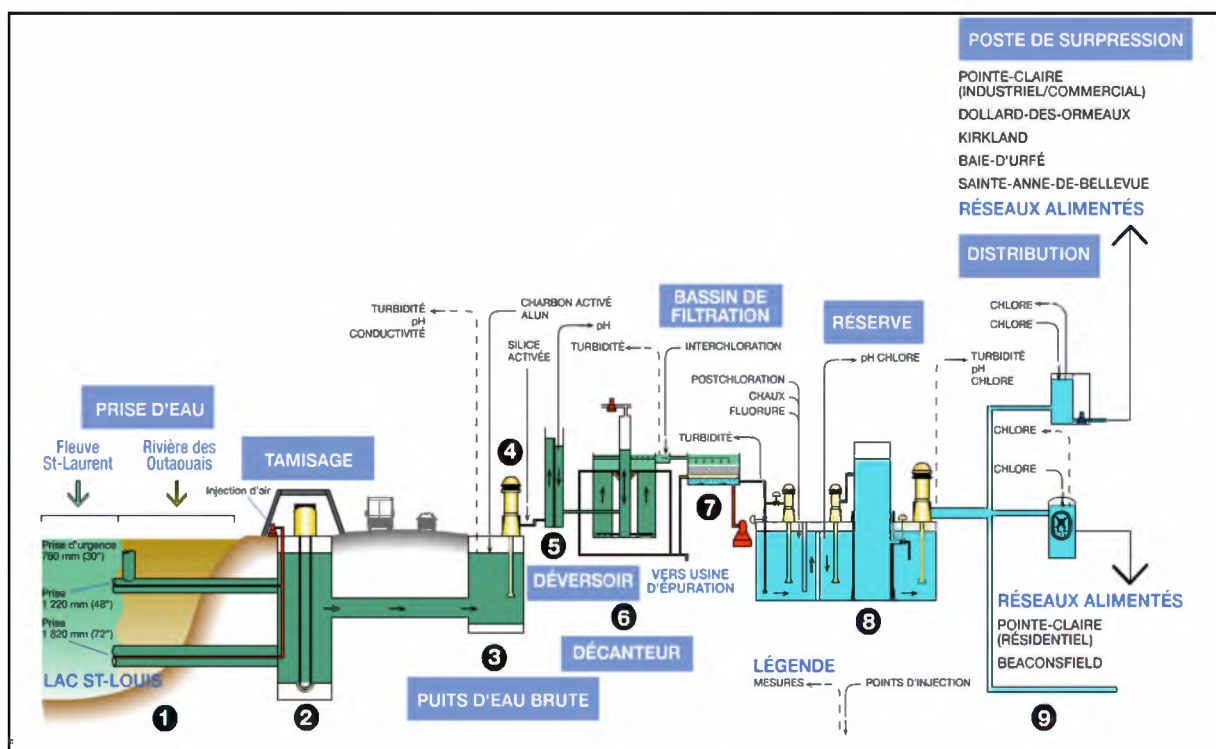


Figure 5: Les Filière de production dans l'usine de Pointe-Claire (d'après le site officiel de l'usine)

I.4.3. L'usine de production d'eau potable de Tailfer en Belgique

L'usine de Tailfer, située sur rive droite de la Meuse (fleuve).a Profonde ville (Lustin), à 9 km au sud de Namur (Belgique), a une capacité de production journalière de 240000 m³, elle transforme l'eau brute du fleuve Meuse en eau potable. (Mazoua et Chauveheid, 2005).

C'est la société Vivaqua, ancienne Compagnie Intercommunale Bruxelloise des Eaux (CIBE) qui depuis 1973 exploite cette usine qui est l'unique captage d'eau de surface de Vivaqua.

Dans cette usine, Vivaqua transforme la sombre Meuse en or bleu potable et répond à 30% des besoins aquatiques bruxellois (**Haut et al, 2009**).

L'usine est conçue de manière modulaire et divisée en 4 unités de 60.000 m³/jour. La capacité de production en régime de longue durée est de 180.000 m³/jour et de 240,000 m³/jour en régime de pointe.

Le traitement appliqué comprend les étapes suivantes : (**Courtois ,2003**)

- dégrillage et tamisage
- préoxydation par injection d'ozone (la désinfection est réalisée à l'ozone depuis le démarrage de la station)
- acidification, coagulation, floculation et décantation
- filtration à l'aide de charbon actif et de sable
- seconde injection d'ozone
- seconde filtration sur charbon actif
- injection de NaOH pour corriger l'agressivité de l'eau traitée vis-à-vis du CaCO₃

En fin de filière, un désinfectant secondaire, le chlore est ajouté à l'eau afin d'assurer sa stabilité biologique dans le réseau de distribution. Cette étape est nécessaire étant donné que l'ozone utilisé dans l'étape de désinfection primaire n'a pas d'effet rémanent dans l'eau.

Outre le fait de traiter l'eau, il convient également de traiter les boues générées pendant le processus.

L'eau potabilisée est d'abord stockée à Tailfer dans deux réservoirs souterrains d'une capacité de 15000 m³ avant d'être remontée par des pompes vers le réservoir de Bois-de-Villers. Elle s'écoule alors dans des conduites sous pression vers le réservoir de Callois, situé à Braine-l'Alleud avant d'alimenter une partie de la région bruxelloise.

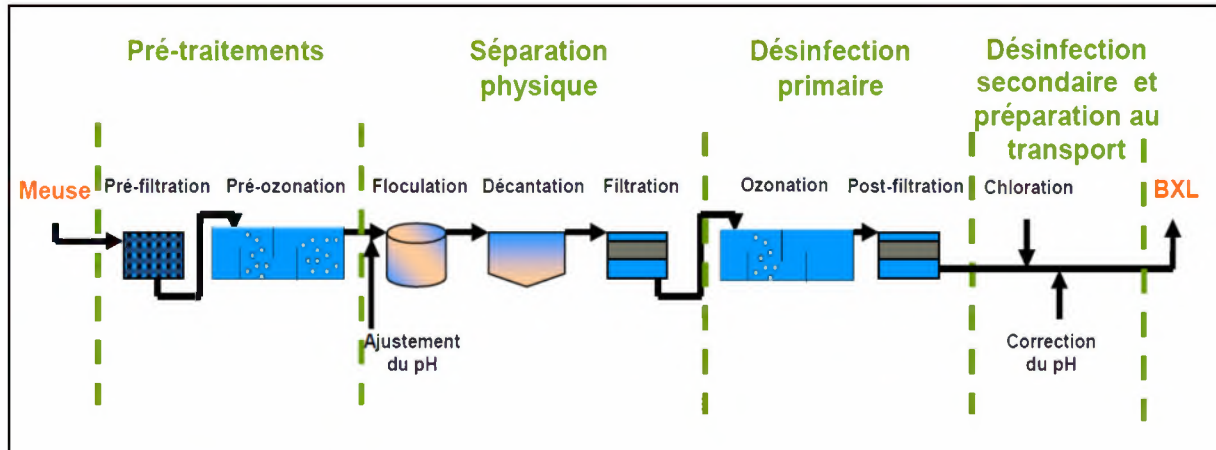


Figure 6: les filières de production d'eau potable de la station de Tailfer (Talbot, 2011)

II.5. Conclusion

Ce premier chapitre a servi d'introduction au domaine lié à notre étude. Nous avons présenté quelques-uns des concepts qui peuvent être essentiels à la compréhension des chapitres suivants et qui se rapportent à la caractérisation de la qualité des propriétés microbiologiques, physiques et chimiques de l'eau afin de faciliter la description des filières de traitement d'une eau naturelle. Il a été décrit les différentes étapes d'une chaîne de traitement d'eau potable en nous basant sur la chaîne la plus complète possible et la plus courante. Pour illustrer cela, nous avons décrit trois importantes usines de production d'eau potable dans le monde (France, Canada, Belgique) et qui utilisent des procédés différents de traitement, notamment dans l'étape de la désinfection tels que le chlore, l'ozone et les rayons UV.

Le chapitre suivant est consacré plus spécifiquement à la désinfection des eaux. Nous verrons en détail les différents procédés physiques et chimiques pour la désinfection existant dans le monde.

Chapitre II :

Caractéristiques globales des procédés physiques et chimiques de désinfection

II.1. Introduction

Dans le domaine du traitement de l'eau, la désinfection revêt une grande importance et elle est généralement toujours préconisée quelque soit le type d'eau. En effet, elle constitue le dernier obstacle à la transmission des maladies bactériennes et virales d'origine hydrique (**Degrémont, 1989 ; Miquel, 2003**).

Il existe différentes techniques de désinfection dont certaines sont plus largement appliquées dans le traitement de l'eau. Ces méthodes font appel soit à un processus physique comme les procédés membranaires ou les rayons UV par exemple, soit à un processus chimique par ajout à l'eau d'un réactif oxydant (Chlore, ozone, permanganate, eau oxygénée, brome,...) ou encore par une oxydation poussée formant des radicaux OH^\bullet (**Cheval, 1982 ; Doré, 1989**).

L'objectif de cette partie est de faire une synthèse de manière exhaustive des techniques les plus utilisées pour la désinfection des eaux de boisson dans le monde à l'exception de la chloration, qu'elles soient physiques ou chimiques.

II.2. Procédés physiques

Les procédés de désinfection physique mettent en œuvre deux processus : une destruction et/ou une rétention des microorganismes sur un support de filtration. Dans le premier cas, il est fait appel au rayonnement ultra-violet ; dans le second, à une filtration sur membrane.

Leur action ne nécessite aucun réactif chimique, présentant alors l'avantage de n'avoir aucune incidence sur le milieu environnemental. Cependant, un apport d'énergie important est nécessaire et exige un compromis entre l'efficacité souhaitée et le coût énergétique (**Degrémont, 2005**). L'ensemble des avantages et inconvénients propres à chaque procédé sera détaillé dans les parties correspondantes.

II.2.1. Les rayons UV

II.2.1.1. Généralités

La désinfection des eaux par rayonnement ultraviolets (UV) a été abordée dès 1910. Ce n'est qu'à partir des années 70 qu'elle s'est effectivement développée. Actuellement en Amérique du Nord, on estime que 3 000 à 6 000 usines d'eau potable utiliseront les UV dans les 10 à 15 prochaines années pour être en accord avec les nouvelles réglementations (**Moles, 2007**).

Contrairement à la plupart des autres méthodes de désinfection, le rayonnement UV est un procédé physique qui demande un temps de contact de quelques secondes seulement pour inactiver les agents pathogènes (**Sobotka, 1993**).

Si les rayons ultraviolets (UV) constituent en tout premier lieu un mode de désinfection, ils détruisent aussi, selon leur dose, certains micropolluants. Les rayons ultraviolets ont un pouvoir germicide élevé. Contrairement au chlore et au dioxyde de chlore et d'après USEPA (1996) (United States Environment Protection Agency) la désinfection par UV détruit efficacement les agents pathogènes tels que *Cryptosporidium*, *Giardia*, les amibes, etc. Ils peuvent s'utiliser sans autre traitement si la composition de l'eau brute le permet : en cas, par exemple, d'eau de nappe ou de source de très bonne qualité. Les UV endommagent le code génétique (ADN ou ARN) des microorganismes, d'où perturbations métaboliques et perte de leur aptitude à proliférer (Runia, 1994). Mais le principal avantage des UV réside dans le fait qu'ils ne génèrent pratiquement aucun sous-produit et n'utilisent aucun produit chimique. Par ailleurs ils n'ajoutent ni odeur ni goût à l'eau. En revanche, les UV ne protègent pas le réseau de distribution car leur action est limitée dans le temps. D'où pour prévenir la recroissance bactérienne, il faudra soit une eau biologiquement stable, soit une protection du réseau par addition de chlore ou de dioxyde de chlore (OFSP, 2010).

Cependant, le rendement diminue nettement si l'eau est trouble ou contient des matières organiques en dispersion absorbent ces radiations, d'où la nécessité de procéder à une filtration préalable.

II.2.1.2. Nature du rayonnement ultraviolet

Les rayons ultraviolets sont des radiations électromagnétiques dont la longueur d'onde se situe entre 100 et 400 nm (soit entre celle de la lumière visible et celle des rayons X). Le rayonnement U.V se divise en 4 bandes U.V. extrême (de 100 à 200 nm), en U.V.C. (de 200 à 280 nm), en U.V.B.(de 280 à 315 nm) et en U.V.A. (de 315 à 400 nm).

Les UV-C (200 à 280 nm) sont les seuls germicides (destruction des bactéries, virus, champignons, algues et levures), l'effet maximal étant obtenu à 253,7 nm, selon la figure 7 (Moles, 2007).

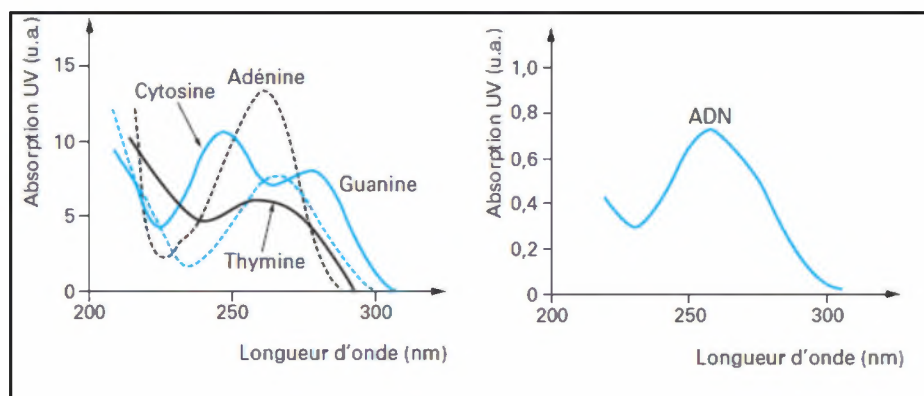


Figure 7 : Absorbance de l'UVC de l'ADN et leur des bases pyrimidiques (Moles, 2007).

On peut calculer le taux de survie des micro-organismes, en fonction de la dose et du temps de contact, en se servant d'équations de cinétique du premier ordre (White, 1992; USEPA, 1996).

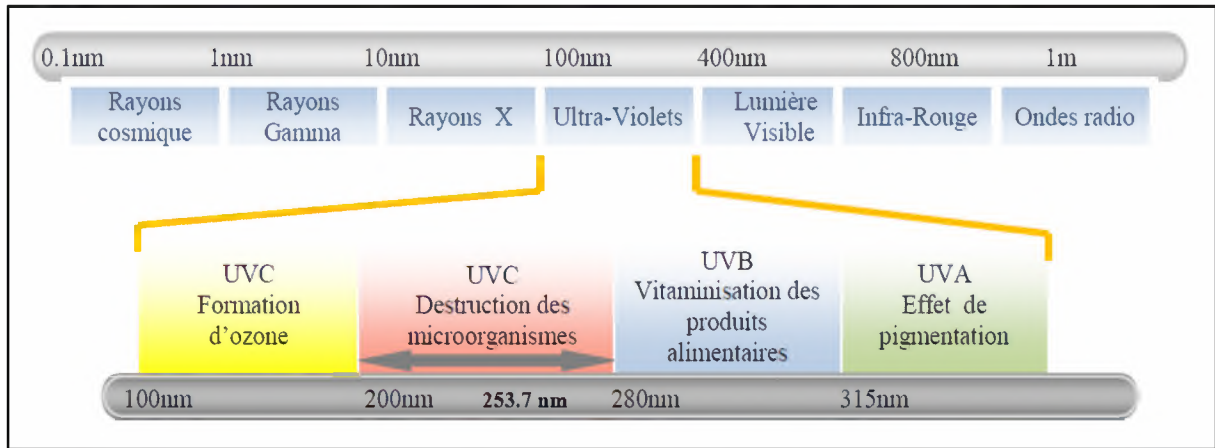


Figure 8: Spectre des rayonnements UV (d'après USEPA, 2006)

L'exposition des micro-organismes aux UV cause un changement dans la structure de leurs acides nucléiques, par lequel découleront ainsi deux effets :

Un effet bactériostatique, qui est indirectement mortel et qui résulte de la destruction des liaisons entre les acides aminés des chaînes d'ADN provoquant ainsi une inhibition de la reproduction.

Un effet bactéricide, qui a un effet mortel direct par blocage de mutations (Ferrere, 1986).

II.2.1.3. Production du rayonnement UV

La lumière UV peut être générée grâce à des lampes à vapeur de mercure. Il s'agit de lampes à arc électrique qui provoquent l'excitation des atomes de mercure, puis l'émission de radiations par retour à leur état fondamental. Le spectre d'émission des lampes dépend de la pression de mercure dans les lampes (USEPA, 2006).

Une lampe à vapeur de mercure se compose de : un tube en quartz-silice pur (de 20 à 25 mm de diamètre), un gaz inerte, deux électrodes et isolateurs pour la suspension (figure 9). Le quartz constitue le seul matériau laissant passer les rayons UV tout en résistant à de hautes températures de 600 à 800 degrés Celsius. Les électrodes sont des tiges en tungstène couvertes de thorium, entourées d'un fil en tungstène. La température de l'arc peut atteindre 3000 degrés Celsius (Milous, 2011).

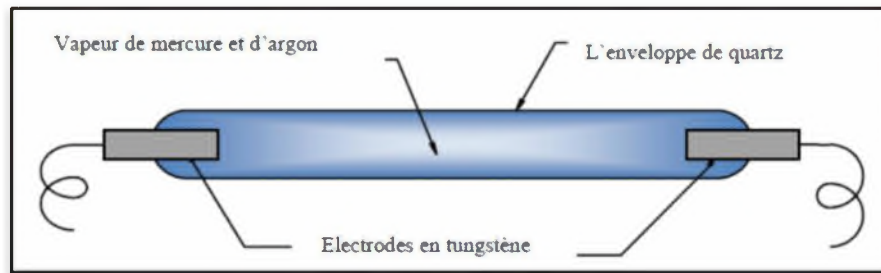


Figure 9 : Composition d'une lampe UV (Milous, 2011)

L'eau à désinfecter transite dans une chambre d'irradiation appelée aussi réacteur où sont placées des lampes, isolées de l'eau par des gaines en silice ou quartz, émettant un rayonnement ultraviolet qui a la propriété d'agir directement sur les chaînes moléculaires (ADN-ARN) des cellules des microorganismes, ce qui interrompt le processus de vie et de reproduction de ces pathogènes. Le rayonnement UV nécessaire se mesure en micro watts. Seconde/cm². (Juery, 2004),

Il existe deux types de lampes UV dépend de la pression de mercure, les lampes à haute et à basse pression. Les lampes à haute pression émettent des UV de longueurs d'onde comprises entre 200 et 280 nm, tandis que les lampes à basse pression émettent un rayonnement à 254 nm (Le Quillec et al, 2002). La quantité d'énergie nécessaire à l'irradiation de la flore est moins grande avec les lampes à basse pression, car la longueur d'onde optimale pour la destruction des pathogènes est 253.7 nm, qui est produite de façon plus importante par les lampes à basse pression.

II.2.1.4. Action du rayonnement UV sur les micro-organismes

L'irradiation aux rayons ultraviolets est efficace pour l'inactivation des bactéries, des virus des protozoaires et des kystes présents dans l'eau potable (Payment, 2005). Lors d'une désinfection par les UV, la lumière UV pénètre dans la cellule de microorganisme à travers sa paroi cellulaire (Tchobanoglous et al, 2003), ensuite les radiations sont absorbées par les acides nucléiques (ARN et ADN) des cellules bactériennes entraînant la formation de dimères pyrimidiques ainsi que de nombreux photo-produits (Cloete et al, 1998). Les modifications photochimiques des acides nucléiques ainsi que les dimères thymine le plus fréquent (deux thymines adjacentes dans un brin d'ADN forment deux liaisons covalentes), le dimère crée

une distorsion au niveau de l'ADN, ces produits vont entraîner une inhibition de la réplication et de la transcription de l'ADN, empêchant ainsi la cellule de se multiplier selon la figure 10.

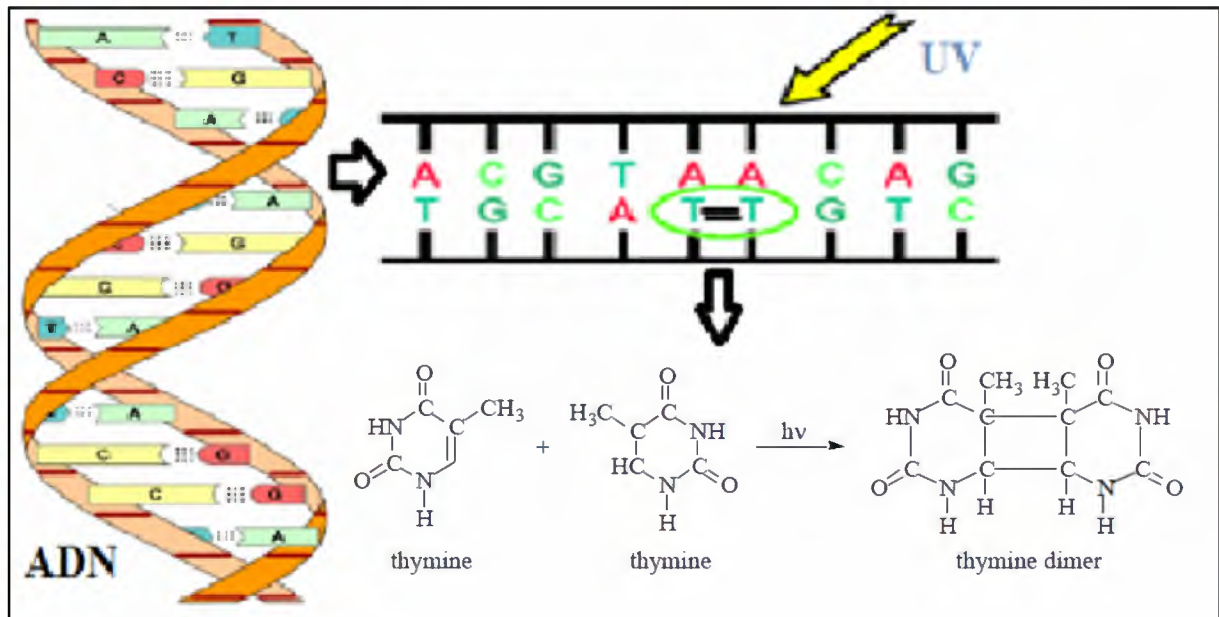


Figure 10 : Mécanisme de désinfection par la lumière ultraviolette. (Bolton, 1999)

Le rayonnement UV est très efficace sur les bactéries et virus à faible dose : de 5 à 25 mW.s/cm² pour une efficacité de 2.log et 90 à 140 mW.s/cm² pour 4.log (USEPA). Son action est immédiate (Juery, 2004).

Les virus sont moins sensibles que les bactéries, ce qui peut être expliqué par le fait que l'Uracile (la base nucléique qui remplace le thymine dans l'ARN de virus) est plus difficilement dimérisé que le thymine de l'ADN des bactéries.

De nombreux auteurs ont, dans les dernières décennies, étudié l'action désinfectante des rayons ultraviolets sur les germes des eaux.

En 1957, Wuhrmann (Cité par Maurin et al, 1974) effectuait une étude comparative de trois procédés de désinfection: les rayons ultra-violet, les ions argent et l'ozone, le travail portant sur *Escherichia coli* et les germes saprophytes de différentes eaux brutes. Pour *E. coli*, la stérilisation complète par les ultra-violets était obtenue facilement, alors que pour les germes saprophytes sporules les résultats variaient avec le temps d'irradiation, un débit de 4 litres par seconde permettant un taux de destruction supérieur à 99 %. L'emploi du rayonnement ultra-

violet constitue donc, pour cet auteur, un bon moyen de désinfection bactériologique des eaux claires. (Maurin et al, 1974).

D'après Rauth et Chang et al, la réponse à l'UV est variable selon le type de micro-organisme ciblé (figure 11). En se limitant aux trois groupes principaux visés par la désinfection, la conclusion de la majorité des auteurs va dans le sens de celle de Chang et al. En général, la résistance des micro-organismes aux UV suit le même schéma que celui établi pour les désinfectants chimiques (Chang et al, 1985), dans un ordre décroissant de résistance on a : les kystes de protozoaires, les spores bactéries, les virus, les bactéries végétatives.

La variation de sensibilité observée est difficilement dissociable de son état morphologique. Puisque le rayon doit pénétrer la cellule pour l'endommager, les organismes possédant une paroi plus épaisse ou des structures externes particulières seront en principe plus résistants aux rayons.

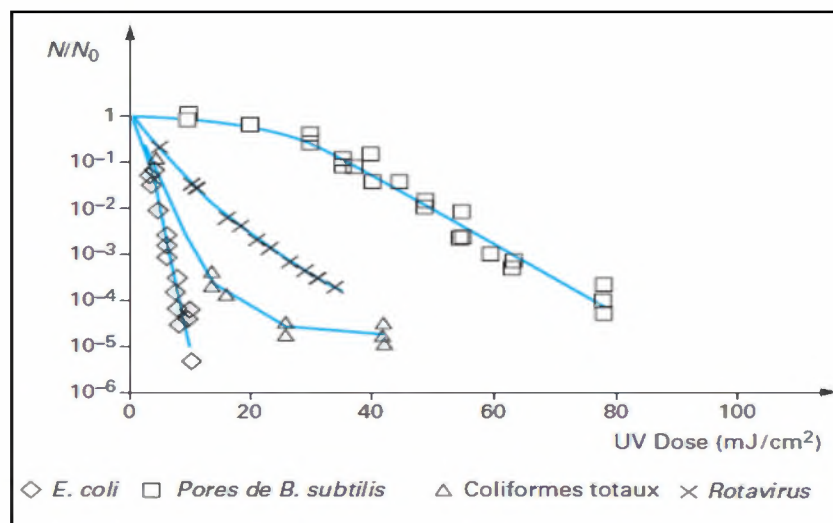


Figure 11 : Courbes d'abattement pour différents types de micro-organismes en fonction de la dose appliquée (Moles, 2007)

II.2.1.5. Avantages et inconvénients de la désinfection par U.V

L'irradiation UV est un procédé qui a montré son efficacité vis-à-vis de la désinfection. Il présente plusieurs avantages :

✓ Rapidité du traitement (temps de contact de quelques secondes) et génération sur place, donc pas de stockage de produit toxique ou dangereux ; (Moles, 2007)

✓ automatisation du système, simplicité des installations et de la mise en œuvre, facile et de faibles coûts ; **(Franzin et al, 2002)**

✓ une haute sécurité d'opération et risques très limités vis-à-vis du personnel de l'établissement ; **(Cloete et al, 1998)**

✓ Pas d'effets indésirables sur l'eau ou le système de tuyauterie, et l'absence de modifications de la composition physico-chimique de l'eau et l'absence de risque de surdosage ; **(Moles, 2007)**

✓ une absence d'effets secondaires indésirables usuellement trouvés dans les traitements chimiques classiques, tels que la génération de sous-produits. **(Franzin et al, 2002)**.

L'utilisation des UV présente néanmoins des inconvénients :

✓ le système de désinfection aux UV ne présente aucune rémanence et il doit être combiné à un autre désinfectant qui possède ce caractère. **(OFSP, 2010)**, l'association de deux désinfectants entraîne un coût de fonctionnement élevé (par exemple nettement plus élevé que pour le chlore employé seul) ;

✓ influence de la turbidité (une turbidité élevée ne se prêtent pas au traitement UV, nécessité d'une filtration efficace), et de la dureté (encrassement des tubes) ; **(Moles, 2007)**

✓ les eaux dures entraînent la formation de dépôts au niveau des réacteurs qui peuvent nuire au bon fonctionnement du système. La nécessité du nettoyage des gaines de quartz ;

✓ .Il n'y a pas de possibilité d'apprécier de façon immédiate l'efficacité du traitement, par la mesure d'un résiduel comme dans le cas d'un oxydant chimique ; **(Cloete et al, 1998)**.

✓ la désinfection aux UV détruit une portion des chélates de fer et de manganèse, ce qui entraîne des dépôts d'oxyde de fer et de manganèse sur les lampes. Enfin le remplacement des lampes est difficile et coûteux ; **(Le Quillec, 2002)**

✓ La faible durée de vie des lampes et la vieillissement des lampes et donc évolution de l'activité dans le temps (65 % après 8 000 h pour des lampes Aquaray) . **(Moles, 2007)**.

II.2.2. Filtration membranaire

II.2.2.1. Généralités sur les membranes

Les procédés à membranes, industrialisés à partir des années soixante, se développent encore à un rythme rapide, il existe maintenant une grande variété de membranes adaptées à divers procédés de séparation. Cette diversité est à l'origine des applications dans des domaines très différents.

Les Procédés membranaires font partie des nouvelles technologies qui peuvent jouer un rôle important car ils peuvent être utilisés pour le traitement des eaux et pour la production de l'eau potable. Les procédés membranaires ouvrent des nouvelles possibilités dans l'exploitation de sources d'eau, notamment les océans, qui étaient difficilement utilisables auparavant pour des raisons techniques ou économiques. **(Mallevalle et al, 1996)**.

L'élément le plus important est bien sûr la membrane elle-même. Au sens large, une membrane permselective est une interface se séparant deux milieux, et contrôlant le transport des constituants d'une manière sélective. Elle peut être homogène ou composite, dense ou poreuse, isotope ou anisotrope, ionique ou neutre. Son épaisseur peut aller d'une centaine de nanomètres à plusieurs millimètres et le transport peut y avoir lieu par diffusion induit par des gradients de concentration, de pression, de potentiel électrique, ou de température. Le terme membrane inclut de ce fait une grande variété de matériaux et de structure **(Brun, 1989)**.

Une membrane peut être définie comme étant une couche mince de matière semi-perméable, permettant l'arrêt ou le passage sélectif de substances dissoutes ou non, sous l'action d'une force motrice de transfert (concentration ou pression) (Figure 12). Les critères de séparation des particules, des molécules et/ou des ions peuvent être : La dimension et la forme, la nature chimique, l'état physique, la charge électrique...etc. **(Audinos et Isoard, 1986)**.

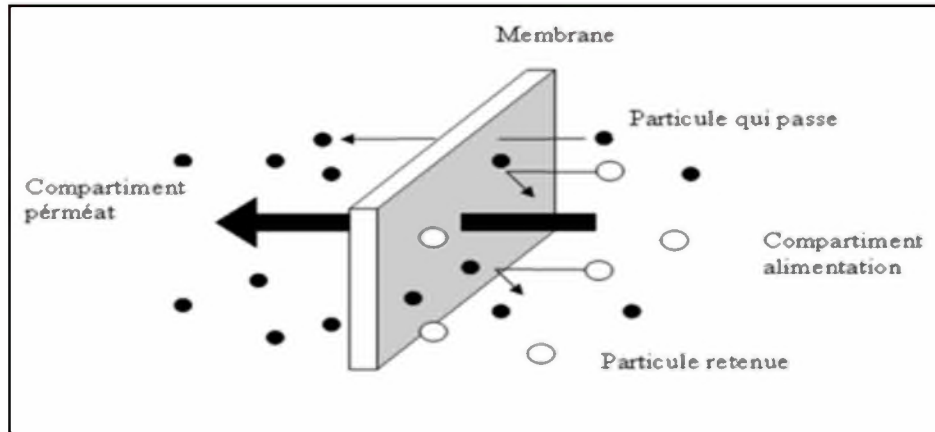


Figure 12: schéma d'une membrane sélective (d'après Mallevalle et al, 1996)

II.2.2.2. Applications des membranes à la production de l'eau potable

Les technologies membranaires ont pris, au cours de cette dernière décennie, de plus en plus d'importance dans le domaine du traitement de l'eau et ce n'est pas sans raison qu'elles sont considérées aujourd'hui comme la technologie du futur. Les raisons en sont évidentes : elles assurent une épuration à la fois efficace et respectueuse de l'environnement, qui se fait quasiment sans aucune utilisation de produits chimiques. Les membranes d'ultrafiltration se sont imposées dans le domaine du traitement de l'eau potable ; elles peuvent filtrer l'eau avec une telle finesse que celle-ci ne contient au final quasiment plus aucune matière solide. Les bactéries, parasites et virus ne sont pas tués, mais totalement filtrés de l'eau potable.

Les techniques membranaires s'imposeront de plus en plus dans les unités de production pour améliorer la qualité et le débit d'eau traitée. Ces traitements physiques sont notamment efficaces pour abattre la turbidité, les microorganismes, pour limiter les sous-produits de désinfection et pour améliorer la qualité gustative de l'eau potable. Dans les procédés de séparation membranaire, il existe deux modes de filtration : une filtration frontale et une filtration tangentielle.

La séparation des constituants est obtenue par le choix approprié du seuil de coupure de la membrane. Celui-ci est défini par la taille des plus petites particules retenues par la membrane. Le seuil de coupure est (exprimé en g/mol ou bien en daltons) est sélectionné de telle manière que les pores de la membrane soient largement inférieurs aux particules que l'on souhaite éliminer. Le colmatage de la membrane en est ainsi fortement retardé.

Selon **Daufin et al, 1998**, le choix d'un type d'opération par membrane à mettre en oeuvre pour réaliser une séparation en fonctions des caractéristiques des molécules ou des espèces à séparer et des différentes forces agissantes qui permettent la mise en oeuvre de ces séparations.

Actuellement, en fonction de la taille des pores ou de la perméabilité de la membrane mise en oeuvre, on distingue quatre procédés membranaires utilisées pour la production de l'eau potable (ct. tableau 6) Le choix du type de système membranaire dépend d'un grand nombre de paramètres, tels que les coûts, les risques de colmatage des membranes, la densité, et les nettoyages nécessaires, les systèmes les plus utilisés sont les systèmes membranaires tubulaires et les systèmes membranaires plans et en spirale (**Edeline, 2000**).

Tableau 6 : Classification des procédés membranaires en fonction de la taille des pores

Catégorie	Ordre de grandeur du pouvoir de séparation (µm)
Microfiltration (MF)	0,1
Ultrafiltration (UF)	0,01
Nanofiltration (NF)	0,001
Osmose inverse (OI)	0,0001

Dans le tableau 7 des exemples d'applications des différents procédés membranaires inverses en traitement des eaux.

Tableau7:Exemples d'applications les procédés membranaires en potabilisation (**Cléret,2004**)

	Micro-organismes	Micro-organismes + Pesticides	Turbidité (eaux karstiques)	Affinage	Dessalement
Osmose Inverse				Mat. Organiques, Pesticides, nitrates, dureté, sulfates	X
Nanofiltration		X		Mat. Organiques, Pesticides, nitrates, dureté, sulfates	
Ultrafiltration	Bactéries, virus Crypto, Giardia	X (Couplage CAP/CAG)	X		
Microfiltration	Bactéries, Crypto, Giardia	X (Couplage CAP/CAG)	X		

II.2.2.3. Action de la filtration membranaire sur les micro-organismes

La filtration membranaire qui permet l'élimination des microorganismes de l'eau brute grâce à une barrière physique apparaît comme un procédé alternatif et/ou complémentaire des techniques conventionnelles de désinfection. Ce procédé a été introduit depuis quelques années dans la chaîne de traitement de l'eau pour réaliser l'étape de clarification (Lebleu, 2007).

La figure 13 nous montre qu'une microfiltration fine arrête des bactéries et toutes les formes vivantes d'une taille supérieure, mais laisse passer au moins partiellement les virus : elle ne peut donc pas exercer une action désinfectante totale, alors qu'une ultrafiltration à une porosité de 0,01 μm arrête également la totalité des virus. Ce résultat sera *a fortiori* également atteint sur des membranes NF ou OI. (Moles, 2007)

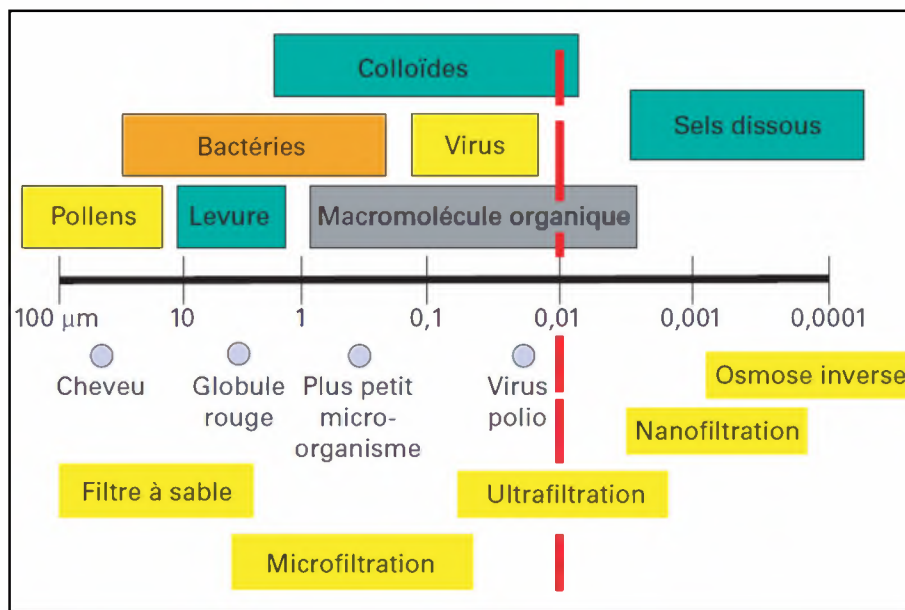


Figure 13 : Comparaison des seuils de coupure des procédés membranaires. (Moles, 2007)

Une étude comparative entre deux types de traitement physique l'un - UV et l'autre par membrane - ultrafiltration; a été réalisée par Gomez et al, 2007. Pour le deuxième traitement ils ont utilisé un module d'ultrafiltration équipé d'une membrane en polyvinylidène fluoride (PVDF) de 0,05 μm . ils ont obtenu une eau d'excellente qualité physico-chimique (91% de déplacement des solides en suspension, et un déplacement de turbidité de 99%) et de bonne qualité microbiologique (absence totale des coliformes totaux, Escherichia - Coli). les deux

systèmes ont donné une qualité physico-chimique stable, alors que la qualité microbiologique n'est stable que dans le cas des techniques membranaire, donc la technologie membranaire est la plus avantageuse.

II.2.2.4. Avantages et inconvénients du système membranaire (Edeline, 2000 ; Chikhi, 2008)

Ces procédés possèdent par rapport aux méthodes classiques de gros avantages :

- ✓ Ils ne nécessitent pas l'utilisation d'extractions chimiques, résistent généralement bien aux produits chlorés ;
- ✓ Ils permettent de travailler à température ambiante (et sont donc utilisables pour récupérer des molécules fragiles) ;
- ✓ Ils sont simples à automatiser, faciles à gérer et sont généralement peu gourmands en énergie.

Ils présentent, par contre, quelques inconvénients dont les principaux sont :

- ✓ L'ultrafiltration et la microfiltration ne retiennent pas les molécules organiques, les précurseurs des chloramines et des THM seront donc toujours présents ;
- ✓ Pas d'effet rémanent, le système membranaire devra dès lors être complété par un désinfectant présentant ce caractère ;
- ✓ Le coût d'investissement pourrait être également limitant, le colmatage se traduisant par une baisse de performances (diminution de la perméabilité, modification de la sélectivité) ;
- ✓ La durée de vie liée à la perte de résistance mécanique, qui peut être due à des nettoyages fréquents ou à l'utilisation des réactifs concentrés (acides, bases, détergents...).

II.3. Procédés chimiques

II.3.1. Principe de l'oxydation chimique

L'oxydation chimique consiste à transformer les contaminants dangereux en composés non dangereux ou moins toxiques, plus stables, moins mobiles, et/ou inertes. Elle est basée sur une réaction d'oxydoréduction dans laquelle un composé perd un ou plusieurs électrons et est

appelé réducteur, tandis qu'un autre capte des électrons et est appelé oxydant. Une réaction d'oxydoréduction se compose donc de deux demi-réactions où le réducteur s'oxyde (réaction d'oxydation) et l'oxydant se réduit (réaction de réduction) (Doré, 1989).

Les deux principaux traitements chimiques par oxydation utilisés dans le cadre du traitement des eaux sont la chloration et l'ozonation.

Bien que le chlore soit l'oxydant chimique le plus utilisé dans le domaine de traitement des eaux, on peut également employer d'autres procédés comme l'ozone. Dans cette partie on résume les caractéristiques des principaux oxydants autres que le chlore utilisés dans les processus de désinfection à savoir : l'ozone, le permanganate de potassium, le brome, le peroxyde d'hydrogène, l'acide peracétique et l'oxydation avancée.

II.3.2. Ozonation

II.3.2.1. Généralités sur l'ozone

L'ozone (O_3) est une forme très instable et réactive de l'oxygène. C'est un gaz bleuté et odorant, plus lourd que l'air, qui se forme naturellement dans la stratosphère sous l'action du rayonnement ultraviolet émis par le soleil sur les molécules d'oxygène (Degremont, 2005).

La chimie de l'ozone dans l'eau est relativement complexe (Figure 14) mais il est admis que la réaction a lieu selon deux grandes voies présentées sur la Figure 15.

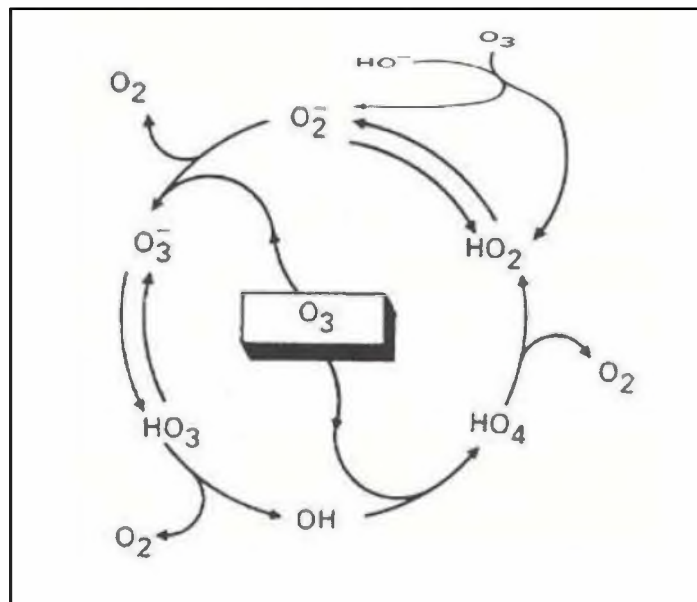


Figure 14 : Mécanisme d'auto-décomposition de l'ozone dans l'eau (Langlais et al, 1991)

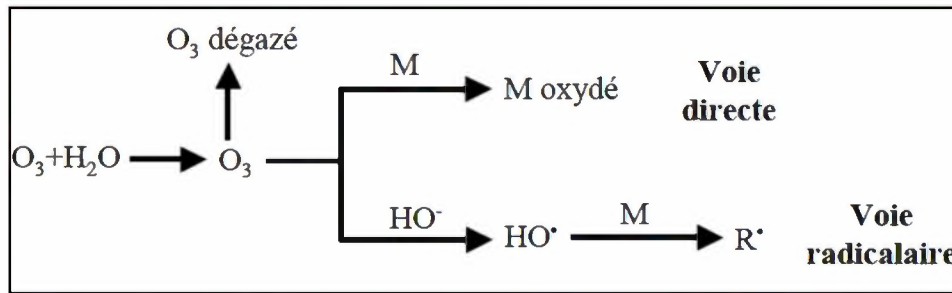


Figure 15 : Schéma réactionnel général de l'ozone en milieu aqueux (Degémont, 2005).

En solution aqueuse, il peut réagir avec les structures carbonées, soit par une action directe de l'ozone moléculaire, soit par une action indirecte faisant intervenir les entités radicalaires comme les radicaux hydroxyles OH^\bullet issus de sa décomposition dans l'eau (Rice, 1997).

Le pouvoir oxydant puissant de l'ozone est dû à la grande réactivité de l'oxygène avec diverses substances, dont les composés organiques (Marvin et al, 1989). En ce qui concerne le pouvoir désinfectant, l'ozone agit principalement sur la guanine et la thymine des acides nucléiques (Ishizaki et al, 1984), la mort des microorganismes est rapide et souvent attribuée aux changements de la perméabilité cellulaire suivis d'une lyse cellulaire.

II.3.2.2. Caractéristiques physico-chimiques et production d'ozone

A température et pression ambiantes, l'ozone est un gaz instable, de couleur bleue, à partir de 0,01 à 0,05 ppm en volume, il ne devient toxique qu'après une exposition de plusieurs heures à une concentration d'environ 0,1 ppm en volume. L'irritation des yeux, du nez et de la gorge, les maux de tête et les nausées sont les symptômes les plus courants d'une intoxication à l'ozone (Wang et al, 2005 ; Hesby, 2005).

Ce gaz est un composé naturellement présent dans l'atmosphère à de très faibles concentrations, et qui joue le rôle dans la stratosphère, de filtre protecteur en absorbant les radiations UV émises par le soleil (Baig et Mouchet, 2010). Le maximum d'absorption se situe à la longueur d'onde $\lambda_{\text{MAX}} = 254 \text{ nm}$, propriété habituellement utilisée pour le dosage de l'ozone en phase gaz.

Les principales constantes physiques et thermodynamiques de l'ozone sont reprises dans le tableau 8.

Tableau 8 : Principales constantes physiques et thermodynamiques de l'ozone (**Baig et Mouchet, 2010**)

Masse molaire	47,9982 g/mol
État physique à 15 °C	Gaz
Température de fusion	-192,7 °C
Température d'ébullition	-111,9 ±0,3 °C
Température critique	- 12,1 ±0,1 °C
Pression critique	5 460 kPa
Masse volumique (gaz) à 0°C, 1atm	2,144 g.l ⁻¹
Densité par rapport à l'air	1,657
Enthalpie libre de formation	142,12 kj.mol ⁻¹
Solubilité dans l'eau (0 oC, 1atm)	1 370 mg/L
Potentiel d'oxydation à 25°C	+2.075 V

II.3.2.3. Fabrication de l'ozone

L'ozone est disponible dans la nature, le plus souvent en raison des éclairs qui se produisent pendant les orages. Il se produit naturellement par le processus de dissociation des molécules d'oxygène en atomes qui se recombinent avec d'autres molécules d'oxygène pour produire l'ozone en libérant une quantité considérable de chaleur (**Garamoon et al, 2002**).

Selon le même principe, la fabrication de l'ozone se fait industriellement par décharge électrique à haute tension dans l'air très sec ou de l'oxygène, produites par des lampes Corona. L'ozone étant instable, il est donc produit sur le lieu de consommation. Une unité de production d'ozone avec une décharge-corona est composée des parties suivantes: une source d'oxygène ou de l'air, des filtres à poussières, de sécheurs de gaz, de générateurs d'ozone et d'unités de contact.

La décharge électrique de type couronne dans un gaz contenant de l'oxygène reste la seule technique permettant la production d'ozone en quantité industrielle (> 2 kg h⁻¹). Cette technique a pour principe d'appliquer une différence de potentiel (valeur comprise entre 3 et 20 kV) avec une fréquence suffisamment importante (de 600 à 1 200 Hz) entre deux électrodes où circule le gaz (Figure 16) (**Kogelschitz et al, 1988 ; Baig et Mouchet, 2010**).

La décharge électrique scinde la molécule d'oxygène en deux générant deux atomes d'oxygène. Puis, une collision entre l'atome d'oxygène (O) et une molécule d'oxygène diatomique (O₂) crée une molécule d'ozone (O₃) qui est chargée négativement (**Carruthers, 1997**). En fait, ces phénomènes produisent l'ozone et la chaleur : il faut refroidir puisque le gaz crée n'est pas stable à haute température.

Les avantages de la méthode de décharge corona sont une plus grande durabilité de l'unité, une meilleure production d'ozone et un meilleur rapport coût/efficacité.

La réaction de la synthèse de l'ozone est la suivante :

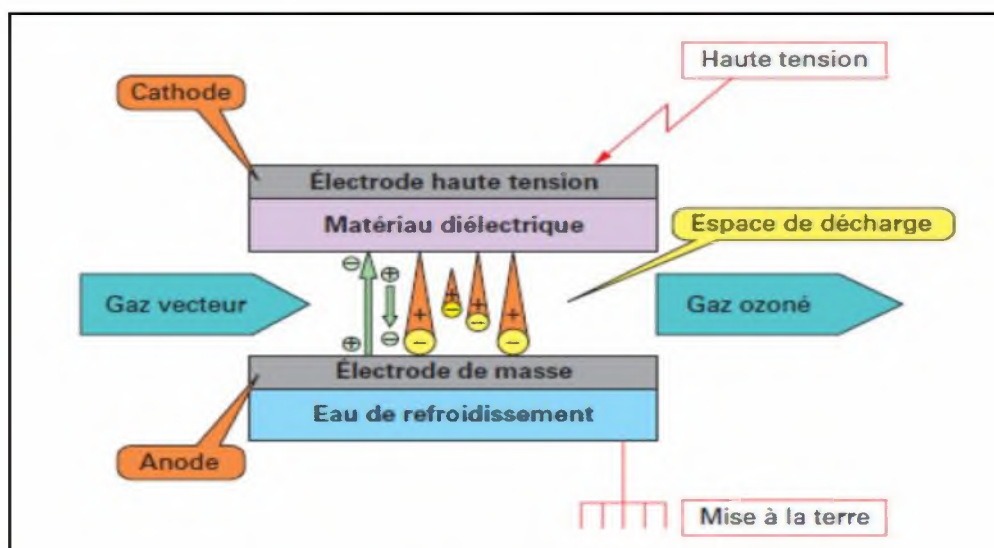
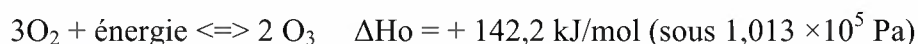


Figure 16 : Principe de production d'ozone par décharge électrique (**Baig et Mouchet, 2010**).

II.3.2.4. Application de l'ozone dans la production d'eau potable

Depuis la découverte de son pouvoir oxydant germicide dans l'eau et le traitement des eaux (**Rice et al, 1981 ; Venosa, 1983**), l'ozone est souvent décrit comme solution alternative au chlore pour la désinfection de l'eau.

L'ozone a d'abord été utilisé pour ses propriétés bactéricides dans la désinfection des eaux de consommation et il est encore aujourd'hui largement employé dans ce domaine. Pour toutes les catégories de microorganismes, le pouvoir désinfectant de l'ozone est de 10 à 100 fois celui du chlore et il est même efficace contre les microorganismes les plus résistants tels que les spores et les kystes (**Masschelein, 1991**), de par ses propriétés oxydantes il est aussi utilisé pour améliorer la qualité (couleur, seuil de dégustation), l'oxydation des matières

organiques, de micropolluants, de métaux en solution (déferrisation - démanganisation) et l'amélioration de la biodégradabilité avant charbon actif en grains, ... (**Degrémont, 1989**).

Puisque l'ozone est très réactif dans un environnement aqueux, il peut oxyder le matériel entre 10 à 1000 fois plus rapidement que la plupart des autres oxydants utilisés dans le traitement de l'eau (**Hoigné, 1988**). Dans le cas pur est environ 12.5 fois plus soluble dans l'eau que l'oxygène. Les systèmes de traitement d'eau par l'ozone injectent traditionnellement l'air contenant les concentrations 1-2% en ozone dans l'eau (**Hoigné et Bader, 1983**).

Plus efficace que d'autres désinfectants conventionnels pour l'abattement de microorganismes pathogènes tels que les oocystes de protozoaires ou de certaines toxines algales, l'ozone est alors de plus en plus utilisé. Aujourd'hui, la désinfection à l'ozone est une pratique répandue dans le monde entier. (**Wang et al, 2005 ; Von Gunten, 2003**)

Généralement dans le domaine de la production d'eau potable, l'application de l'ozone se fait selon les points suivants : (**Degrémont, 2005 ; Baig et Mouchet, 2010**)

-En préoxydation : avec une dose moyenne de l'ordre de 1 mg/l, en remplacement du chlore et pour promouvoir la coagulation-floculation.

-l'oxydation intermédiaire ou principale : avec une dose moyenne de l'ordre de 0,5 à 1 g par gramme de carbone organique.

En désinfection : une valeur de C.T égal à $2\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ est suffisant pour détruire a 99% des bactéries, les virus et l'ensemble des kystes de Giardia.

II.3.2.5. Action de l'ozone sur les micro-organismes

l'inactivation des microorganismes est liée à l'action de l'ozone dissous et aux intermédiaires radicalaires issus de sa décomposition (cette décomposition conduit à la formation d'espèces réactives telles que les radicaux libres de peroxyde d'hydrogène HO_2^\bullet et d'hydroxyles OH^\bullet), mais également au contact physique direct avec l'ozone gazeux injecté dans l'eau (**Cho et al, 2003**). Les facteurs qui influencent l'efficacité de la désinfection par l'ozone sont le pH, la température, la présence de matière organique ainsi que l'état physique des microorganismes (**Doré, 1989**).

Les mécanismes de désinfection dépendent de la vitesse de réaction, laquelle varie en fonction des caractéristiques de l'eau à traiter. Un pH élevé, une faible alcalinité et une forte concentration de matière organique accentuent la vitesse de réaction. Une vitesse de réaction lente favorise la réaction avec la forme O_3 alors qu'une vitesse de réaction rapide favorise la formation de radicaux hydroxyles (OH^\bullet) (**Gehr et al, 2003**).

L'ozone est un désinfectant actif contre les bactéries, les champignons, les virus, les protozoaires, et les spores de bactéries (**Khadre et al, 2001**). Son action se réalise aussi bien sur les constituants des enveloppes des microorganismes (acides gras insaturés, protéines enzymatiques etc.) que sur les constituants intracellulaires (ADN, ARN) prouvant ainsi la capacité désinfectante de l'entité d'ozone ou de ses produits ($\text{OH}\cdot$, HO_2) de réaction. À cet égard, la couche d'exopolysaccharides entourant certaines bactéries ne les protège pas de l'action de l'ozone. La lyse des structures bactériennes ou virales n'a lieu qu'à fortes doses en ozone dissous (**Masschelein, 1991**). La perte de la membrane cellulaire par l'ozone est un mécanisme d'inactivation plus rapide que la pénétration nécessaire au chlore. La résistance des microorganismes n'est donc pas possible (**Ruiz et al, 2007**). La désinfection provient de différents types de réaction, soit la cycloaddition, l'autooxydation, l'attaque nucléophile, l'attaque électrophile et la réactivité indirecte (**Doré, 1989**).

Chaque microorganisme a une sensibilité inhérente à l'ozone. Les plus sensibles sont les bactéries puis les champignons et les levures. Les bactéries Gram-positives sont plus sensibles à l'ozone que les organismes Gram-négatifs. Les spores sont plus résistants que les cellules végétatives (**Ruiz et al, 2007**).

Des résultats ont été obtenus par **Viera et al, (1999)** sur l'inactivation *Escherichia coli* et *Legionella pneumophila*, montre que la bactérie n'est plus détectée en 15 minutes à 0,28 ppm et en 30 minutes à 0,14 ppm ($\text{Ct} = 4,2 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$). Ainsi que d'autres études ont montré que l'application à d'une eau potable d'une dose d'au moins 0,4 mg/l d'ozone pendant 4 minutes garantissait l'élimination des virus. Dans une gamme de pH compris entre 6 et 10, à une température de 3 à 10°C, une dose de 0.3 à 2 mg/l d'ozone permet l'élimination du virus de l'hépatite A pour un temps de contact de 5 secondes. De même, les entérovirus sont éliminés par l'application d'une dose de 0.5 – 0.6 mg/l d'ozone en 5 minutes (**Juery, 2004**).

Pendant de nombreuses années, l'inactivation de parasites tels que *Acanthamoeba*, *Naegleria*, *Cryptosporidium* et *Giardia* est restée un véritable défi. Plusieurs études (**Perrine, 1984 ; Gordon et Miodrag, 2002 ; Jason, 2000**) ont désormais montré l'efficacité de l'ozone sur ces organismes.

Pour la comparaison de l'efficacité des désinfectants il est fait appel au CT c'est à dire au produit de la concentration (C) du désinfectant et du temps de contact (T). Cette notion a été introduite par l'US Environmental Protection Agency (USEPA). L'ozone réagit rapidement avec les microorganismes de sorte que les valeurs de CT sont en général faibles, les gammes

de valeurs compilées sur la figure 17 montrent que l’ozone est capable de détruire les principaux organismes pathogènes rencontrés.

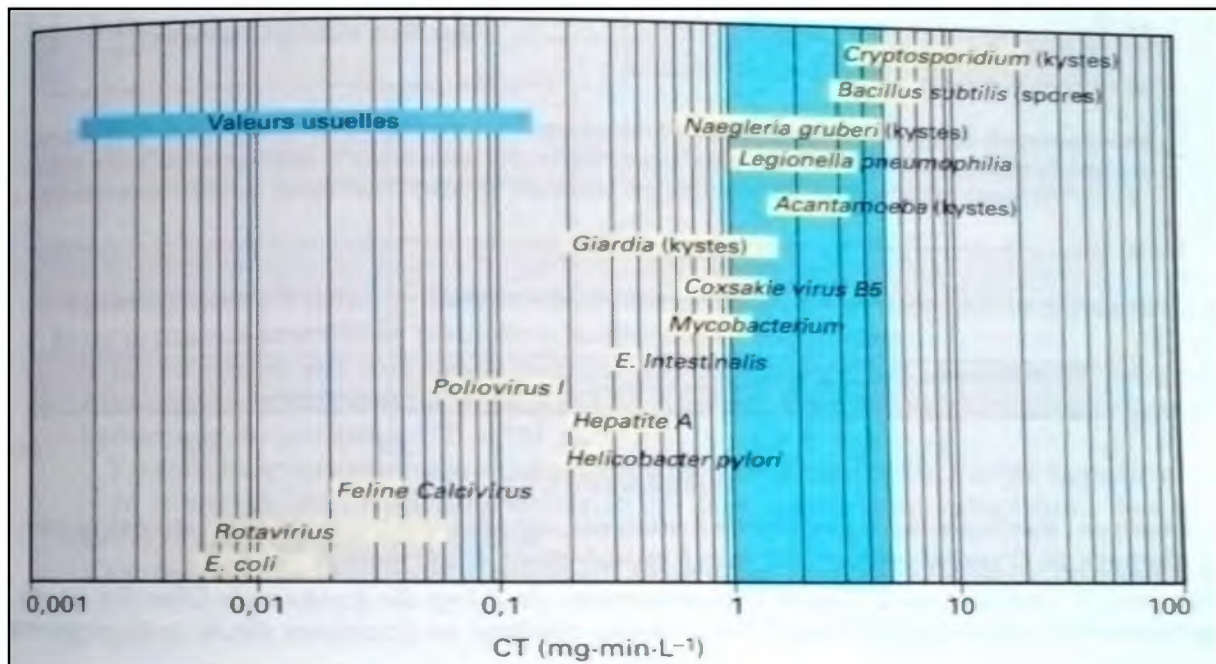


Figure 17 : Valeurs de CT pour l’inactivation de 2 log des microorganismes par l’ozone a PH entre 6 et 7,5 et à température comprise entre 5 et 25°C (Degrémont, 2005)

II.3.2.6. Réactions de l’ozone avec les composés minéraux et organiques

L’objectif majeur de l’ozonation est la désinfection. Cependant, l’action oxydante de l’ozone améliore également les propriétés chimiques et physiques de l’eau. En effet, l’oxydation de composés organiques et inorganiques présents dans l’eau a de nombreux effets positifs sur la qualité de l’eau (Lawrence et Cappelle, 1977 ; Lehr et al, 2005 ; Von Gunten, 2003).

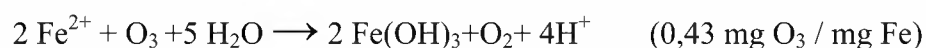
a) Réactions de l’ozone avec les composés inorganiques

(Baig et Mouchet, 2010 ; Le Quillec, 2002 ; Degrémont, 2005 ; Doré, 1989)

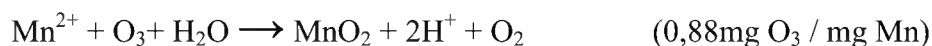
L’ozone réagit facilement avec les composés inorganiques

Oxydation du fer et du manganèse

Le fer ferreux est rapidement oxydé par l’ozone en fer ferrique en hydroxyde ferrique :



Le manganèse réagit avec l’ozone plus lentement que le fer selon la réaction suivante :



L'ozone entraîne une oxydation du fer (de 5 à 30%) et du manganèse (de 10 à 15%). La vitesse d'élimination est considérablement réduite lorsque l'eau contient des substances organiques.

Oxydation des sulfures

L'ozone oxyde rapidement les composés réduits du soufre en sulfates par réaction directe :



Oxydation des nitrites

Les nitrites sont très réactifs vis-à-vis de l'ozone, l'oxydation des nitrites est très rapide :



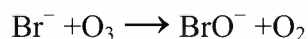
Oxydation des cyanures

Les cyanures sont oxydés par l'ozone sous forme de cyanates :



Oxydation des halogénures

l'ozone est sur le plan théorique capable d'oxyder tous les halogénures. En pratique, la vitesse de réaction est quasi nulle avec les chlorures, très élevée avec les iodures (principe du dosage titrimétrique de l'ozone) et intermédiaire avec les bromures. En particulier, l'ion bromure est transformé en ion hypobromite selon :



b) Réactions de l'ozone avec les composés organiques

L'ozone est le plus puissant agent oxydant pour toutes les formes de matière organique, il décolore les eaux chargées en substances humiques, il transforme les composés organiques rencontrés tels que ceux responsables des goûts et des odeurs, les pesticides, les phénols, les détergents, les toxines algales et d'autres composés chimique d'origine pharmaceutique et/ou à activité oestrogénique. **(Degrémont, 2005).**

Sur les matières organiques l'ozone agit de trois façons différentes (directement ou par l'intermédiaire de radicaux libres $\text{OH}\cdot$) : ozonolyse (cracking des grosses molécules avec passage par des composés intermédiaires : ozonides, peroxydes), oxydation directe et catalyse de l'oxydation par l'oxygène dissous.

L'ozone présente une action directe sous sa forme moléculaire qui oxyde les liaisons π des matières organiques en formant un ozonide (ozone+alcène).ces intermédiaires très instables

sont hydrolysés et conduisent à deux groupements fonctionnels C = O Aldéhydes ou cétoniques. Le Tableau 9 récapitule les réactions de l'ozone avec les composés organiques.

Tableau 9: réactions de l'ozone avec les composés organiques (**Degrémont, 2005**)

Composé organique	Produits d'ozonation
Alcènes	Acides, aldéhydes saturés, dioxyde de carbone
Composés aromatiques	Phénols, acides aliphatiques, dioxyde de carbone
Amines	Hydroxylamine, aminoxyde, amides, ammoniacque, nitrate, acides carboxyliques, cétones
Alcools	Aldéhyde, acide carboxyliques, cétones
Aldéhyde et cétones	Acides carboxyliques

La différence de réactivité de l'ozone avec les composés organique permet de définir trois classes de composés : (**Degrémont, 2005**)

- Les composés aromatiques et les aliphatiques insaturés sont facilement oxydés ;
- Les composés oxygénés et halogénés saturés et insaturés sont faiblement dégradés ;

Les composés sans liaison C-H comme le tétrachlorométhane ou le pentachlorophénole sont totalement inertes.

D'après Doré (1989) l'ozone est réactif vis-à-vis des structures aromatiques . La réaction d'ozonation favorise l'hydroxylation des molécules suivie rapidement d'une ouverture des cycles aromatiques. Dans ce cas, on envisage une diminution remarquable de formation des THMs. Toutefois, l'hydroxylation induite par de très faibles taux de traitement pourrait conduire à la formation de nouveaux précurseurs.

II.3.2.7. Les sous-produits d'ozonation

Contrairement à la chloration, l'avantage du processus d'ozonation est qu'il n'entraîne pas la formation de THM et de HAA (les principaux sous produits de chlore), les proportions des SPD sont fonction de la nature de l'eau à savoir les types et la concentration des précurseurs présents dans la solution (**Tchobanoglous et al, 2003**). L'un des problèmes majeurs engendrés au cours de l'ozonation est la production de sous produits de désinfection qui sont généralement néfastes pour la santé des êtres vivants.

Comme mentionné précédemment, l'ozone réagit avec les composants organiques de l'eau, en présence de ces derniers, des aldéhydes, des cétonacides et des acides carboxyliques peuvent se former durant l'ozonation. Leurs formations et leurs concentrations sont directement

corrélées à la valeur du carbone organique total dans l'eau (Glaze et al, 1989; Krasner et al, 1989 ; Van Hoof et al, 1985 ; Yamada et Somiya, 1989).

D'après Von Gunten (2003) les sous-produits organiques qui en résultent sont souvent éliminés lors de la post-filtration qui succède à la désinfection dans les filières de production d'eau potable, alors ils ne représentent donc pas un problème majeur pour la santé du consommateur.

Le principal sous-produit de la désinfection à l'ozone éveillant actuellement l'inquiétude des producteurs est les bromates (BrO_3^- et CHBr_3), ils sont des produits secondaires de l'ozonation dans les eaux riches en bromures Br^- . (Iriarte et al, 2003) En outre, ces composés sont considérés comme potentiellement cancérogènes pour l'homme (Sigg et al, 2000 ; Meunier et al, 2006), il apparaît dans les eaux contenant initialement des bromures, après injection des importantes doses d'ozone nécessaires à l'abattement des microorganismes les plus résistants, tels que les protozoaires (Von Gunten, 2003). Les concentrations en bromates admissibles dans l'eau traitée sont fixées à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ par les législations américaines et européennes (Lehr et al, 2005).

Le CIRC (le Centre International de Recherche sur le Cancer) classe les ions bromates dans le groupe 2B (« substance pouvant être cancérogène pour l'homme ») (CIRC, 2009) et l'US EPA dans le groupe B1 (« cancérogène probable pour l'homme ») (IRIS EPA, 2010).

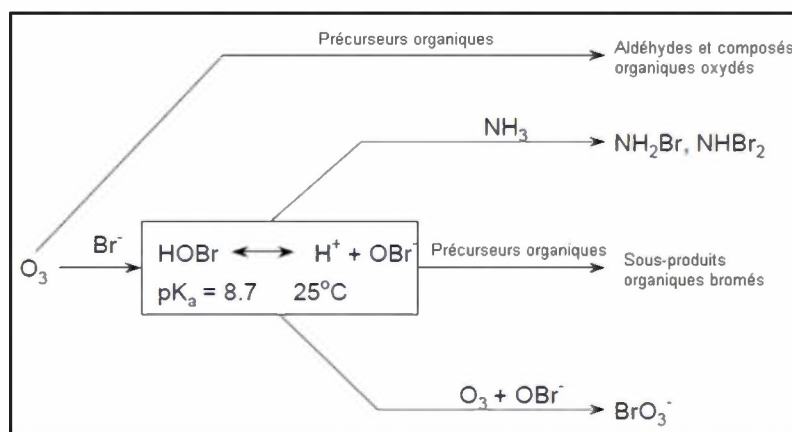


Figure 18 : Schéma réactionnel mettant en jeu la formation de sous-produits d'ozonation (Glaze et al, 1989)

Le tableau 10 résume les principaux sous-produits issus de la désinfection par l'ozone.

Tableau 10 : Principaux sous-produits formés lors du traitement de l'eau par ozonation (USEPA, 1999 d'après Singer, 1992)

Aldéhydes	Aldo et cétoacides
Formaldéhyde	Acide pyruvique
Acétaldéhyde	Sous-produits bromés*
Glyoxal	Bromates
Méthylglyoxal	Bromoforme
Acides carboxyliques	Acides acétiques bromés
Acide oxalique	Bromopicrine
Acide succinique	Acétonitriles bromés
Acide formique	Autres
Acide acétique	Peroxyde d'hydrogène

*Les sous-produits bromés ne sont formés qu'en présence d'ions bromures introduits dans l'eau comme impuretés des solutions d'hypochlorites de sodium

II.3.2.8. Avantages et limitations de l'ozonation

En conclusion de cette partie consacrée à l'ozonation, un récapitulatif des principaux avantages et limitations de cette technique dans le domaine de la désinfection des eaux destinées à la consommation est présenté dans le tableau 11.

Tableau 11: Principaux avantages et limitations de l'utilisation de l'ozone pour la désinfection d'eau destinée à la consommation (Lehr et al, 2005).

Avantages	Limitations
<ol style="list-style-type: none"> 1. L'ozone est un désinfectant très efficace nécessitant un court temps de contact avec les microorganismes et des dosages plus faibles que les autres désinfectants conventionnels. 2. L'utilisation d'ozone ne crée ni goût, ni odeur dans l'eau. 3. L'ozone oxyde le fer et le manganèse. 4. L'ozonation élimine les composés responsables de la couleur, de l'odeur et du goût de l'eau. 5. L'ozone dégrade une partie de la matière organique. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Une désinfection secondaire est nécessaire, souvent une chloration, car l'ozone n'a pas d'effet rémanent. 2. Les coûts de l'ozonation sont élevés par rapport à l'utilisation d'autres désinfectants tels que le chlore et les chloramines. 3. L'ozone est toxique et nécessite la mise en place de mesures de sécurité ainsi que d'un système de destruction du gaz excédentaire

II.3.3. Le permanganate de potassium

II.3.3.1. Généralités sur le permanganate de potassium

Le permanganate de potassium, plus couramment appelé permanganate, est un sel inorganique de formule chimique KMnO_4 . Il est composé d'ions potassium K^+ et d'ions permanganates MnO_4^- . Les atomes de manganèse y sont au degré d'oxydation +7, Ce composé est également connu sous les noms de "sel de potassium" ou de "cristal de Condy" (**Baig et Mouchet, 2010**). Il est un oxydant très puissant aux propriétés corrosives (**Doré, 1989**). À l'état solide, il se présente sous la forme de cristaux violets. Lorsqu'il est dissous dans l'eau, il forme une solution aqueuse violette. C'est un composé sans odeur, et au goût amer.

Le pH des solutions de permanganate est d'environ 8 à cause des traces de soude contenues dans le produit technique (**Doré, 1989**).

Généralement, le traitement des eaux naturelles par le permanganate de potassium (KMnO_4) n'est pratiqué que dans le cas d'eaux brutes riches en fer et surtout en manganèse. En effet, KMnO_4 est plus efficace que le chlore vis-à-vis de l'oxydation de ces deux métaux. Il est, par contre, environ trois fois plus coûteux. (**Mouchet, 2000**), il a été utilisé dans quelques cas en pré oxydation d'eau de surface pour l'élimination des matières organiques; mais les difficultés d'adaptation de la dose conduisent à un risque de présence de manganèse soluble (eau rose en cas d'excès de KMnO_4) (**Degrémont, 1989 ; Cardot, 1999**).

La fonction du permanganate de potassium (KMnO_4) est d'agir sur le goût, les odeurs, la couleur, la croissance bactériologique dans les stations de traitement et l'enlèvement des algues. Une seconde utilisation du permanganate de potassium permet de faire de celui-ci un bon moyen de lutte contre la formation de THM et autres sous-produits, en oxydant les précurseurs. Ainsi, le permanganate de potassium constitue un réactif intéressant du fait de son pouvoir d'oxydation de la matière organique telle que les phénols et les substances humiques (SH) (**Masschelein, 1997**), et il ne donne pas naissance à la production des composés organohalogénés toxiques.

Le permanganate est produit par oxydation du dioxyde de manganèse en deux étapes. Il est d'abord oxydé en manganate de potassium par le dioxygène de l'air, dans une solution concentrée d'hydroxyde de potassium, puis en permanganate de potassium (électrochimiquement) selon la figure suivante :

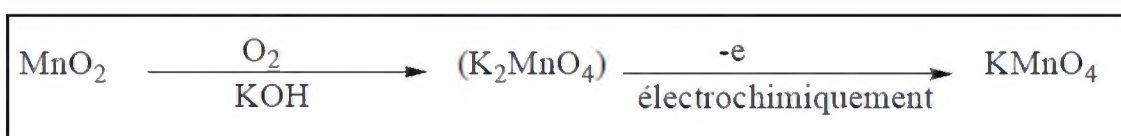


Figure 19 : Préparation du permanganate de potassium

II.3.3.2. Action du permanganate avec les composés organiques et minéraux

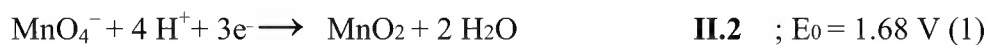
Le permanganate de potassium est très réactif dans les conditions existant dans l'industrie de l'eau. Il va oxyder une grande variété de substances inorganiques et organiques. Le permanganate de potassium (Mn^{7+}) est réduit en dioxyde de manganèse (MnO_2) (Mn^{4+}) qui précipite dans la solution (**Edward et al, 1992**). Le MnO_2 et l'ion permanganate MnO_4 jouent un rôle très important dans le domaine du traitement des eaux (**Doré, 1989**).

Le permanganate de potassium peut être utilisé comme réactif pour la synthèse d'un grand nombre de composés organiques différents. Les matières organiques sont oxydées, en particulier les alcools et les oléfines, mais en pratique, les indicateurs globaux varient peu, le permanganate de potassium est indiqué pour l'oxydation des composés organiques contenant des doubles liaisons carbone-carbone. Une solution diluée de KMnO_4 permet par exemple de convertir un composé organique possédant une double liaison carbone-carbone en diol. Des solutions plus concentrées permettent d'oxyder un groupement méthyl sur un anneau aromatique en groupement carboxyle. Le permanganate de potassium à chaud permet d'oxyder la plupart des composés organiques.

L'attaque électrophile est favorisée car les liaisons $\pi(\text{C}=\text{C})$ sont en effet bien plus réactives que les liaisons $\sigma(\text{C}-\text{C})$. La réduction du manganèse est possible selon plusieurs réactions : de Mn^{+7} à Mn^{+2} (équation 2), à Mn^{+4} (équation 3). Le nombre d'électrons transférés est dépendant du pH (**Siegrist et al, 2001**).

Le permanganate de potassium donne lieu à trois réactions principales selon le pH du milieu (**Doré, 1989**). Toutes les réactions sont exothermiques.

Dans un milieu acide les deux demi-réactions d'oxydation sont **Lide (1990)** :

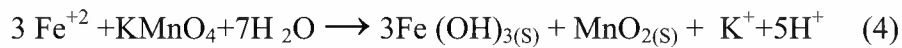


Dans un milieu alcalin, la demi-réaction est:

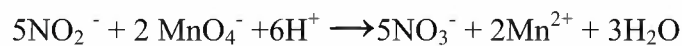


les vitesses de réaction pour l'oxydation des constituants trouvés dans les eaux naturelles sont relativement rapides et dépendent de la température, du pH et du dosage du permanganate de potassium (**USEPA, 1999**).

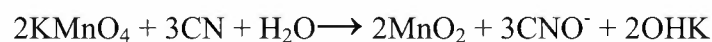
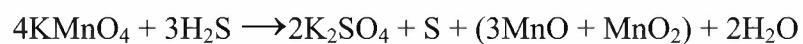
La réactivité du permanganate vis-à-vis des polluants contenus dans les eaux dépend fortement du pH. Le domaine de pH allant de 6 à 8,5 est recommandé. Dans ces conditions, le permanganate réagit principalement avec le fer et le manganèse dissous, selon les réactions (4) et (5)



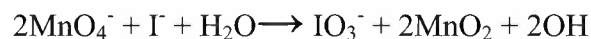
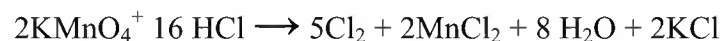
L'oxydation des nitrites en nitrates se fait lentement en milieu acide selon la réaction suivante (**Doré, 1989**).



L'oxydation des sulfures (H_2S), et les ions cyanures en cyanate (CNO^-) à des valeurs élevées du pH par le permanganate selon les réactions suivantes : (**Masschelein, 1997**)



le permanganate est capable aussi d'oxyder rapidement tous les halogénures en milieu acide



Il est nécessaire de signaler qu'en revanche, l'azote ammoniacal et les ions bromures ne sont quasiment pas affectés par permanganate de potassium (**Baig et Mouchet, 2010**).

II.3.3.3. Application du permanganate de potassium dans le traitement des eaux

Le permanganate de potassium est l'un des oxydants le plus commun, et le plus puissant. Il est utilisé dans un grand nombre de réactions chimiques en laboratoire et en industrie. Il est également utilisé comme désinfectant pour la purification ou le traitement de l'eau, mais il ne possède pas de pouvoir rémanent. Par contre, il a un bon effet sur le développement d'une stratégie de la désinfection en servant d'alternative à la pré chloration (**USEPA, 1999**).

Il est principalement utilisé en prétraitement dans les usines de traitement d'eau de consommation, globalement son utilisation dans ce domaine pour : (**Masschelein, 1997 ; Baig et Mouchet, 2010 ; Degremont, 2005 ; Cardot, 1999**).

- ✓ Il est utilisé pour l'élimination du manganèse et du fer en solution, et aussi dans l'eau provenant de nappe phréatique. Après dosage, l'eau traitée est passée dans des filtres spécifiques.
- ✓ Un effet algicide dans les filières de traitement des eaux, de même dans les réservoirs d'eaux brutes stockées avant traitement.
- ✓ L'élimination des traces de métaux lourds par ses propriétés d'échange ionique (dioxyde de manganèse).
- ✓ Éliminer les algues et leurs métabolites, décolorer, abattre des composés responsables de goûts et d'odeurs ou pour minimiser la formation de trihalométhanes (THM) dans une étape de chloration ultérieure
- ✓ La prévention du développement d'algues dans les réservoirs d'eaux brutes
- ✓ Adsorption dans les filtres à sable.
- ✓ Contribution à l'élimination de sulfures et des cyanures.
- ✓ L'élimination des matières organiques notamment des phénols, d'oléfines, des aldéhydes et la dépollution d'eaux de nappes chargées en composés volatils.

II.3.3.4. Mécanismes d'inactivation

Le permanganate présente un certain pouvoir désinfectant, mais une post-désinfection reste nécessaire. Le premier mode d'inactivation des micro-organismes par le permanganate de potassium, selon Webber et Posselt (1972) (Cité par Guergazi, 2006) est une oxydation directe permettant une destruction spécifique des enzymes.

En effet, l'ion permanganate (MnO_4^-) peut attaquer une large gamme de micro-organismes, il s'agit des bactéries, virus, algues et champignons.

L'application du permanganate de potassium a comme conséquence la précipitation du bioxyde de manganèse. Ce mécanisme représente une méthode additionnelle pour l'enlèvement des micro-organismes de l'eau potable. Sous forme colloïdale, le précipité de bioxyde de manganèse a une couche externe contenant des groupements OH. Ces groupes sont capables d'adsorber les particules chargées et les molécules neutres.

Il est à noter que l'efficacité de l'inactivation des germes pathogènes par le permanganate de potassium dépend de la concentration en permanganate de potassium, du temps de contact, du pH et de la température ainsi que de la présence d'autres produits oxydables. (EPA, 1999 ; Guergazi, 2006)

II.3.4. Oxydation /désinfection par divers oxydants chimiques

II.3.4.1. Le brome

Le brome comme le chlore est un élément chimique appartenant à la famille des halogènes. Tout comme le chlore, le brome est un oxydant. Les pouvoirs désinfectants du chlore et du brome sont comparables en milieu neutre. Le brome a pour formule chimique Br₂, a température et pression ordinaires il se présente sous la forme d'un liquide brun rouge corrosive, toxique et irritante pour les voies respiratoires, qui mélangé à l'eau, libère de l'acide hypobromeux (HBrO) (**Degrémont, 2005 ; WHO, 2000**). Il a cependant été reconnu que l'acide hypobromeux tue les microorganismes plus rapidement que son homologue l'acide hypochloreux et aussi HBrO bénéficie d'une bonne stabilité en milieux aqueux et ne nécessite pas d'être stabilisé.

Le brome est utilisé dans les piscines et les eaux de refroidissement, mais il n'est pas, recommandé pour l'eau potable (**Haas, 1990**). C'est un oxydant qui présente les mêmes propriétés oxydantes et désinfectantes que le chlore. Le brome a une action bactéricide dans l'eau (**Rodier et al, 2009**). Il agira sur les bactéries selon le même mécanisme du chlore. Cependant, son efficacité contre la Légionelle pneumophile est moindre que le chlore. Par contre, la présence d'un résiduel de brome libre à une concentration de 0,1 à 1,5 mg/l réduit et contrôle de telles populations aussi longtemps que le résiduel soit maintenu (**Putois, 2012**).

Pour désinfecter les eaux de piscine, généralement le brome est distribué dans l'eau à partir de pastilles à 70 % de brome actif grâce à un organe de dosage appelé brominateur disposé en dérivation sur le circuit de recyclage (**Degrémont, 2005**).

En solution dans l'eau, le brome forme de "l'eau de brome", mélange d'acide hypobromeux (HBrO) et d'acide bromhydrique (HBr):



L'acide bromhydrique est un acide fort, ce qui fait diminuer le pH.

L'acide hypobromeux (HBrO) se décompose dans l'eau et il y a formation d'ions hypobromite (BrO⁻)

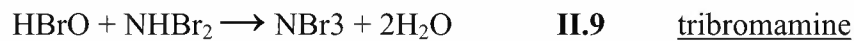
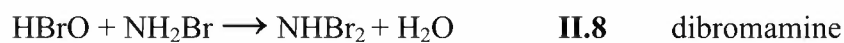


L'acide hypobromeux (HBrO) et l'ion hypobromite (BrO⁻) ont tous les deux un pouvoir oxydant élevé. Cependant c'est l'acide hypobromeux (HBrO) qui présente l'activité désinfectante la plus importante.

Comme dans le cas du chlore, les proportions d'acide hypobromeux et d'anion hypobromite varient selon le pH et la température du milieu. Par rapport à l'acide hypochloreux, l'acide hypobromeux subsiste davantage à pH basique puisque la réaction de dismutation intervient

pour une valeur de pH plus importante que pour le chlore. Compte-tenu des potentiels et des vitesses d'oxydo-réduction, le pouvoir oxydant du brome par rapport à celui du chlore est plus faible à pH acide, équivalent à pH neutre et devient supérieur à pH basique (**Baig et Mouchet, 2010**).

L'acide hypobromeux est capable de détruire les bactéries, les algues et autres germes. Il réagit avec l'ammoniaque et les composés organiques pour former respectivement des bromamines et du brome combiné. Les bromamines qui sont très instables et se détruisent rapidement.



Bien qu'il soit un désinfectant puissant, le brome n'est pas un oxydant suffisamment fort pour oxyder et détruire l'ensemble des matières organiques présentes dans l'eau. Il ne peut, dès lors, pas être utilisé pour une bromation « choc » comme cela peut se faire pour le chlore (surchloration au point de rupture) (**Burlion, 2004**). Il peut également réagir avec les composés organiques carbonés pour former des trihalométhanes bromés (bromoforme, bromodichlorométhane, dibromochlorométhane ainsi que des acides haloacétiques (acide dibromoacétique, acide bromochloroacétique, acide bromodichloroacétique, acide dibromochloroacétique, acide tribromoacétique, acide monobromoacétique). Parmi ces sous produits le bromoforme apparaît comme étant le plus mutagène car le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer) a classé le bromoforme dans le groupe 3 qui rassemble les composés ne pouvant être classés par rapport à leur cancérogénicité pour l'homme (**WHO, 2000**).

La destruction des bromamines, moins lacrymogènes que les chloramines, est rapide et l'activité germicide des bromamines est voisine de celle du brome libre. Les inconvénients du brome sont des contraintes de stockage et de manipulation; un coût de fonctionnement relativement élevé et la mauvaise maîtrise du pH < 7,5 engendre du brome moléculaire rapidement gênant (**Association Régionale d'Auvergne pour la Promotion de l'Hygiène, 1990**). Ces inconvénients et le fait qu'il existe une habitude d'utiliser le chlore font que le brome est moins utilisé que ce dernier (**Géhin, 1987**).

II.3.4.2. Le peroxyde d'hydrogène ou eau oxygénée.

Le peroxyde d'hydrogène est l'un des premiers oxydants à avoir été utilisé, Il est considéré parmi les oxydants les plus appropriés ($E^\circ = 1.76 \text{ V}$). Il se présente comme un liquide incolore à température ordinaire, dont la viscosité est supérieure à celle de l'eau (**Degrémont, 1989**). Commercialement vendu sous différentes concentrations (30 à 70%). Il est considéré comme écologique car il peut rapidement se dégrader en eau et oxygène (**Baig et Mouchet, 2010**). L'eau oxygénée découverte par Thénard en 1818, fait partie des peroxocomposés qui se caractérisent pour avoir des " ponts peroxydes " $-O-O-$. En effet, le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) est le composé le plus simple de cette série, avec deux liaisons O-H qui se trouvent dans deux plans presque perpendiculaires (Figure 20).

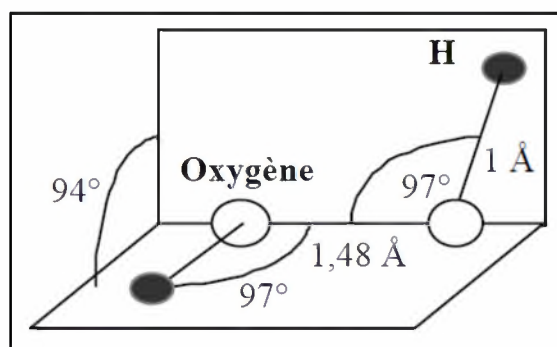
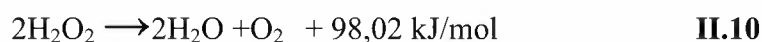


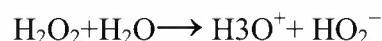
Figure 20 : Structure moléculaire du H_2O_2 (**Doré, 1989**).

Malgré ce plus faible potentiel d'oxydation, le H_2O_2 est une source importante de radicaux OH^\bullet qui peuvent être utilisés dans l'oxydation de la matière organique des boues et d'autres polluants. Toutefois, l'utilisation de cet oxydant seul n'est pas efficace pour la plupart des produits organiques, à température ordinaire, il est métastable et se décompose facilement avec formation d'eau et libération d'oxygène de la chaleur selon la réaction suivante :



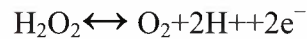
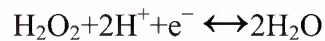
Cette réaction très lente pour le produit pur ou dilué dans de l'eau ultra pure s'avère en revanche rapide en présence d'impuretés. Plusieurs mécanismes sont proposés dans la littérature pour expliquer cette décomposition en fonction du pH du milieu (**Charron, 2003**).

La réactivité du peroxyde d'hydrogène dans l'eau est liée à son caractère acide faible et à son pouvoir oxydant et réducteur (**Baig et Mouchet, 2010**).

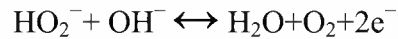
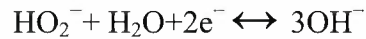


H_2O_2 est très soluble dans l'eau, très stable en milieu acide par contre sa décomposition est favorisée en milieu alcalin.

En milieu acide :



En milieu basique :



Grâce à son potentiel d'oxydation, il peut oxyder un nombre de composés organiques et minéraux (**Duperron, 1999**). La plupart des applications du peroxyde d'hydrogène consiste en de l'injection de peroxyde d'hydrogène dans l'eau. Aucun autre produit chimique n'est requis. Cette application est utilisée pour contrôler la croissance biologique, pour additionner de l'oxygène, pour éliminer des résidus de chlore et oxyder des sulfures, des sulfites des métaux ou d'autres substances facilement oxydables, et il ne réagit pas sur l'ammoniac. Il est généralement utilisé comme agent d'oxydation.

Dans le domaine de traitement de l'eau, son utilisation peut se résumer dans : la réduction des émissions de sulfure d'hydrogène dans les égouts, l'élimination de polluants tels que cyanures et sulfures dans les effluents industriels, le traitement d'appoint des systèmes d'épuration biologiques en cas de foisonnement de boues, le lavage des gaz pour l'élimination des oxydes d'azote et de soufre des mercaptans émis par des ateliers industriels, la désinfection d'eaux de refroidissement pour limiter les proliférations d'algues et de bactéries (**Degrémont, 2005**). D'autres applications résident dans son utilisation dans les procédés d'oxydation avancée. Son efficacité est influencé par le pH, la température et le temps de réaction.

Le peroxyde d'hydrogène n'a pas souvent été utilisé pour la désinfection de l'eau destinée à la consommation, c'est un désinfectant moins efficace que le chlore et l'ozone (**Kim et al, 2002**). Il est utilisé soit seul mais il est souvent combiné à un traitement par l'ozone, l'hypochlorite de sodium, l'argent, le cuivre, le fer, ou les UV.

Il cible les protéines, les acides nucléiques et la membrane cellulaire chez la bactérie. Le peroxyde d'hydrogène est souvent utilisé comme un désinfectant anti-légionelle des tours aérorefrigérantes (**García et Pelaz, 2008**).

Ce produit est fréquemment utilisé comme biocide pour la désinfection, la stérilisation ou comme antiseptique. Il inhibe la croissance et/ou inactive les microorganismes pathogènes

comme les champignons, les virus, les bactéries et les levures lorsqu'il est utilisé à des concentrations appropriées (**Block, 1991**).

L' H_2O_2 est une excellente source d'oxygène singulet, de radicaux superoxydes (O_2^\bullet) et de radicaux hydroxyles (OH^\bullet). Ces espèces produisent un stress oxydatif et pourront conduire à des dommages sur les acides nucléiques, les enzymes, les constituants de la membrane, les protéines, l'ADN, l'ARN et d'autres macromolécules cellulaires (**Juven et Pierson, 1996**).

Il possède une capacité d'inactiver de nombreuses bactéries (**Wardle et Renninger, 1975**), des virus (**Kline et Hull, 1960 ; Mentel et Schmidt, 1973**), des levures, des champignons et des spores bactériens (**Toledo et al, 1973**). D'une manière générale il est plus efficace contre les bactéries gram-positives que contre les gram-négatives., car ces dernières présentent une activité catalasique plus importante.

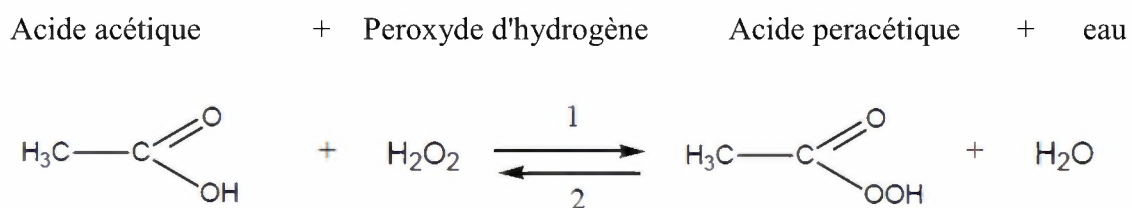
II.3.4.3. Acide peracétique

L'acide peracétique, de la famille des peroxydes, est un acide faible mais très fortement oxydant. L'acide péracétique (ou APA) de la formule chimique ($\text{CH}_3\text{-CO-O-OH}$) est un liquide incolore d'odeur piquante à forte concentration, miscible à l'eau en toutes proportions, fortement corrosif (très corrosif sur la peau).

L'acide peracétique est un oxydant puissant, avec un pouvoir d'oxydation 10^5 plus rapide que le peroxyde d'hydrogène, son pKa est environ 8,2 (**Curci et Edwards , 1992**). Sa réactivité diffère en fonction du pH du milieu, il est actif à de faibles concentrations en milieu acide et nécessite de plus fortes concentrations en milieu alcalin.

Il n'existe pas à l'état pur. Il résulte de la réaction chimique entre l'acide acétique (vinaigre) et le peroxyde d'hydrogène (eau oxygénée) (**INRS, 2001; Bernet et Garcia, 2005**). Bien que le peroxyde d'hydrogène lui-même soit un oxydant, l'action biocide de PAA est largement supérieure à celle du peroxyde (**Gehr et al, 2002 ; Kitis, 2004**).

L'acide peracétique s'inscrit dans la réaction suivante :



L'équilibre de cette réaction est instable et nécessite l'adjonction de produits stabilisants et tamponnant, auxquels s'ajoutent des anticorrosifs. L'APA est soluble dans l'eau. Son efficacité

est meilleure à 20°-25° qu'à 5°. Il est inflammable et explose à 110°. Comme oxydant, le pouvoir oxydant de cette oxydant permet d'éliminer les micro-organismes, il agit en détruisant les protéines structurales et enzymatiques des cellules microbiennes (**Malchesky, 1993**).

L'acide peracétique en solution aqueuse est encore moins stable que le peroxyde d'hydrogène. Il se décompose spontanément en acide acétique et oxygène. La réaction est également accélérée par la chaleur et en présence d'ions de métaux de transition : (**Baig et Mouchet, 2010**).



Les produits issus de la dégradation de l'acide peracétique sont non toxiques et peuvent facilement être dissous dans l'eau.

Cet acide est largement utilisé pour la désinfection à froid des surfaces et des matériels. Son domaine d'utilisation est très large. Son utilisation est fréquente dans l'industrie agroalimentaire (nettoyage en place, désinfection de bouteilles), dans le domaine médical (désinfection d'endoscopes, stérilisation de matériel sous isolateur) pour le blanchiment chimique des pâtes à papier ou pour le traitement des effluents (**ECETOC, 2001**).

Son utilisation en traitement d'eau peut être envisagé pour des applications temporaires en désinfection: (**Degrémont, 2005**)

- désinfection des eaux résiduaires urbaines en période de baignade seulement;
- hygiénisation des boues;
- contrôle du foisonnement des boues

La dissociation de PAA en réaction avec la matière organique produit de l'acide acétique, du peroxyde d'hydrogène, l'oxygène et l'eau (**Kitis, 2004**), lesquelles substances ont une toxicité faible. Cette caractéristique lui octroie un intérêt particulier pour la désinfection des eaux usées qui sont souvent chargées de matières en suspension.

Il est très actif et présente une action rapide sur divers microorganismes à de faibles concentrations (**McDonnell, 2007**), il agit par :

- dénaturation des protéines.
- modification de la perméabilité de la membrane cellulaire.
- oxydation des ponts sulfydryl (-SH) et sulfure (S-S) des protéines, enzymes et autres métabolites cellulaires.

Il agit sur les microorganismes en tant que bactéricide, fongicide, sporicide et virucide. L'acide peracétique possède un spectre antimicrobien large recouvrant l'ensemble des groupes microbiens avec un temps d'action court, même à faible concentration.

Le PAA a une action efficace dans la désinfection des bactéries alors que son action est plutôt limitée pour les protozoaires (Gehr et al, 2003 ; Kitis, 2004). Deux facteurs sont à considérer dans l'utilisation de PAA : le dosage et le temps de contact (Wagner et al, 2002). Cet acide est particulièrement efficace contre les bactéries et ne produit pas de composés mutagènes persistants (Kitis, 2004). À l'opposé, le coût du PAA est relativement élevé et la concentration requise pour un traitement primaire est supérieure à celle d'un traitement biologique ou d'une eau usée pré désinfectée.

Plus actif sur les bactéries à Gram positif et à Gram négatif. A faible concentration, il est rapidement bactéricide, sporicide, fongicide (levures et *Aspergillus* sp.) et plus actif sur les virus enveloppés que sur les virus nus (Poliovirus, virus de l'hépatite A.) Les prions sont considérés comme résistants à l'acide peracétique .

Il est reporté que des doses de 2 à 4mg/L autorisent l'élimination de plus de 90% des coliformes totaux d'eaux résiduaire urbaines. L'effet de l'acide peracétique pour l'inactivation des salmonelles dans les boues activées en excès est effectif moyennant des doses supérieures a 250 mg/L pour des temps de séjour d'une semaine a un mois (Degrémont, 2005).

II.4. Oxydation avancée

II.4.1. Définition et principe des POA

L'effet des polluants sur la santé humaine et leur impact écologique ainsi que les législations sur la qualité de l'eau devenues de plus en plus strictes ces dernières années ont conduit au développement de nouvelles techniques de traitement des eaux.

Lorsque l'oxydation par ozone ou chlore reste insuffisante, on fait appel aux procédés d'oxydation avancée (POA). Les procédés d'oxydation avancée (AOP pour Advanced Oxidation Process) ont été proposés ces dernières années comme technique alternative aux méthodes d'oxydation chimique classiques. Ils ont pour objectif d'obtenir des rendements d'oxydation plus importants pour des polluants difficiles à oxyder, même sous l'action de l'ozone qui est l'oxydant primaire possédant le potentiel d'oxydo-réduction le plus élevé parmi les oxydants traditionnellement utilisés en traitement des eaux (Baig et Mouchet ,2010).

Les POA ont commencé à intéresser les chercheurs depuis les années 1970 pour le traitement des eaux contaminées, ces derniers mettent en œuvre l'utilisation d'un oxydant fort qui possèdent un pouvoir oxydant supérieure à celui des oxydants traditionnels, tels que Cl_2 , ClO_2 ou O_3 . (Chergui-Bouafia et Alloune, 2007), le radical hydroxyle ($\text{OH}\cdot$) qui permet une oxydation poussée des polluants organiques jusqu'à leur minéralisation complète (CO_2 , H_2O).

Les réactions du radical hydroxyle se produisent avec une vitesse au moins un million de fois plus élevée que celle de l'ozone (**Baig et Mouchet, 2010**). Possède un potentiel d'oxydation deux fois plus élevé que celui du chlore et nettement plus élevé que celui des oxydants généralement utilisés tels : le permanganate, le peroxyde d'hydrogène ou l'ozone.

Ces procédés génèrent les radicaux hydroxyles à partir d'un oxydant primaire tels que le peroxyde d'hydrogène ou l'ozone en combinaison avec la chimie (réaction de Fenton), la photochimie ou l'électrochimie.

Les procédés d'oxydation avancés permettent même la désinfection, à travers la destruction de bactéries et de virus, et Parallèlement à la génération de radicaux hydroxyle, d'autres espèces actives peuvent aussi être libérées dans le milieu comme les radicaux hydroperoxydes ($\text{HO}_2\cdot / \text{O}_2\cdot$) ou les espèces réductrices comme les électrons solvatés et les atomes d'hydrogène. Ces espèces autres que les radicaux hydroxyles peuvent aussi contribuer à la dégradation des composés ou avoir une influence sur les vitesses globales de réaction.

Les POA sont utilisés :

- 1- Pour oxyder des composés toxiques ou inhibiteurs vis-à-vis des micro-organismes.
- 2- Pour oxyder des composés minéraux toxiques (oxydation des cyanures provenant des effluents de traitements de surface par exemple).
- 3- En prétraitement avant un traitement biologique pour augmenter la biodégradabilité (amélioration du rapport DBO5/DCO).
- 4- Ou pour minéraliser des polluants organiques dans le cas d'effluents à forte teneur en DCO (plusieurs centaines de g/L).

De nombreuses études réalisées à l'échelle laboratoire ont clairement prouvé l'efficacité des POA pour le traitement de divers effluents. Cependant, le développement de ces procédés dans les filières de traitement des eaux reste encore limité en raison des coûts d'investissement et des coûts opératoires associés.

II.4.2. Radicaux hydroxyles $\text{OH}\cdot$

Le radical hydroxyle ($\text{OH}\cdot$) est une molécule composé d'un atome d'oxygène et d'hydrogène possédant un électron non apparié (électron célibataire) sur son orbital externe. Les radicaux hydroxyles sont produits à partir d'une rupture homolytique d'une liaison covalente. Les électrons mis en jeu lors de cette rupture sont également partagés, un électron pour chaque atome (**Millet, 1992**).

Cette caractéristique lui confère un caractère fortement polaire et, par conséquence, c'est un oxydant très peu sélectif (**Andreozzi et al, 1999**), il attaque de nombreux composés

organiques (aromatiques et aliphatiques), inorganiques ainsi que des microorganismes. Il possède l'un des plus forts pouvoirs oxydants, après le Fluor, avec un potentiel d'oxydation de 2,80 V (Tableau 12) caractérisé par un temps de demi-vie de l'ordre de 10^{-9} sec. Les vitesses de réaction entre les radicaux HO• et les composés organiques sont très rapides, de l'ordre de 10⁶-10¹⁰ L mol⁻¹ s⁻¹. Le radical OH• réagit plus rapidement avec les liaisons insaturées comme les triples et doubles liaisons carbone-carbone avant les liaisons simples de type C-C ou C-H (Buxton et al, 1988). Ils permettent notamment l'ouverture des cycles aromatiques. Présentant un caractère électrophile marqué, les composés substitués par des groupements donateurs d'électrons réagissent plus rapidement. En effet, les noyaux aromatiques porteurs d'un groupement donneur d'électrons (--OH ou --NH₂....) comme le phénol ou l'aniline réagissent plus rapidement que les cycles porteurs d'un groupement attracteur d'électrons (--NO₂, --COOH...) comme le nitrobenzène ou l'acide benzoïque (Doré, 1989).

Il est de loin l'un des oxydants les plus puissants qui puissent être utilisés en traitement des eaux, en milieu alcalin fort, il existe sous sa forme conjuguée, le radical anion O^{•-} (pKa = 11,9, voir Réaction III.11 (Buxton et al, 1988)), réagissant plus lentement par attaque nucléophile. En milieu acide, les radicaux hydroxyles réagissent par attaque électrophile. Son absorption maximale est à 225 nm et son coefficient d'extinction molaire est de 540 L mol⁻¹ cm⁻¹ à 188 nm (Buxton et al, 1988).

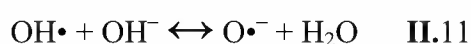


Tableau 12: Potentiel d'oxydation (Parsons et Williams, 2004)

Espèces	Potentiel d'oxydation (V)
Fluor	3,03
Radical hydroxyle	2,80
Oxygène atomique	2,42
Ozone	2,07
Peroxyde d'hydrogène	1,78
Radical perhydroxyle	1,70
Permanganate	1,68
Acide hypobromeux	1,59
Dioxyde de chlore	1,57
Acide hypochloreux	1,49
Chlore	1,36

Les radicaux hydroxyles ont été choisis parmi l'ensemble des oxydants les plus puissants susceptibles d'être appliqués à la dépollution des eaux, car ils répondent à un ensemble de critères d'exigence (Crini et al, 2007) :

- Ils n'induisent pas de pollution secondaire: les produits finaux de l'oxydation sont CO₂, H₂O, et des ions inorganiques (il s'agit donc d'une minéralisation des polluants) ;
- Ils ne sont pas toxiques (durée de vie très courte) ;
- Ils ne sont pas corrosifs pour l'équipement,
- Ils sont très réactifs vis-à-vis des polluants à éliminer : la principale caractéristique de ces oxydants très puissants est leur capacité à transformer des polluants organiques réfractaires en composés minéraux ;
- Ils sont simples à produire et à utiliser,
- Ils ne sont pas rejetés dans l'environnement.

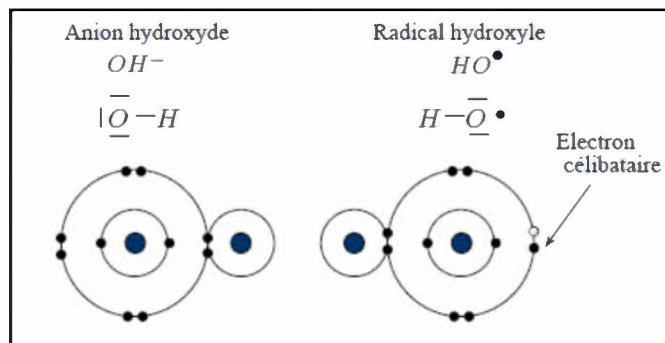


Figure 21 : Le radical hydroxyle OH• est la forme neutre de l'anion hydroxyle

Le radical hydroxyle OH• est le plus important réactif intermédiaire responsable de l'oxydation des composés organiques. Ces radicaux sont susceptibles de réagir sur les composés organiques (RH ou PhX), organométalliques et minéraux par les trois modes de réaction suivants (Buxton et al, 1988) :

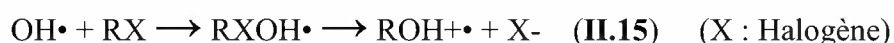
a) Arrachement d'un atome d'hydrogène (déshydrogénation):



b) Addition sur une liaison insaturée (hydroxylation):,



c) Transfert d'électron (oxydo-réduction):



II.4.3. Les différents procédés d'oxydation

Les POA sont définis par Glaze et al, comme étant des « procédés de traitement des eaux dans des conditions de pressions et de températures ambiantes générant des radicaux fortement réactifs (spécialement des radicaux hydroxyles) en quantité suffisante pour effectuer la purification de l'eau ». (**Glaze et al, 1987**).

La souplesse d'utilisation des POA est liée à la possibilité de produire $\text{OH}\cdot$ Par différentes techniques.

Une large gamme de procédés d'oxydation avancée est connue aujourd'hui et les processus de génération des radicaux hydroxyles sont très variables.

Les procédés d'oxydation avancée (POA) sont alors répartis sur quatre catégories:

- 1- POA basés sur la photolyse (UV, UV/ H_2O_2),
- 2- POA basés sur l'ozonation (O_3 , O_3/UV , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$),
- 3- POA basés sur la réaction de Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$, $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, électro-Fenton),
- 4- POA basés sur l'utilisation de semi-conducteurs (ex : TiO_2/UV) : photocatalyse.

Les POA peuvent être basés sur l'ozone (O_3) ou l'ozone et le peroxyde d'hydrogène ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) les radiations UV et l'ozone (UV/O_3) ; les radiations UV et le peroxyde d'hydrogène ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$) ; ou encore les radiations UV, l'ozone et le peroxyde d'hydrogène ($\text{UV}/\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), l'ozone et un catalyseur, le système peroxyde d'hydrogène - fer (Fenton),... (**American Water Works Association and American Society of Civil Engineers, 2004**).

Dans les dernières années nous avons trouvé autres systèmes ont fait ou font l'objet de développement. Ils sont basés sur l'électrolyse de l'eau, la sonolyse, la décharge plasma et le bombardement électronique.

L'efficacité de ces procédés dépend de nombreux paramètres tels que la concentration en oxydant, l'intensité de la lumière UV, le pH de la solution, la température, etc. La composition du milieu doit également être prise en compte, l'efficacité de l'oxydation pouvant être réduite en raison de la consommation des $\cdot\text{OH}$ par des composés organiques et/ou inorganiques (**Stachelin et Hoigné, 1982**).

De nombreux travaux se sont intéressés à l'utilisation des procédés POA (**Andreozzi et al, 1999 ; Legrini et al, 1993**). D'autres procédés ont émergé ces dernières années et peuvent être classés parmi les POA, comme par exemple la sonolyse ou la radiolyse.

Cependant, dans le domaine de la potabilisation des eaux, le système le plus utilisé et le plus éprouvé est le couplage $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ couramment employé pour l'élimination des composés phytosanitaires (pesticides).

Ces POA peuvent être classées selon la phase de réaction (homogène ou hétérogène) (tableau 13) ou selon les méthodes employées pour produire des radicaux OH• (produit chimique, électrochimique, sonochimique ou photochimique) (Lapertot, 2006).

Tableau 13: Classification des Procédés d'Oxydations Avancées (Lapertot, 2006).

Phase hétérogène	Phase homogène
La photocatalyse hétérogène (TiO ₂ /UV)	UV
La radiolyse	H ₂ O ₂ /UV (Photochimie assisté)
Oxydation par voie humide	H ₂ O ₂ / Fe ²⁺ / UV : Photo Fenton
	H ₂ O ₂ / (Fe ³⁺)/UV Photo Fenton
	H ₂ O ₂ / Fe(II) (Fenton)
	Photolyse de l'ozone (O ₃ /UV)
	O ₃ /H ₂ O ₂
	Photo-peroxonation (O ₃ / H ₂ O ₂ / UV)
	Les procédés électrochimiques d'oxydation

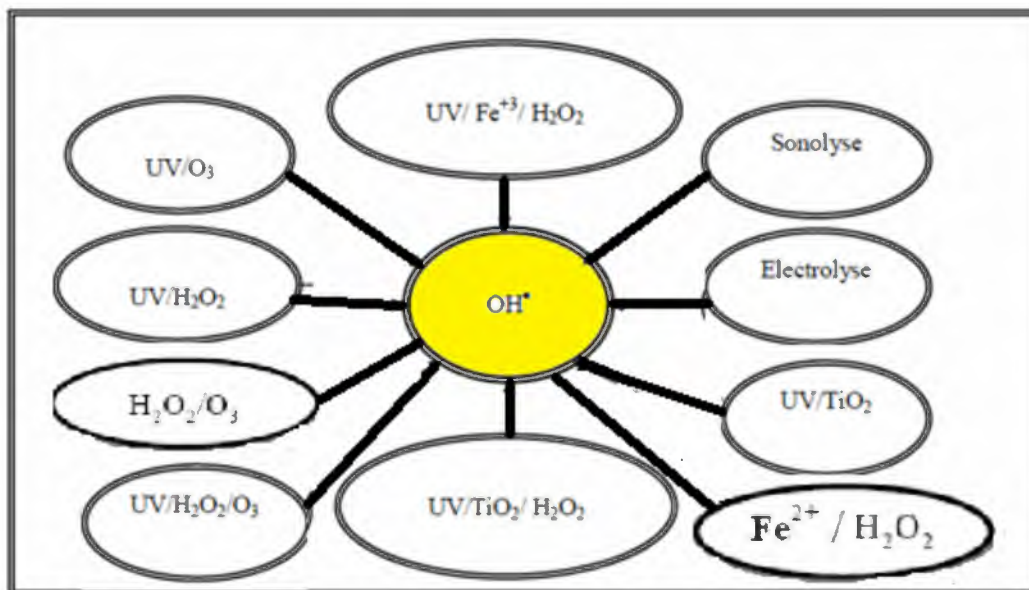


Figure 22: Principaux processus d'oxydation avancés (POA) (Sarría Muñoz, 2003)

II.4.4. Les domaines d'application de POA

Les radicaux libres sont des espèces hautement actives susceptibles de réagir avec la quasi-totalité des molécules organiques. Ces composés réagissent avec les doubles liaisons -C=C- et attaquent les noyaux aromatiques, composants majeurs des composés réfractaires (Gogate et Pandit, 2004). Ces POA ont été appliqués dans plusieurs secteurs, pour le traitement des eaux

de surface et souterraines (Parsons et Williams, 2004), pour l'élimination des odeurs et des composés organiques volatiles (Bhowmick et Semmens, 1994), la décoloration des eaux (Hsing et al, 2007; Wu et Chang, 2006), la dégradation de produits phytosanitaires et pharmaceutiques (Ikehata et El-din, 2006), le traitement des eaux de piscine (Parsons et Williams, 2004), la désinfection des eaux (Goncharuk et al, 2003), la production d'eau ultra pure (Parsons et Williams, 2004), le traitement des eaux usées industrielles (Martinez-Huitle et Ferro, 2006), le traitement de lixiviat d'enfouissement et pour le traitement de boues municipales (Flotron et al, 2003), etc.

Tableau 14 : Applications des POA (Parsons et Williams, 2004)

Eaux souterraines	Eaux usées industrielles
Odeur et COV	Boues industrielles
Eau de surface	Eaux usées domestiques
Piscines	Lixiviats
Recyclage de l'eau	Boues domestiques
Désinfection	Eau ultra pure

Ces techniques peuvent être employées soit comme technique de prétraitement oxydatif conduisant à des composés facilement biodégradables, soit comme méthode de traitement tertiaire pour l'élimination ou la minéralisation complète des polluants résiduels.

II.4.5. Les radicaux hydroxyles et les microorganismes

Les radicaux hydroxyles ne sont pas les seuls présents. En effet, il est également possible de rencontrer les radicaux peroxydes HO_2^\bullet . L'ensemble de ces radicaux formés constitue un stress oxydatif pour les cellules. Bien que de telles espèces soient présentes dans les cellules, mais contrôlées au travers d'enzymes (par exemple, catalase, peroxydase, superoxyde dismutase rencontrées dans le cas du peroxyde d'hydrogène (Storz et al, 1987)), la création et donc la présence de radicaux supplémentaires en dehors des cellules peut conduire à une plus grande efficacité de désinfection (Rincòn et Pulgarin, 2006). A ce phénomène s'ajoute la présence d'espèces pouvant diffuser au sein des cellules (peroxyde d'hydrogène, ions Fe^{2+}) qui conduiront à la formation de radicaux supplémentaires directement au sein des cellules.

Les radicaux formés dans le milieu environnant attaquent – en premier lieu – l'extérieur de la membrane par oxydation, formant de fines pores à l'origine de sillons.

Les radicaux peuvent alors pénétrer au travers de la fine couche de peptidoglycane des bactéries Gram-négatives (cas de Legionella) atteignant alors la membrane cytoplasmique.

Après peroxydation des lipides de cette dernière, les radicaux se trouvent alors à l'intérieur de la bactérie et peuvent commencer à oxyder les composés intracellulaires. Leurs présences modifient le potentiel oxydant intracellulaire, empêchant ainsi le fonctionnement normal de certaines enzymes et les réactions d'oxydoréduction biochimiques comme la respiration (**Storz et al, 1987**). De tels effets conduiront alors à la lyse du microorganisme.

Cependant, les radicaux ayant un temps de vie très court, ces réactions ne pourront se produire qu'à proximité de leur lieu de formation.

II.4.6. Les principaux avantages et inconvénients des POA

Ces procédés ont trouvé des champs d'application très variés dans le traitement de l'eau de consommation et des eaux usées. Vu le nombre important de domaines d'utilisation, il semble alors envisageable d'appliquer de tels traitements dans la thématique du traitement de l'eau de tours aéroréfrigérantes. Cependant, une optimisation des conditions d'application (prise en compte de la qualité de l'eau, paramètres physico-chimiques, objectifs à atteindre) est nécessaire car ces procédés sont connus pour avoir une consommation énergétique importante (**Song et al, 2008**).

Ces procédés offrent de nombreux avantages:

- ✓ Ils sont effectifs pour éliminer les composés organiques résistants et les composés inorganiques (**Zhou et Smith, 2001 ; Mokrini et al, 1997**) ;
- ✓ Ils sont capables de minéraliser complètement les contaminants organiques en CO₂, H₂O et sels minéraux (**Badawy et al, 2006 ; Zhou et Smith., 2001**) ;
- ✓ Ils sont moins sensibles en présence des toxiques (**Zhou et Smith, 2001**) ;
- ✓ Ils produisent des sous produits peu dangereux (**Zhou et Smith, 2001 ; Esplugas et al, 2002**) ;
- ✓ Ils ont une vitesse réactionnelle très rapide et sont non sélectifs aux polluants (**Chen et al, 2007**) ;
- ✓ Ils peuvent être utilisés comme un prétraitement des eaux usées ou comme un traitement principal (**Balcioglu et al, 2001**).

Chaque procédé a des avantages, et des inconvénients. Les inconvénients de certains de ces procédés d'oxydation avancée sont:

- ✓ La consommation relativement importante de réactifs nécessaire à leur mise en oeuvre, qui les rend très couteuse, pour traiter des polluants très concentrés (**Bouafia , 2010**) ;
- ✓ Ils ne sont pas favorisés pour le traitement de grands volumes;
- ✓ Ce sont des procédés émergents (**Crini et al, 2007**).

II.5. Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons étudié et détaillé les méthodes de désinfection des eaux, qu'elles soient basées sur des techniques physiques (lampes UV, membranes). ou sur l'utilisation de réactifs chimiques (ozone, permanganate,...), et enfin les procédés d'oxydation avancée.

Il apparaît donc que les techniques de désinfection qu'elles soient chimiques ou physiques présentent un intérêt certain pour améliorer la qualité des eaux mais aussi un nombre non négligeable d'inconvénients. Malgré ces inconvénients, l'oxydation chimique demeure le procédé de désinfection le plus utilisé en raison de son efficacité vis-à-vis de l'élimination nombreuse polluante minérale et organique. De plus, la plupart des oxydants chimiques sont assez économiques grâce à un faible coût de production, un effet rapide sur les microorganismes et une efficacité à de faibles doses.

L'agent oxydant traditionnellement employé est le chlore qui doit être sous sa forme active. Dans le chapitre suivant, nous allons étudier le procédé de la chloration en détail.

Chapitre III :

Les procédés de désinfection par chloration

III.1. Introduction

Les sources d'eau potable sont souvent contaminées par divers organismes pathogènes, notamment les virus entériques, les bactéries et les protozoaires, qui pourraient causer l'écllosion de maladies d'origine hydrique (**White, 1999**). Le chlore peut être utilisé tant dans la désinfection primaire que dans la désinfection secondaire. La chloration de l'eau potable a pour but premier de la désinfecter par la destruction ou l'inactivation des organismes pathogènes présents (**Connell, 1996**).

Le chlore est le désinfectant le plus utilisé à travers le monde depuis ses premières applications en traitement des eaux vers 1897 en Europe. Cet oxydant a permis de franchir une grande étape technologique en permettant, à moindre frais et avec une efficacité redoutable, d'atteindre un niveau d'hygiène et de qualité faisant reculer les grandes épidémies hydriques (**Moles, 2007**). Actuellement la chloration demeure le procédé de désinfection et/ou d'oxydation le plus préféré en comparaison avec les autres oxydants à cause de sa relative simplicité, de son coût modique et son efficacité, mais malheureusement il entraîne la formation de sous produits toxiques en présence de la matière organique (**Doré 1989**).

Les sous produits de la chloration les plus connus sont les trihalométhanes (THM), ils constituent également un critère de choix important pour l'oxydant chlore.

Ce chapitre est une mise au point sur la désinfection par chloration des eaux de consommation. Il comprend les notions fondamentales sur la chloration avec pour but de présenter les propriétés physico chimiques du chlore et les mécanismes d'inactivation des microorganismes ainsi que son action sur les composés des eaux naturelles qu'ils soient organiques ou minéraux. Enfin, nous montrerons les effets toxiques du chlore sur la santé humaine.

III.2. Propriétés physico-chimiques du chlore

III.2.1. Propriétés physiques

Le chlore est un élément chimique (symbole Cl) dont la masse atomique est de 35,457 (**White, 1999**). Dans la nature, on trouve le chlore uniquement sous forme d'ion chlorure (Cl^-), d'une valence de -1 (**White, 1999**). Le chlore est un élément de la famille des halogènes, dont l'électronégativité est très élevée. En plus, il est classé parmi les oxydants les plus puissants vu sa valeur élevée du potentiel redox, son pouvoir désinfectant est par conséquent remarquable. À l'état gazeux, il est un gaz 2,5 fois plus lourd que l'air et se distingue par son odeur irritante et sa couleur jaune verdâtre au lieu d'une coloration jaune orangé à l'état liquide (**Degrémont, 1989**). Le chlore à l'état moléculaire (Cl_2) n'est pas

d'origine naturelle, il peut être produit industriellement soit par électrolyse du chlorure de sodium dissous dans l'eau, soit par l'oxydation du chlorure d'hydrogène (Connell, 1996; White, 1999). Le tableau 15 récapitule les propriétés physiques de chlore.

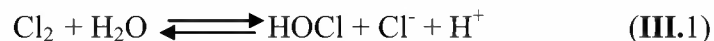
Tableau 15: Quelques paramètres physiques de chlore à 20°C (Tchobanoglous et al., 2003).

Propriété	Unité	Chlore
Masse moléculaire	g	70.91
Point d'ébullition (liquide)	°C	-33.97
Point de fusion	°C	-100.98
Chaleur latente de vaporisation à 0°C	KJ/Kg	253.6
Solubilité dans l'eau à 15.5°C	g/L	7.0
Densité de vapeur à 0°C et 1atm	Kg/m ³	3.213
Densité de vapeur comparée à l'air sec à 0°C et 1atm	Sans unité	2.486
Volume spécifique de vapeur à 0°C et 1 atm	m ³ /Kg	0.3112
Température critique	°C	143.9
Pression critique	KPa	7811.8

III.2.2. Nature et réactivité chimique des produits chlorés en eau

Les produits chimiques les plus utilisés pour obtenir une désinfection des eaux par le chlore sont : le chlore gazeux (Cl₂), les hypochlorites de sodium (NaOCl), les hypochlorites de calcium (CaOCl₂), les mono-chloramines (NH₂Cl) et le dioxyde de chlore (ClO₂) (Degrémont, 1989 ; Desjardins, 1997). Parmi ces produits c'est le chlore gazeux et l'hypochlorite de sodium auxquels on a le plus recours pour la désinfection des eaux potables.

a) Le chlore gazeux : commercialisé sous forme d'un gaz Cl₂ liquéfié en bouteilles ou en tanks, utilisé par prélèvement direct en phase gazeuse, ou liquide par l'intermédiaire d'un évaporateur, et introduit dans l'eau après dosage et mise en solution dans un appareil appelé chloromètre. En milieu aqueux le chlore gazeux s'hydrolyse rapidement pour donner de l'acide hypochloreux (HOCl) selon la réaction suivante: (Gonzalez et al, 1996)



b) Hypochlorite de sodium : une autre forme de chlore dont l'utilisation présente moins de dangers que le chlore gazeux, plus connu sous le nom d'eau de javel, ce dernier se présente désigne une solution aqueuse et alcaline d'hypochlorite de sodium (NaOCl) et de chlorure de sodium (NaCl). C'est également un oxydant puissant, il se dégrade lentement en chlorate.

Lorsque l'hypochlorite de sodium est utilisé, la réaction suivante est obtenue :



c) Hypochlorite de calcium : On fabrique l'hypochlorite de calcium à partir du précipité issu de la dissolution de chlore gazeux dans une solution d'oxyde de calcium (chaux vive) et

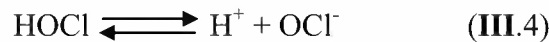
d'hypochlorite de sodium. L'hypochlorite de calcium granulaire (solide) du commerce contient habituellement 65% de chlore disponible. Cela signifie que 1,50 g de ce produit renferme l'équivalent d'un gramme de chlore (Doré, 1989 ; White, 1992).

L'équation suivante illustre la réaction qui a lieu entre l'hypochlorite de calcium et l'eau.



Les réactions (1, 2, 3) montrent que la différence principale entre les hypochlorites et le chlore gazeux concerne les produits secondaires. En effet, l'addition de chlore gazeux libère de ions hydrogène H^+ , ce qui abaisse le (pH) de l'eau, alors que l'addition d'hypochlorites libère des ions hydroxydes (OH^-), ce qui augmente le (pH) de l'eau.

L'acide hypochloreux, HOCl, est un acide faible qui se dissocie de la façon suivante :



La quantité relative de OCl^- et HOCl est fonction du pH, ce dernier est donc un paramètre de première importance .En pratique, les eaux d'alimentation ayant un pH généralement compris entre 7 et 8, la proportion d'acide hypochloreux HOCl par rapport à la totalité du chlore libre sera telle qu'indiqué dans la figure 23.

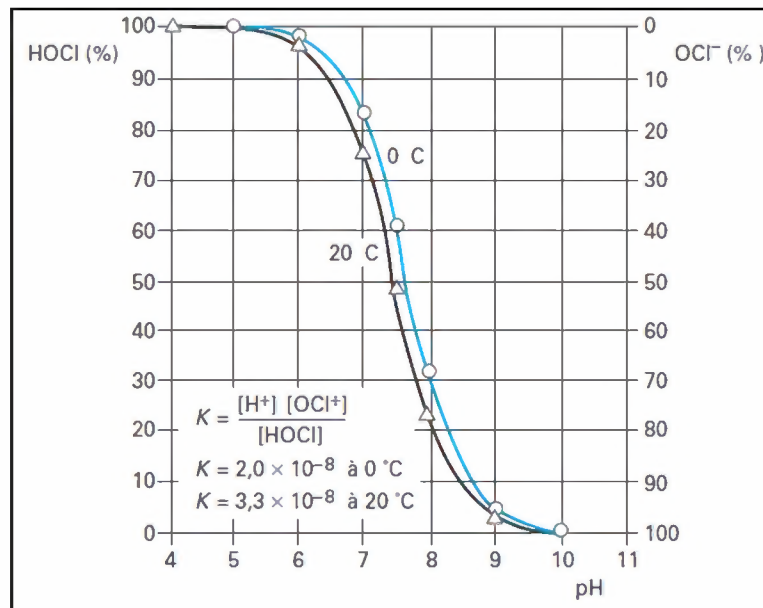


Figure 23:Dissociation de l'acide hypochloreux dans l'eau en fonction du pH (Moles, 2007)

d) Chloramines :

Les chloramines sont fournies par réaction du chlore libre sur l'ammonium, essentiellement sous forme de monochloramine (NH_2Cl) dans les eaux neutres ou alcalines, son utilisation a été généralisée notamment pour remplacer le chlore produisant trop de sous-produits de désinfection. L'intérêt des chloramines provient également du fait qu'elles forment très peu de sous-produits de désinfection ,ces chloramines possédant un pouvoir désinfectant et oxydant

médiocre (Ellis, 1991), et elles ont un pouvoir bactéricide beaucoup plus faible et lente que les précédents, mais elles sont plus stables (durée de vie beaucoup plus longue) et ont donc un effet rémanent intéressant pour les grands réseaux distribuant une eau de température élevée (Degrémont, 1989 ; Moles, 2007). Ces produits ont deux grands inconvénients car ils peuvent donner lieu à des odeurs et des goûts, et ils sont potentiellement toxiques utilisés de façon chronique (White, 1992).

Du fait de leur plus faible activité germicide, les doses à mettre en œuvre sont élevées (1 ppm de résiduel en sortie d'usine). Il ne faut donc pas chercher à les utiliser si le consommateur redoute des goûts de chlore, en règle générale, on utilise donc le chlore ou tout autre désinfectant à « fort » potentiel pour la désinfection et les chloramines pour assurer la rémanence dans le réseau (Moles, 2007).

Peu d'études ont été menées pour connaître le mode d'action de la monochloramine et sa réactivité. L'idée la plus répandue est que la monochloramine agit suivant les mêmes mécanismes que le chlore ; Baudry (1984) suggère que l'activité bactéricide de la monochloramine serait engendrée par la libération progressive d'acide hypochloreux, par hydrolyse. Cependant, les quelques travaux menés sur la réactivité de la monochloramine mettent en évidence des différences notables avec la réactivité du chlore (Jacangelo et Olivieri, 1985, Suzuki et al, 1998).

e) Le dioxyde de chlore :

Egalement appelé bioxyde de chlore ou peroxyde de chlore, le dioxyde de chlore (ClO₂) est un autre agent oxydant à base de chlore utilisé pour la désinfection de l'eau, il est un composé du chlore au degré d'oxydation +4, c'est par suite un agent très oxydant, a haut pouvoir désinfectant, décolorant et désodorisant. C'est un gaz instable de couleur jaune-orange et d'odeur piquante, en raison de sa grande instabilité et du fort risque d'explosion qui en découle, le dioxyde de chlore est toujours produit sur le lieu d'utilisation par la réaction du chlorite de sodium soit avec le chlore ou de l'acide chlorhydrique (Baig et Mouchet, 2008).

Dans l'eau, il participe au contrôle des mauvaises odeurs, il réduit la coloration et oxyde divers composés inorganiques. Il contribue également à la désinfection de l'eau.

À cause de sa complexité d'utilisation et de la nécessité d'une surveillance soutenue, le dioxyde de chlore doit être manipulé par du personnel formé.

Il est très soluble dans l'eau et se dissout en milieu neutre (Edeline, 2001)



Un pH alcalin favorise l'apparition de chlorites et de chlorates.



Les produits organiques issus du traitement de l'eau avec le dioxyde de chlore sont principalement des acides carboxyliques, du glydoxal, des aldéhydes, des cétones et éventuellement des polymères. Au cours du traitement, le dioxyde de chlore est majoritairement transformé en ion chlorite alors que le dioxyde de chlore résiduel évolue en ions chlorate et chlorure. Le dioxyde de chlore ne produit pas de mauvais goûts, est aussi efficace pour détruire les composés phénoliques responsables du goût et de l'odeur. Il réagit plus rapidement que le chlore avec le fer et le manganèse dissous, qui peuvent ensuite les précipiter sous forme d'hydroxydes ferrique et de dioxyde de manganèse, il est également capable d'oxyder le sulfure, nitrites et cyanures. En revanche, il n'oxyde pas les bromures, ni l'ammoniaque (**Degrémont, 2005 ; Dernas et Pouillot, 1994 ; Godart, 2000**).

Contrairement au chlore, l'efficacité de désinfection du dioxyde de chlore ne dépend pas du pH et son pouvoir désinfectant reste bon notamment aux pH élevés. Il présente un bon pouvoir bactéricide, virulicide et sporicide, cette désinfection est efficace contre tous les types de microorganismes pathogènes avec une meilleure rémanence dans le réseau. En traitement d'eau destinée à la consommation humaine le dioxyde de chlore présente l'avantage majeur car il ne produit que très peu de sous-produits organiques de désinfection. **Singer (1992)** a cependant remarqué que la formation de sous-produits organiques non halogénés issue de la désinfection au bioxyde de chlore n'a pas suffisamment fait l'objet de recherches.

L'ajout de bioxyde de chlore ne produit pas de trihalométhanes et seulement une faible quantité d'halogènes organiques totaux (TOX) (**Werdehoff et Singer, 1987**), mais il donne naissance à des sous-produits inorganiques de transformation sous la forme d'ions chlorite (ClO_2^-) et d'ions chlorate (ClO_3^-), qui sont toxiques et difficiles à éliminer par la suite, leur présence dans l'eau est également réglementée.

Contrairement aux autres désinfectants, les principaux SPD du dioxyde de chlore dérivent de la décomposition du désinfectant et non d'une réaction avec des précurseurs (**Connell, 1996 ; Degrémont, 2005 ; Edeline, 2001, Godart, 2000**). Cependant son emploi est limité par son coût plus élevé (4 à 5 fois comparativement au chlore), sa mise en œuvre est délicate et par le fait que le chlorate formé par hydrolyse est toxique, ainsi les chlorites sont toxiques au même titre que les nitrites (formation de méthémoglobine), en outre, ils communiquent une saveur métallique désagréable (**Degrémont, 2005 ; Moles, 2007**).

En ce qui concerne ses applications dans le domaine des eaux potables On recommande de ne pas dépasser un taux d'application de l'ordre de 1 g/m³, et le maintien d'un taux de 0,2 mg/L pendant 15 min assure une désinfection efficace .La présence d'un résiduel de 0,1 mg/L en sortie de station est généralement suffisante (**Degrémont, 2005 ; Moles, 2007**).

III.3. Mécanismes d'inactivation des microorganismes

C'est essentiellement l'acide hypochloreux qui est le composé le plus actif dans les mécanismes de la désinfection, l'ion hypochlorite (ClO^-) est peu oxydant et peu bactéricide, c'est pourquoi il est aussi appelé « chlore actif ».Il est majoritaire en milieu acide. Son action augmente avec le temps de contact entre l'eau et le réactif, une faible durée de contact peut être compensée par l'emploi d'une dose accrue de réactif.

Les traiteurs d'eau ont montré que l'efficacité bactéricide de l'acide hypochloreux est de 80 à 100 fois supérieure à celle de l'ion hypochlorite (ClO^-) (**Desjardins, 1997**).

L'acide hypochloreux (HOCl) possède l'action biocide la plus efficace. En effet, il ne porte pas de charge électrique et sa forme ressemble a celle de l'eau (faible taille moléculaire).La membrane cytoplasmique le laisse donc passer en même temps que l'eau, contrairement au ClO^- qui ne pénètre pas du fait de sa charge négative (**Grondin , 2005**) conformément à la figure 24. A l'intérieur de la cellule, HOCl bloque toute activité enzymatique, entraînant ainsi la mort de la cellule (**IPCS, 2000 ; OMS, 2004**). Donc, le mode d'action du chlore sur les microorganismes est dû principalement à une réaction chimique d'oxydoréduction. Cependant, les sites d'action du chlore sont en fonction de la nature du microorganisme et de sa structure chimique (**Boisdon, 1995**).

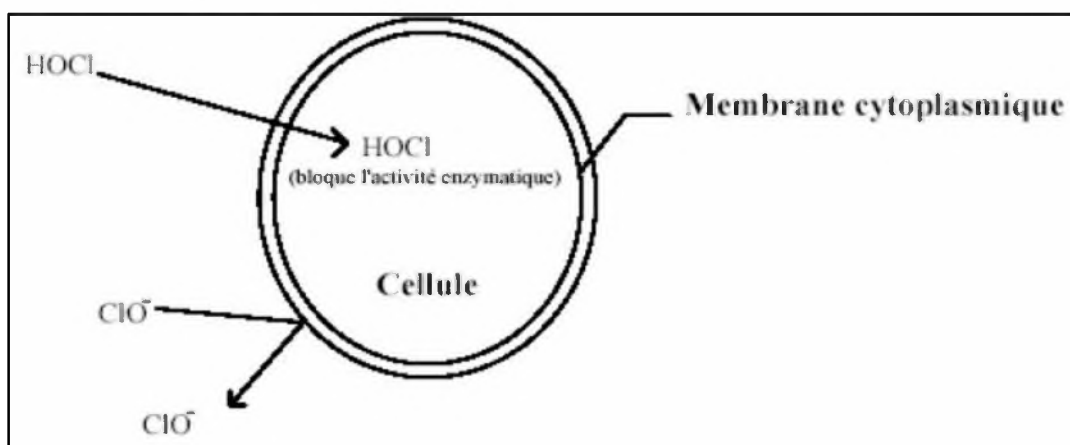


Figure 24: Schéma du mécanisme de désinfection par le chlore.

En réalité, l'agent désinfectant est influencé par plusieurs paramètres dont il faut tenir compte afin d'améliorer le rendement de la désinfection. Les facteurs affectant l'action désinfectante du chlore sont le temps de contact, la concentration en désinfectant, la température et le type

du microorganisme (USEPA, 1999) . La cinétique de la stérilisation des germes est ainsi gouvernée, d'une part par la vitesse de diffusion des molécules oxydantes à travers la membrane cellulaire et d'autre part par la dénaturation de molécules vitales à l'intérieur de la cellule (Block, 1982).

Quelques fois, l'eau à stériliser contient des réducteurs oxydables par le chlore et dans ce cas une partie du chlore introduit est réduit à l'état de chlorure, devient indisponible pour l'effet désinfectant recherché. Il est donc nécessaire d'introduire la notion d'excès de chlore résiduel (Merlet, 1986). C'est ce résiduel qui présente un pouvoir rémanent important et favorise l'action désinfectante du chlore, à condition que cela ne produise pas un goût ou une odeur de chlore dans l'eau traitée.

USEPA exige que la concentration résiduelle de désinfectant soit d'au moins 0,2 mg/L dans l'eau qui entre dans le réseau de distribution et que le chlore soit décelable dans l'ensemble du réseau de distribution (USEPA, 2002). Selon l'OMS, dans les régions qui présentent peu de risques de choléra ou d'éclosions, une concentration résiduelle de chlore libre de 0,2 à 0,5 mg/L doit être maintenue en tous points du réseau (OMS, 1997). En général, on considère une concentration résiduelle de chlore libre de 0,2 mg/L comme la concentration minimale pour empêcher la recroissance bactérienne dans le réseau de distribution.

D'une manière générale, différentes formes du chlore auraient ainsi un pouvoir biocide inégal selon l'ordre d'efficacité : $\text{Cl}_2 > \text{HOCl} > \text{ClO}^-$ (Shang et Blatchley, 2001; White, 1972). En particulier, il a été montré que l'acide hypochloreux était 80 fois plus actif que ClO^- pour inactiver l'espèce bactérienne *E. coli* et 150 fois plus pour détruire les kystes d'*Entamoeba histolytica* (White, 1992). Ceci est confirmé par les travaux de Ellis (1991) qui montrent que 99% des micro-organismes (*Escherichia coli*, Poliovirus et *Giardia - Lamblia*) sont inactivés par le chlore et cela pour une température comprise entre 5 et 23°C et un pH acide. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'acide hypochloreux (HOCl), grâce à sa faible taille moléculaire et à sa neutralité, peut traverser plus aisément les parois cellulaires que la forme dissociée de ClO^- (Ellis, 1991; White, 1992).

Selon la figure 25 Nous pouvons remarquer la sensibilité de divers micro-organismes par le chlore. Sur cette figure, le Poliovirus apparaît beaucoup plus résistant au chlore que la bactérie *Escherichia coli* (Moles, 2007).

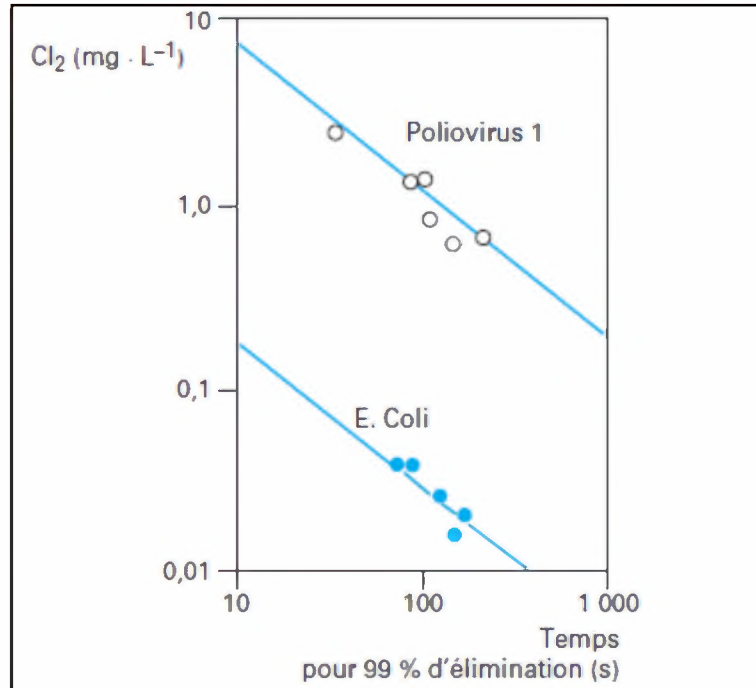


Figure 25 : Efficacités comparées du chlore sur deux micro-organismes (pH = 6,6 – T = 5 °C)
(Moles, 2007)

Dans le même contexte, les travaux effectués par **Morris et al (1992)** ont montré qu'une solution d'hypochlorite de sodium (NaClO) contenant 3,50g de chlore actif est active contre 7 virus dont le très résistant poliovirus. Cette constatation permet de penser que cette solution est active contre le rétrovirus et en particulier contre le virus du sida.

III.4. Action du chlore sur les composés minéraux

Parallèlement à ses propriétés désinfectantes et algicides, le chlore conduit également à un grand nombre de réactions chimiques avec les matières minérales présentes dans les eaux à traiter. Compte tenu de leur grande réactivité vis-à-vis du chlore, les ions ammonium et bromure doivent être plus particulièrement considérés.

III.4.1. Azote ammoniacal

L'azote ammoniacal, généralement présent dans les eaux de surface réagit avec le chlore pour former des chloramines (**Doré, 1989**). En solution aqueuse, l'acide hypochloreux et les hypochlorites réagissent avec l'azote ammoniacal suivant les réactions (**Rodier, 1996**).



La formation de monochloramine (NH₂Cl), dichloramine (NHCl₂), et trichloramine (NCl₃) dépend du pH, température et en particulier du rapport chlore / ammoniacal (**Saunier, 1976**).

En général, ce sont les monochloramines et les dichloramines qui prédominent et ont un certain pouvoir oxydant et désinfectant. Elles constituent en effet ce que l'on appelle le chlore actif combiné (Desjardins, 1997). Pour des taux de chloration suffisamment élevés, la réaction globale qui conduit à la dégradation totale de l'azote ammoniacal peut s'écrire:



Cette réaction montre que l'oxydation complète de l'azote ammoniacal en azote gazeux nécessite un taux de chloration correspondant à un rapport molaire chlore/azote de 1,5 ou à un rapport massique de 7,6. Le point singulier correspondant à cette oxydation totale de l'azote ammoniacal est appelé point de rupture ou break-point (Doré, 1989). La figure 26 met en exergue la courbe de break-point d'une eau naturelle et sa décomposition. Elle permet de vérifier l'oxydation totale de l'azote ammoniacal (Tchobanoglous et al, 2003).

La méthode dite du "break-point" permet d'ajuster la quantité de chlore nécessaire et d'éviter la formation de chloramines (odorantes, mais peu désinfectantes). La courbe relative à la chloration d'une eau naturelle peut être plus complexe et peut faire apparaître une zone supplémentaire correspondant à une consommation instantanée du chlore ajouté par des éléments très réducteurs de l'eau.

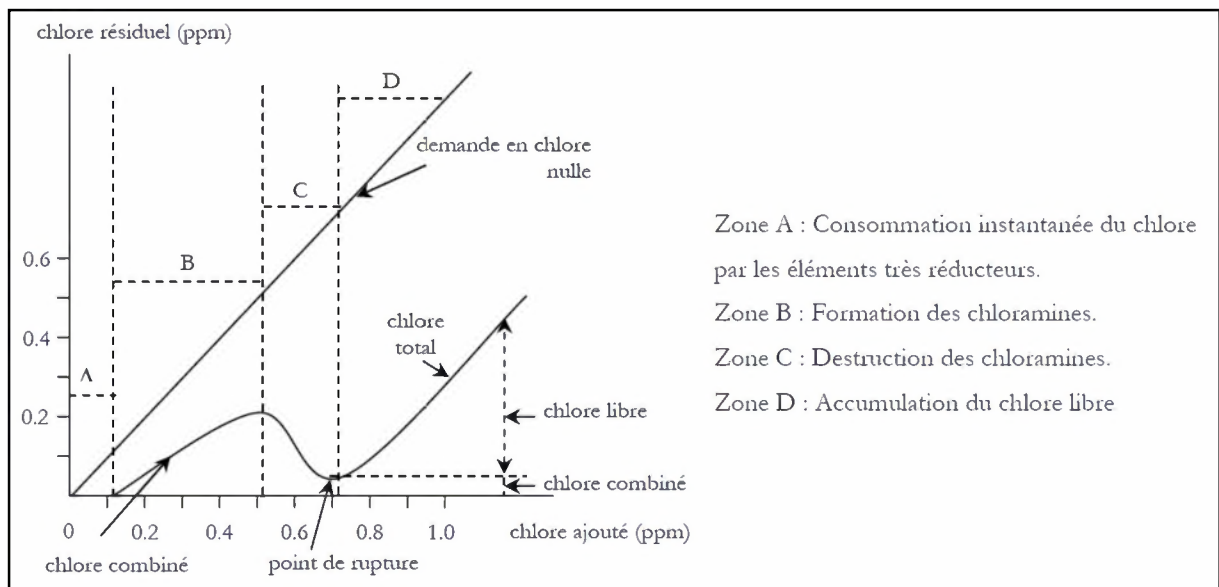


Figure 26 : Courbe de Break-point d'une eau naturelle (Doré, 1989).

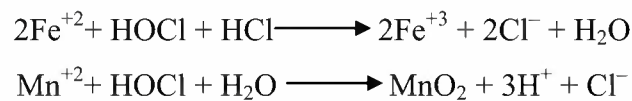
Il est important de connaître la valeur du chlore introduit pour atteindre le point critique dans la Zone C, car l'acide hypochloreux est environ 100 fois plus actif que la monochloramine et 20 à 30 fois plus que la dichloramine (Moles, 2007). Les propriétés désinfectantes médiocres du chlore combiné (chloramines) par rapport au chlore libre HOCl /ClO⁻) obligent les

traiteurs d'eaux à effectuer la désinfection à des taux très légèrement supérieurs au break point (point critique).

III.4.2. Autres composés minéraux

III.4.2.1. Fer et le manganèse

En présence de chlore on obtient Fe^{+3} et Mn^{+4} qui précipitent sous forme $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et MnO_2 . Ces composés insolubles dans l'eau peuvent être ensuite éliminés facilement au cours des étapes de clarification (**Merlet, 1986**). L'étape initiale durant la chloration de ces deux composés pouvant être le transfert soit de Cl^- soit de OH^- .



III.4.2.2. Les ions bromures

En présence de chlore, les ions bromures sont oxydés en d'autres entités intermédiaires bromées telles que Br_2 , HOBr , BrO^- , BrCl_5 qui sont beaucoup plus réactives dans les réactions d'halogénéation que le chlore (**Ishikawa et al, 1986**). L'oxydation des bromures par l'acide hypochloreux conduit en particulier à la formation de l'acide hypobromeux (**Merlet et al, 1982**).

III.4.2.3. Chlorures et sulfates

Le mécanisme de la réactivité du chlore vis à vis des chlorures et des sulfates n'est pas très bien connu. Le comportement du chlore en présence de ces deux éléments minéraux ne serait pas le même que celui observé en présence d'azote ammoniacal et bromures (**Achour et Guergazi, 2002**).

III.4.2.4. Oxydation des Nitrites, sulfures et cyanures

Les nitrites peuvent être présents dans les eaux à potabiliser ou apparaître comme des composés transitoires lors de l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal. Pour leur élimination, les nitrites devront être oxydés en nitrates (**Rejsek, 2002**).

Quant à l'hydrogène sulfuré H_2S , générateur de mauvaises odeurs, il réagit instantanément avec le chlore pour précipiter sous forme de soufre élémentaire ou de sulfates. Le facteur déterminant dans la formation des produits de réaction est le pH (**Ellis, 1991**).

L'oxydation des cyanures conduit à la formation des cyanates qui sont très toxiques (**Degrémont, 1989**).

III.5. Réactivité du chlore vis-à-vis de la matière organique

L'évolution globale de la matière organique en cours de la chloration présente un abattement très faible en carbone organique total (COT) inférieur à (5 à 10%), car peu de molécules subissent une oxydation totale jusqu'au stade de CO₂ (Merlet, 1986 ; Croué, 1987).

En solution aqueuse, le chlore réagit sur de nombreux composés organiques, suivant des réactions d'addition, de substitution et d'oxydation pour conduire à des produits de structures très variables (composés organochlorés volatils et non volatils) (Doré, 1989 ; Achour, 2001 ; Bacha et al, 2006). La réaction dépend du pH et, selon ce dernier, elle génère différents dérivés, dont certains sont indésirables et peuvent faire l'objet d'une réglementation.

Pour décrire l'action du chlore sur cette matière organique, il est nécessaire de noter qu'en solution aqueuse et pour des pH voisins de 7, le chlore se trouve essentiellement sous forme d'acide hypochloreux HOCl. Dans cette molécule, la liaison oxygène – chlore est polarisée selon HO^{-δ} - Cl^{+δ} et l'action du chlore sur les substances organiques conduit à des réactions d'oxydation et d'addition sur les doubles liaisons carbone – carbone, d'hydrogène, de décarboxylation et de polycondensation (Doré, 1989).

Dans les conditions de traitement des eaux potables, l'action prépondérante du chlore sera une attaque électrophile sur les sites de plus forte densité électronique, conduisant directement à des réactions de substitution.

Avec les composés aromatiques, il peut conduire à des réactions de substitution électrophiles, d'hydroxylation, de décarboxylation, de polycondensation, d'addition sur les doubles liaisons (Doré, 1989). Ces réactions conduisent à la formation des produits organohalogénés totaux (TOX) de structures très variables et en particulier les trihalométhanes (THM) (Doré, 1989 ; Croué, 1987). La formation de THM dépend de la quantité de matières organiques présentes dans les eaux et les teneurs de ces différents composés sont très variables et dépendent essentiellement de la nature des eaux et des conditions de chloration : pH, taux de chloration, temps de contact et la température (Rook, 1974 ; Croué, 1987 ; Legube et al, 1990).

Notons que depuis la mise en évidence, au milieu des années 70, de la présence de trihalométhanes dans les eaux d'alimentation, de nombreuses études ont cherché à détecter une activité génotoxique dans des extraits d'eau potable (Le Curieux et al, 1996). Les travaux de Morris et al.(1992) ont ensuite montré que les sous produits de chlore pouvaient présenter une activité mutagène et/ou cancérigène.

III.5.1. Action du chlore sur les substances humiques

Les substances humiques, qui représentent une partie importante du carbone organique

dissous dans l'eau de surface sont généralement considérées comme les principaux précurseurs de trihalométhanes dans la production d'eau potable où il y'a des concentrations équivalentes de matière organique (COT:4,4 à 6,3 C mg/l) (**Doré, 1989 ; De Laat et al, 1982**) La littérature sur la réactivité des substances humiques avec le chlore est très abondante. Cette réactivité se traduit par un potentiel de consommation en chlore important, une diminution de couleur et formation des composés organohalogénés en particulier les trihalométhanes (THM) (**Croué, 1987 ; Lévesque et al, 2002**).

Il a été par ailleurs, établi que les THM sont les organohalogénés les plus faciles à identifier, et ne représentent en général que 5 à 20 % de l'ensemble des produits halogénés (**Doré, 1989 ; Merlet, 1986**). Tous ces composés sont indésirables dans les eaux de boisson car ils affectent la santé humaine.

De nombreux études (**Legube et al, 1990 ; Achour, 1992**) montrent que la forte réactivité du chlore vis-à-vis des substances humiques fait appel à un mécanisme complexe lié à la présence d'un grand nombre de noyaux phénoliques dans la structure même de ces composés ou bien par la présence de nombreux sites de réactivités différentes qui sont soit présents initialement dans la structure du matériel humique, soit formés au cours de la réaction.

Le chlore et ses dérivés peuvent réagir avec les substances humiques constituées principalement d'acides humiques et d'acides fulviques. Cette réactivité se traduit par une forte demande en oxydant, une diminution de la couleur et la formation de nombreux produits chlorés et non chlorés dont les plus identifiés sont le chloroforme, les acides dichloroacétiques (DCA) et trichloroacétiques (TAC) capables d'induire des effets sur la santé (**Page et al, 2002**).

III.5.2. Action du chlore sur les substances non-humiques

Les consommations en chlore mesurées sur des solutions synthétiques de composés organiques simples à pH = 7, indiquent que la réactivité des composés aliphatiques, même avec des fonctions oxygénées (alcools, acides carboxyliques, cétones,...) reste limitée (**De Laat et al, 1982**).

Cependant, certaines structures ayant des groupements fonctionnels azotés (amines, acides aminés) peuvent réagir rapidement avec le chlore en formant des chloramines organiques plus ou moins stables selon le composé et le pH du milieu. Ainsi, les demandes en chlore indiquent des valeurs de 2 moles par fonction NH₂ présente dans la structure des acides aminés aliphatiques (alanine, asparagine. (**Doré, 1989**).

Les plus fortes demandes sont obtenues dans le cas de la tyrosine qui présente un cycle aromatique activé par un groupement donneur hydroxylé. En effet, de nombreuses recherches effectuées ces dernières années confirment l'influence des substituants sur la réactivité des dérivés aromatiques (**Doré, 1989 ; De Laat et al, 1982 ; Achour, 2001**).

Les plus forts consommateurs de chlore sont ainsi des composés aromatiques possédant des groupements activants (OH, NH₂, NR₂, ...) tels que le phénol, l'aniline et leurs dérivés (5 à 12 moles de Cl₂ par mole de composé organique) (**De Laat et al, 1982 ; Achour, 2001**). Certains phénols substitués en position méta (résorcinol, phloroglucinol, ...) peuvent conduire dans les mêmes conditions à des rendements importants en chloroforme (30 à 100%) obtenus dès les premières minutes de la réaction (**Achour, 2001**).

III.6.Toxicité des sous produits de la chloration

III.6.1. Le chlore et les sous-produits de désinfection

Dans l'usine de traitement et le réseau de distribution de l'eau potable, certaines matières organiques naturelles présentes dans l'eau traitée peuvent réagir avec le chlore pour former des sous-produits chlorés de désinfection. Les types et structures de ces sous-produits sont complexes et varient en fonction de la qualité de l'eau et des conditions de traitement (**IPCS, 2000**). Par ailleurs, vu les effets secondaires de la chloration, cela a conduit les traiteurs d'eau français à abandonner la préchloration des eaux brutes et à ne chlorer qu'en fin de filière de traitement pour limiter la formation des trihalométhanes (**Merlet, 1986 ; Jadas Hécart et al., 1992**). La réaction de formation des SPC est affectée par plusieurs paramètres dont la quantité et la nature de la matière organique, la température, le pH de l'eau, la concentration en ions bromures, la dose de désinfectant et le temps de contact entre le désinfectant et l'eau (temps de séjour de l'eau dans le réseau de distribution).

Depuis la découverte des SPD chlorés dans l'eau potable, un intérêt croissant a été porté aux effets possibles sur la santé humaine de l'exposition à ces composés par ingestion, inhalation ou contact cutané (**W H O, 2006**). Certains SPD chlorés sont considérés potentiellement ou probablement cancérigènes (**Mills et al, 1998**). Plus récemment, les THM et les AHA ont été associés à des troubles sur la reproduction humaine.

Les études réalisées en laboratoire sur des solutions de composés organiques a permis de découvrir de nouveaux dérivés organohalogénés et de comprendre les mécanismes réactionnels de leur formation.

En plus des THM et les AHA, d'autres classes de SPC peuvent aussi se former en teneurs assez importantes. . De nombreuses études ont ainsi montré que les familles majoritaires sont

les haloacétonitriles (HAN) et les halocétones. D'autres composés organiques chlorés ou non chlorés peuvent être des SPC à des teneurs diverses dans les eaux et sous forme aromatique ou aliphatique (USEPA, 2011).

III.6.2. Classification des SPC dans les eaux

Les principales classes de SPC incluent les organohalogénures, comme les trihalométhanes, les acides haloacétiques, les haloacétonitriles, les chlorophénols, l'hydrate de chloral et la chloropicrine.

On rapporte également la présence d'autres SPC non halogénés sous forme d'aldéhydes, de cétoacides, de cétones, d'acides carboxyliques, d'acides maléiques, de nitrosamines, d'acides alkanoïques et de benzène.

De nouveaux SPD dits émergents tels que des haloacides ou des furanones halogénées sont répertoriés à mesure que s'accroissent les capacités analytiques.

Le tableau 16 fournit la liste des SPC appartenant aux diverses classes connues (adaptée de Krasner et al, 1989; Froese et al, 1999).

La chloration des eaux conduit ainsi à des dérivés chlorés, mais également des dérivés bromés, du fait de la présence de bromures (Br-) dans les eaux naturelles et dans l'eau de mer. Ceux-ci sont en effet oxydés par le chlore libre (HOCl) pour donner l'acide hypobromeux. (HOBr) est un agent électrophile qui réagit beaucoup plus rapidement avec l'ammonium et les matières organiques que HOCl (Franco et al, 1987)

Tableau 16 : Liste des SPD identifiés (Hrudey, 2008)

Classes de SPD	Les différents SPD	Formules chimiques
Trihalométhanes <i>THM</i> (groupe des THM : THM4)	Chloroforme	CHCl ₃
	Bromodichlorométhane	CHCl ₂ Br
	Dibromochlorométhane	CHClBr ₂
	Bromoforme	CHBr ₃
Acides haloacétiques <i>AHA</i> (groupe des AHA : AHA9)	Acide chloroacétique	CH ₂ ClCOOH
	Acide dichloroacétique	CHCl ₂ COOH
	Acide trichloroacétique	CCl ₃ COOH
	Acide bromochloroacétique	CHBrClCOOH
	Acide bromodichloroacétique	CBrCl ₂ COOH
	Acide dibromochloroacétique	CBr ₂ ClCOOH
	Acide bromoacétique	CH ₂ BrCOOH
	Acide dibromoacétique	CHBr ₂ COOH
Haloacétonitriles <i>HAN</i>	Trichloroacétonitrile	CCl ₃ CN
	Dichloroacétonitrile	CHCl ₂ CN
	Bromochloroacétonitrile	CHBrClCN
	Dibromoacétonitrile	CHBr ₂ CN
Halocétones <i>HCé</i>	1,1-Dichloroacétone	CHCl ₂ COCH ₃
	1,1,1-Trichloroacétone	CCl ₃ COCH ₃
Divers Composés organochlorés	Hydrate de chloral	CCl ₃ CH(OH) ₂
	Chloropicrine	CCL ₂ NO ₂
Cyanogènes halogénés	Chlorure de cyanogène	ClCN
	Bromure de cyanogène	BrCN
Oxyhalides	Chlorite	ClO ₂ ⁻
	Chlorate	ClO ₃ ⁻
	Bromate	BrO ₃ ⁻
Aldéhydes (aldéhydes odorants)	Formaldéhyde ¹	HCHO
	Acétaldéhyde ²	CH ₃ CHO
	Ethanedial (glyoxal)	OHCCHO
	Méthylglyoxal	CH ₃ COCHO
	Isobutyraldéhyde ³	(CH ₃) ₂ CHCHO
	Isovaléraldéhyde ⁴	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CHO
	2-méthylbutyraldéhyde ⁵	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CH ₂ CHO
Phénylacétaldéhyde ⁶	(C ₆ H ₅)CH ₂ CHO	
Aldocétoacides	Acide glyoxalique	OHCCHO
	Acide pyruvique	CH ₃ COCOOH
	Acide cétomalonique	HOCCOCOOH
Acides carboxyliques	Formate	HCOO ⁻
	Acétate	CH ₃ COO ⁻
	Oxalate	OOCOO ⁻²
Acides maléiques	Acide 2- <i>tert</i> -butylmaléique	HOCC(C(CH ₃) ₃)CHCOOH
Chlorophénols <i>CPH</i> (odorants)	Chlorophénol	C ₆ H ₄ Cl
	Dichlorophénols	C ₆ H ₃ Cl ₂
	Trichlorophénols	C ₆ H ₂ Cl ₃
Chloroanisoles (odorants)	Trichloroanisoles ⁷	CH ₃ OC ₆ H ₂ Cl ₃

¹ Issu de la glycine

² Issu de l'alanine

³ Issu de la valine, selon Hrudey et al. (1988)

⁴ Issu de la leucine, selon Hrudey et al. (1988)

⁵ Issu de l'isoleucine, selon Hrudey et al. (1988)

⁶ Issu de la phénylalanine, selon Hrudey et al. (1988)

⁷ Issus de la biotransformation des trichlorophénols

III.6.3. Les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA)

Les sous-produits qu'on trouve le plus souvent dans les eaux chlorées sont les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA). Comme les concentrations élevées de ces sous-produits peuvent avoir des effets nocifs sur la santé. (**Santé Canada, 2000**).

Près de 600 SPC ont été identifiés à ce jour. Parmi ceux-ci, les THM et les HAA représentent à eux seuls entre 20 et 30% de la concentration totale en SPC (**Degrémont, 2005 ; Richardson et al, 2007 ; Caurant et Ghestem, 2014**). Les THM et les HAA sont le diagnostic de la présence potentielle des autres composés de la famille des SPC et leurs concentrations sont utilisées comme indicateur du potentiel toxique d'une eau chlorée (**Gruau, 2004**).

En ce qui concerne les THM, en 1974, Rook a démontré que la chloration de l'eau contenant des substances humiques naturelles conduit à la formation de chloroforme et autres trihalométhanes. Ces composés, étant très volatils, ces THM n'ont pu être détectés que lorsque Rook en Hollande et Bellar aux USA eurent mis au point une méthode d'analyse spécifique par chromatographie (**Rook, 1974 ; Bellar et Lichtenberg, 1974**). Ces travaux ont montré qu'ils ne sont pas présents dans les eaux brutes et apparaissent après chloration.

Les substances humiques, caractérisées par la présence de cycles aromatiques, représentent la fraction la plus réactive et formatrice de SPC, notamment grâce à leurs sites métadihydroxybenzéniques, très réactifs avec le chlore (**Reckhow et al, 1990 ; Croué, 1987**). Dès la fin des années 70, un certain nombre de pays ont adopté une réglementation concernant la concentration en SPC dans l'eau distribuée à la population. Les THM ont été considérés comme marqueurs de la présence globale de SPC et donc les premiers réglementés.

Le Canada est le premier pays à avoir fixé une limite pour les THM en publiant le document en 1978. Au Québec, la limite réglementaire en vigueur est de 80 µg/L pour le total des THM. L'EPA des États-Unis réglemente les THM depuis 1979. Aux USA, l'administration fixe une concentration maximale de 80 µg/L pour le total des THM et une concentration maximale de 60 µg/L pour le total des HAA

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a suivi une démarche différente de Santé Canada et de l'US EPA. L'OMS (Organisation mondiale de la santé, 2000) a établi des valeurs guides pour le chloroforme (200 µg/l), le bromoforme (100 µg/l), le bromodichlorométhane (60 µg/l), et le dibromochlorométhane (100 µg/l).

III.6.4. Risques pour la santé humaine

Depuis la découverte des SPC par Rook en 1974, leurs effets sur la santé ont été rapidement identifiés par des études épidémiologiques et toxicologiques. Elles permettent d'évaluer le risque associé à l'exposition aux différents SPC, dans ce sens les campagnes de mesure effectuées dans le monde, notamment au Canada et aux États-Unis, montrent que les THM sont les SPC présentant généralement les niveaux de concentration les plus importants dans l'eau chlorée. Les AHA, découverts plus récemment, peuvent cependant être occasionnellement détectés à des niveaux de concentration proches de ceux des THM (**Krasner et al, 1989**). Les THM et AHA sont diagnostic de la présence potentielle des autres composés de la famille des SPC et leurs concentrations sont utilisées comme indicateur du potentiel toxique d'une eau chlorée.

Les travaux de Meier (1988) et Patterson et al (1995) ont montré que la chloration des substances humiques produisait l'activité mutagène et en particulier la chloration des acides humiques. De même, on peut citer l'exemple du furanone (MX), un puissant mutagène retrouvé dans les eaux potables et issu de la chloration. Ce composé est parfois responsable de plus de 50% de l'activité génotoxique des eaux. L'activité mutagène se traduira par une perturbation du code génétique, altération des codons et pourra provoquer la détérioration de l'ADN (**Harrat, 2007**).

En ce qui concerne les THM, il est bien montré que les THM sont des sous produits halogénés susceptibles d'accroître l'incidence de cancer de la vessie et possiblement du côlon et des reins après l'ingestion d'eau chlorée durant plus de 25 ans. (**Vandentorren, cité par Véronique, 2003**), en plus des études californiennes suggèrent aussi un lien entre l'ingestion d'eau chlorée et les risques d'avortement spontané (**USEPA, 1998; Santé Canada, 2003**).

Des études concernant les effets des THM le développement et la reproduction sur les animaux montre que les THM se sont révélés foetotoxiques, avec comme effet principal une diminution du poids du fœtus. Aucun effet tératogène des THM n'a toutefois été mis en évidence (**Nieuwenhuijsen et al, 2000**). Par ailleurs, des études épidémiologiques (Condie, 1986), ont conclu que la présence des haloformes et d'autres trihalométhanes dans les eaux potables chlorées sont responsables de l'apparition de cancers, tels que le cancer rectal, du colon, gastro-intestinal (**Harrat, 2007**).

Les recherches toxicologiques et épidémiologiques ont permis de classer les quatre THM dans les différentes catégories de la classification cancérigène de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (**USEPA, 1994**). Le chloroforme, le bromodichlorométhane

et le bromoforme appartiennent au groupe 2B, ce qui signifie que ces composés sont potentiellement cancérigènes pour l'humain. Le dibromochlorométhane, fait partie du groupe C, donc ce composé est un cancérigène possible pour l'humain.

Les trihalométhanes sont associés à plusieurs types de cancer. L'exposition chronique peut endommager le foie et les reins. Voici d'autres sous-produits de désinfection nocifs : l'acide trichloracétique, l'acide dichloracétique et le chlorophénol. L'acide trichloracétique est produit pour l'usage courant, comme dans les herbicides et dans l'eau potable. Ce produit chimique n'est pas considéré cancérigène pour les humains. L'acide dichloracétique est un irritant corrosif et destructeur (détruit les muqueuses) et il n'est pas classifié comme cancérigène. Le chlorophénol peut causer un problème de goût et d'odeur, ils sont toxiques et affectent le procédé de respiration et de stockage d'énergie dans le corps.

La toxicité des AHA a également été étudiée chez les animaux. On a observé l'apparition de tumeurs du foie (**Boorman et al ,1999**) ainsi que de cancers du poumon (**Mills et al ,1998**), et aussi la diminution du poids corporel du fœtus.

Coleman et al (1984), montrent que la présence du bromure durant la chloration des acides humiques augmente largement l'activité mutagène. Ceci peut être expliqué par le fait que les dérivés organo-bromés formés seraient plus mutagènes que les dérivés organochlorés correspondants.

III.7. Conclusion

Parmi les oxydants utilisés dans le traitement des eaux, le chlore peut être utilisé soit sous forme gazeux ou liquide aussi bien en prétraitement qu'en phase finale de désinfection. Il a fait preuve d'efficacité depuis de nombreuses années. La chloration reste donc un traitement indispensable dans l'élimination des germes pathogènes pour éviter les maladies à transmission hydrique, elle est efficace pour l'élimination des bactéries et des virus, mais surtout pour des types des microorganismes pathogènes.

Le chlore apparaît comme un réactif de choix du fait qu'il combine à la fois un pouvoir biocide important et une performance appréciable vis-à-vis des composés réducteurs de l'eau. Sa réactivité vis-à-vis de composés métalliques tels que le fer et le manganèse ainsi que vis-à-vis de l'ammoniaque de l'eau permet d'envisager son utilisation en vue de l'élimination de ces éléments indésirables.

De même, le chlore s'avère très réactif avec certaines classes de composés organiques par des réactions de substitution, d'oxydation ou de décarboxylation. , mais l'inconvénient majeur de l'utilisation du chlore est la formation de sous produits organohalogénés et en particulier les

trihalométhane qui présentent des risques de toxicité à long terme (effet mutagènes et cancérogènes).

Chapitre IV :

Synthèse comparative entre les divers procédés de désinfection/oxydation

IV.1. Introduction

L'oxydation par voie physico-chimique est utilisée pour le traitement de tous les types d'eau avec des objectifs variables : **(Degrémont, 2005)**

- pour la désinfection avant usage domestique ou industriel pour éviter tout risque de contamination bactériologique ;
- pour éliminer des composés dissous (azote ammoniacal, fer, manganèse, sulfures) ;
- pour dégrader ou transformer des composés organiques en particulier responsables de la couleur, de l'odeur et du goût de l'eau, ou toxiques.

La désinfection est l'étape terminale du traitement de l'eau; elle est essentielle pour la prévention des épidémies d'origine hydrique.

Le choix d'un traitement de désinfection dépend en premier lieu de son efficacité sur les pathogènes ; il doit aussi pouvoir être surveillé avec précision; il doit assurer un taux résiduel de désinfectant après le traitement pour éviter toute recontamination ; les qualités organoleptiques de l'eau doivent être respectées ; la mise en oeuvre du traitement doit être "faisable" et le coût doit être pris en considération.

Une désinfection efficace doit donc rester la priorité numéro un du traiteur d'eau ; en outre, si des critères de nature chimique ou autre conduisent à abandonner un désinfectant, ce dernier doit obligatoirement être remplacé par un autre moyen de désinfection **(Moles, 2007)**. Le chlore, les chloramines, le dioxyde de chlore, l'ozone et les radiations UV sont les désinfectants les plus couramment utilisés dans le domaine de la production d'eau potable **(Lehr et al, 2005)**.

L'objectif de ce chapitre est de faire une synthèse comparative des avantages et des inconvénients des principaux désinfectants utilisés dans le domaine de l'eau potable afin de pouvoir comparer leur efficacité.

IV.2. Efficacité biocide comparée des principaux procédés

Il y a quelques années, le comité d'hygiène de l'eau d'alimentation du conseil national de la recherche aux USA a évalué les différentes méthodes de désinfection. Bien qu'un certain nombre d'agents aient un pouvoir d'inactivation satisfaisant on peut considérer que seuls le chlore libre, le dioxyde de chlore, l'ozone et les rayons UV soient actuellement utilisables dans la désinfection de l'eau d'alimentation. Les autres désinfectants ne sont pas recommandés pour diverses raisons: activité biocide faible, manque d'expérience technologique, effets secondaires pour certains groupes de population **(Leclerc et Mosson, 1989)**.

Le tableau 17 compare différentes méthodes de désinfection de l'eau et rappelle les qualités de chacun des désinfectants utilisés.

Tableau 17 : Effets biocide et rémanent de différents désinfectants (**Degrémont, 2005**)

Effet	O ₃	Cl ₂	ClO ₂	Chloramines	UV
Effet Bactéricide + virulicide	+++	++	++	+	++
Kyste de protozoaire	+	0	0	0	+++
Effet rémanent	0	+	++	+++	0

L'ozone est le désinfectant et l'oxydant le plus puissant mais la rémanence est très faible par rapport au chlore, Par ailleurs l'utilisation des UV est particulièrement intéressante pour inactiver les virus et les parasites (**Lisle et Rose, 1995**) mais comme dans le cas de l'ozone, il n'y a pas de rémanence. La chloration, c'est-à-dire l'ajout de chlore sous forme de Cl₂ ou NaOCl, ou de dioxyde de chlore, peut s'utiliser pour désinfecter l'eau brute ou pour maintenir la qualité bactériologique de l'eau dans un réseau. Le dioxyde de chlore a une action rémanente plus longue que celle du chlore (tableau 17) et il est, en général, plus efficace que le chlore pour la destruction des spores, des bactéries, des virus, des kystes de parasites et des autres organismes pathogènes (**Lisle et Rose, 1995**).

IV.2.1. Concept de CT

Le facteur le plus important à considérer dans le choix d'un désinfectant est son efficacité biocide vis-à-vis des microorganismes pathogènes (bactéries, virus, kystes de protozoaires). Une abondante littérature a été publiée sur ce sujet. Ces informations proviennent essentiellement d'études expérimentales de laboratoire rigoureusement contrôlées (**Leclerc et Mosson, 1989**). L'un des modes d'expression de cette activité biocide consiste à utiliser la fonction (log-log) temps de contact/concentration de désinfectant, nécessaire pour inactiver un certain pourcentage (par exemple 99 %) d'un microorganisme donné dans des conditions définies de température et de pH.

Il est généralement admis que l'inactivation des germes obéit à une loi cinétique de type Chick-Watson : $N = N_0 \cdot \exp(-k \cdot D \cdot T)$ où N et N₀ sont les concentrations en germes respectivement avant traitement et au temps T de traitement, D est la dose absorbée en oxydant (concentration C pour les agents chimiques ou intensité d'irradiation I pour les rayons UV) et k est la constante de vitesse. C'est ainsi que le concept CT est utilisé en pratique pour comparer l'efficacité des différents désinfectants chimiques (**Degrémont, 2005**).

L'équation générale est $CT = K$ dans laquelle C est la concentration du désinfectant, T le temps de contact et K la constante pour un microorganisme donné, alors le CT s'exprime donc en $\text{mg} \cdot \text{min}/\text{L}$.

Dans la pratique actuelle du traitement de l'eau, la concentration du désinfectant est mieux connue que le temps de contact que l'on estime le plus souvent sur la base du débit théorique ou du temps de déplacement (volume d'eau/vitesse d'écoulement).

De nombreux chercheurs ont mis en évidence l'influence de la concentration C d'un désinfectant et le temps de contact entre ce désinfectant et un germe donné sur la vitesse d'inactivation de ce germe (Moles, 2007).

La Loi de Chick et Watson avec son facteur Ct est la base d'autres modèles qui ne sont que des variations de cette formule. A part la concentration et le temps, d'autres facteurs influencent la valeur Ct : le pH, la lumière, la température de l'eau, le mélange de l'eau et du désinfectant. Il est donc très difficile de comparer des valeurs Ct issues de différentes expérimentations.

La valeur CT varie avec les microorganismes concernés, le type de désinfectant et la température.

La figure 27 donne les conditions pour éliminer 99,9 % (3log) d'une population d'*Escherichia coli* (Degrémont, 1989), l'ozone apparaît comme le désinfectant le plus rapide et la monochloramine comme le plus lent.

Le tableau 18 montre la comparaison, la sensibilité de divers micro-organismes par les différents désinfectants basés sur les valeurs moyennes de CT (en $\text{mg} \cdot \text{min}/\text{L}$) nécessaires pour obtenir 99 % (2 lg) d'inactivation des principaux microorganismes entre 5 et 25 °C.

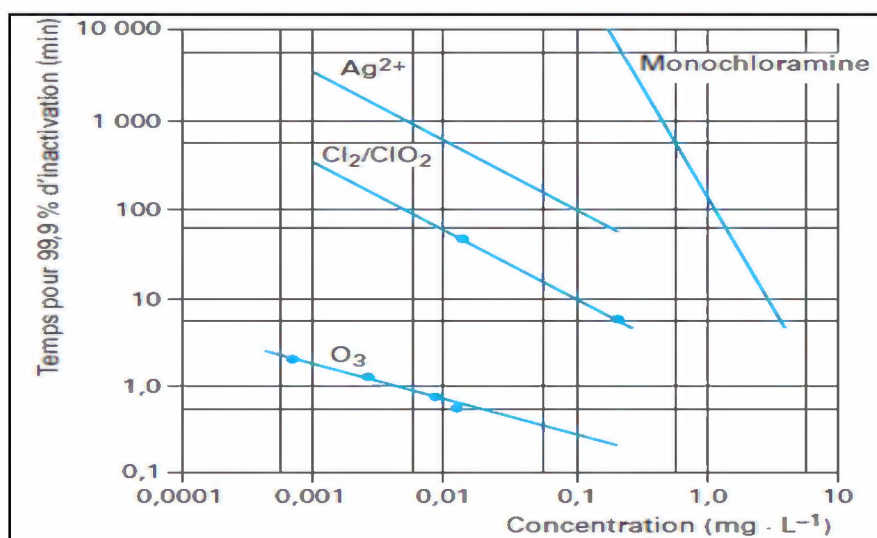


Figure 27 : Efficacité de divers désinfectants dans l'élimination de la bactérie *Escherichia coli* (ordres de grandeur) (Moles, 2007)

Tableau :18 Pouvoir désinfectant de quelques oxydants (adapté selon **Lisle et Rose, 1995**).

Désinfectant	Critère CT pour une élimination de 99% des microorganismes (mg.min/ l)					
	E. coli	Poliovirus	Rotavirus	Giardia lamblia	Giardia muris	Cryptosporidium parvum
Chlore (pH 6-7)	0.034-0.05	1.1-2.5	0.01-0.05	47-150	30-630	7200
Dioxyde de chlore (pH 6-7)	0.4-0.75	0.2-6.7	0.2-2.1	26	7.2-18.5	78
Ozone (pH 6-7)	0.02	0.1-0.2	0.006-0.06	0.05-0.6	1.8-2.0	5-10
Chloramine (pH 8-9)	95-180	768-3740	3806-6476	2000	1400	7200

IV.3. Effets secondaires et toxicité des sous produits

IV.3.1. Les différents sous-produits de désinfection

La désinfection de l'eau destinée à la consommation s'est révélée d'une grande efficacité quant à la destruction ou l'inactivation des micro-organismes pathogènes pour l'homme, particulièrement ceux qui sont à l'origine de la fièvre typhoïde et du choléra (**Ellis, 1991**).

Cependant, les désinfectants peuvent également réagir avec des substances présentes naturellement dans l'eau et former certains sous-produits indésirables, ce qui peut poser un problème du point de vue sanitaire. Ces sous-produits sont tous différents les uns des autres ce qui accroît la difficulté quant aux évaluations des effets sur la santé des nombreux sous-produits de désinfection créés.

A titre d'exemples en ce qui concerne les sous-produits générés, on peut citer le chlore qui peut produire de grandes concentrations de sous-produits chlorés (**Droste, 1997**) notamment les sous-produits halogénés (c'est-à-dire qui comprennent du chlore ou du brome dans leur structure) tels que les trihalométhanes (THM) ou les acides haloacétiques. Les chloramines ont l'avantage de produire des concentrations moins élevées de sous-produits, mais leur effet bactéricide est moins puissant comparativement au chlore (**Ellis, 1991 ; Cheval, 1982**). L'ozone peut former du bromate, le bioxyde de chlore a comme principal désavantage la formation de sous-produits toxiques inorganiques tels que les chlorites et les chlorates (**Oxenford, 1996**).

Chapitre IV Synthèse comparative entre les divers procédés de désinfection/oxydation

Il est toutefois essentiel de noter que certaines méthodes de désinfection (p. ex. la désinfection par rayonnement ultraviolet et la limitation des matières organiques dans la source d'eau) réduisent ou éliminent le risque posé par les sous-produits de désinfection.

La formation de sous-produits dépend du désinfectant utilisé, des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et des modalités de traitement et les conditions de réaction. La présence de ces composés dans les réseaux d'eau potable, appelés sous produits de désinfection (SPD) pose un problème de santé publique (**Hrudey, 2008 ; Caurant et Ghestem, 2014**). Le tableau 19 présente une liste des principaux désinfectants associés aux principaux SPD formés.

Tableau 19 : Principaux désinfectants utilisés et SPD associés (Adapté de Oxenford ,1996)

Désinfectant	SPD
Chlore	Trihalométhanés (THM) Acides haloacétiques (AHA) Haloacétonitriles (HAN) Halopicrine Halocétones
Chloramine	Acides haloacétiques (AHA) Nitrite Nitrate Halocétones (HK)* Trihalométhanés (THM)*
Bioxyde de chlore	Chlorite Chlorate
Ozone	Bromate Carbone organique biodégradable Aldéhydes Acides acétoaldéhyques Bromoforme Péroxydes Époxydes

*Se forme par chloration suivie de l'ajout de chloramine

IV.3.2. Toxicité des sous-produits de la désinfection

Les effets potentiels sur la santé de l'homme dépendraient de la concentration des sous-produits de désinfection dans l'eau mais également de la durée et du moment d'exposition.

Chapitre IV Synthèse comparative entre les divers procédés de désinfection/oxydation

Cependant, il est difficile de mesurer les niveaux de concentration réels et de prendre en compte tous les facteurs de risque possibles (IPCS, 2000).

Dans les vingt dernières années, plusieurs études ont été effectuées pour vérifier les effets de l'eau chlorée sur la santé. Nous avons vu dans le chapitre 3 de l'étude bibliographique que divers études toxicologiques effectuées chez l'animal montrent que l'exposition à ces composés conduit à la survenance de tumeurs du foie, du rein, du côlon et du rectum, et peut s'avérer toxique pour le fœtus. Les données épidémiologiques disponibles chez l'homme montrent un risque de survenance de cancers de la vessie ainsi que d'une diminution du poids foetal chez les populations exposées. Différentes réglementations existent pour limiter les teneurs des SPC dans l'eau.

Les tableaux 20 et 21 récapitulent les effets carcinogènes des THMs et HAAs observés dans la littérature chez l'animal ainsi qu'un résumé de la génotoxicité et carcinogénicité des THMs et HAAs (Costet-Deiber, 2013).

Tableau 20 : Carcinogénicité des THM et des HAA-Synthèse des effets observés sur des animaux (Costet-Deiber, 2013 d'après Richardson et al, 2007)

Produit	Animal	Voie d'exposition	Types de tumeurs observées
Chloroforme	Souris	Gavage	Foie (M/F)
		Eau de boisson	Aucune
	Rat	Gavage	Rein (M)
		Eau de boisson	Rein (M)
		Eau de boisson + inhalation	Rein (M)
Bromodichlorométhane	Souris	Gavage	Rein (M), foie (F)
		Eau de boisson	Aucune
	Rat	Gavage	Rein (M/F), intestin (M/F)
		Eau de boisson	Foie (M)
Bromoforme	Souris	Gavage	Aucune
	Rat	Gavage	Intestin (M/F)
Acide trichloroacétique	Souris	Eau de boisson	Foie (M)
	Rat	Eau de boisson	Aucune
Acide dichloroacétique	Souris	Eau de boisson	Foie (M)
	Rat	Eau de boisson	Foie (M)
Acide chloroacétique	Souris	Gavage	Aucune
	Rat	Gavage	Aucune
		Eau de boisson	Aucune
Acide dibromoacétique	Souris	Eau de boisson	Foie (M/F), poumon (M)
	Rat	Eau de boisson	Mésothéliome (M/F), leucémie (M)
Acide bromoacétique	Aucune étude		

M : chez le mâle ; F : chez la femelle

Tableau 21 : Génotoxicité et carcinogénéicité des THM et HAA (Costet-Deiber, 2013, d'après Richardson et al, 2007)

SPC	Occurrence	Génotoxicité						Carcinogénéicité			
		Mutation gène		Mutation chromosomique		Altération ADN		Rongeurs		Homme	
		Bactéries	CM	In vitro	In vivo	In vitro	In vivo	soufs	Rat	IARC	EPA
THMs											
Bromodichlorométhane	****	+		-		+	-	+,,-	+,+,-	2B	B2
Bromoforme	****	+	+	+	+	+	-	-	+	3	B2
Chlorodibromométhane	****	+	+	+		-		+	-	3	C
Chloroforme	****	-	-	-	-	+		+,,-	+,+,+	2B	
HAAs											
Acide chloroacétique	***	-	+	+		-	-	-	-,,-		
Acide bromoacétique	***	+		+		+					
Acide dibromoacétique	****	+		-	-	+		+	+		
Acide dichloroacétique	****	+	+	-	-	-	-	+	+	2B	B2
Acide trichloroacétique	****	-	-	+	+	-	-	+	-	3	

Occurrence : *** = niveaux très faibles (< 1µg/L); **** = niveaux faibles (1-10 µg/L); ***** = niveaux faibles à moyens (10-10² µg/L)

Génotoxicité/carcinogénéicité : + = effet; - = pas d'effet; Classement LARC : 2B= carcinogène possible pour l'homme, 3= non classé carcinogène pour l'homme; Classement EPA : B2=carcinogène probable pour l'homme, C=carcinogène possible pour l'homme

CM = cellules de mammifères

Au niveau de l'usine de traitement des eaux, les étapes d'oxydation de la matrice organique de l'eau, telles que l'ozonation ou la chloration génèrent des sous produits d'oxydation, composés organiques de faible poids moléculaire, par fragmentation de molécules de plus haut poids moléculaire tels que les acides humiques et fulviques ; les mécanismes sont complexes.

Pour l'ozone, il agit par réaction directe sur les liaisons insaturées et les cycles aromatiques. De plus, la décomposition de l'ozone produit des radicaux OH° peu sélectifs qui agissent en un plus grand nombre de liaisons (Doré, 1989).

Les composés générés sont des composés carbonylés ; plusieurs d'entre eux, tels que les aldéhydes et les cétones de faible poids moléculaires, certains cétoacides et des acides haloacétiques ont été recherchés dans l'eau potable. Ces composés polaires présentent en effet des risques pour la santé du consommateur : des composés carbonylés comme le glyoxal ou l'acide glyoxylique sont connus pour leurs propriétés mutagènes et le formaldéhyde est, à la fois, mutagène et cancérigène (Scheupein, 1985).

En ce qui concerne les ions bromates, ils sont mutagènes et provoquent des aberrations chromosomiques (Santé Canada, 1998). Plusieurs études ont également montré l'induction d'un effet mutagène et cancérigène (Santé Canada, 1998). Les bromates provoqueraient une leucémie très élevée de tumeurs rénales chez les rats des deux sexes et de mésothéliomes du péritoine chez les rats mâles. L'ion bromate est mutagène dans le test d'Ames et provoque des

cassures chromosomiques « *in vivo* » et « *in vitro* » et l'apparition de micronoyaux (OMS, 1994).

Les études de Kurokawa et al. (1990 et 1996) administrant par voie orale une solution de bromate de potassium à des rats et des souris ont permis de mettre en évidence l'apparition de tumeurs rénales à des concentrations différentes selon la sensibilité des espèces. Les résultats de génotoxicité sont contradictoires. Cependant, ces résultats ont conduit le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) à classer le bromate de potassium dans le groupe 2B (la catégorie B correspond aux composés cancérigènes probables (B) : Preuves limitées provenant d'études épidémiologiques sur l'homme (B1) et/ou preuves suffisantes provenant d'études menées sur des animaux (B2)) des cancérogènes potentiels chez l'homme. Le formaldéhyde administré par inhalation à des rats et à des souris s'est révélé cancérigène à des doses qui provoquaient une irritation de l'épithélium nasal, l'ingestion pendant 2ans d'eau de boisson contenant du formaldéhyde a provoqué une irritation de l'estomac chez le rat et aussi des papillomes de l'estomac associés à une forte irritation ont été observés (OMS, 1997).

L'action toxique des Chlorites est due principalement aux lésions qu'ils causent aux érythrocytes (stress oxydatif) et par la formation de méthémoglobine. Des effets neurocomportementaux légers chez des rats à des doses quotidiennes de 5,6 mg/kg de poids corporel ont aussi été relevés. Le pouvoir lésionnel des Chlorates est moindre par rapport à celui des Chlorites mais ils ont un effet analogue (OMS, 1997). D'autres travaux menés sur une population alimentée par une eau désinfectée au dioxyde de chlore confirment l'hypothèse d'un lien possible entre l'exposition de cette eau et une légère perturbation de la fonction thyroïdienne chez les nouveaux nés (Chartrand, 2000). Des études toxicologiques ont été effectuées lors des dernières années. Les résultats de ces études ont servi à déterminer en partie les limites des différentes substances. Par exemple, des concentrations sous les limites proposées pour le chlorite et le dioxyde de chlore ne sont pas toxiques à la santé humaine.

IV.3.3. Normes recommandations des sous-produits de désinfection

Pour chacun des produits de désinfection, des sous-produits sont identifiés et des études toxicologiques ont été entreprises, conduisant à certaines limites vis-à-vis de ces composés générés par le traitement lui-même (Moles, 2007).

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a déterminé des doses maximales admissibles pour la plupart des désinfectants et de leurs sous-produits. Ces doses maximales sont utilisées

Chapitre IV Synthèse comparative entre les divers procédés de désinfection/oxydation

afin de développer les directives de l'OMS pour l'eau de boisson, qui servent à leur tour à de nombreux pays pour fixer leurs normes sur l'eau de boisson. Les dernières données disponibles dans les législations OMS (Organisation Mondiale de la Santé), de l'Union Européenne, de la France et des États-Unis sont détaillées dans le tableau suivant.

Tableau 22 : récapitulatif des législations OMS, Europe, France et États-Unis sur les sous-produits de désinfection (Moles, 2007)

Produits de dégradation des désinfectants	OMS 2006 Valeur guide (µg/L)	UE 1998 Valeur paramétrique	France 2001 Limite de qualité Référence de qualité	États-Unis 2002 MCL/MCLG (µg/L)
bromates	10	10	10	10/0
chlorates	70			
chlorites	70		200	1000 /800
Chlorophénols				
2-chlorophénol	Données insuffisantes			
2,4-dichlorophénol	Données insuffisantes			
2,4,6-trichlorophénol	200			
formaldéhyde	900			
Trihalométhanes (THM)	Somme < 1 mg/L	Somme < 100 µg/L	Somme < 100 µg/L	80/pas connu
bromoforme	100			0
dibromochlorométhane	100			60
bromodichlorométhane	60			0
chloroforme	300			
Acides chloracétiques				HAA5*
acide monochloracétique	20			60
acide dichloracétique	50			0
acide trichloracétique	20			300
Produits de dégradation des désinfectants				
hydrate de chloral (trichloracétaldéhyde)	10			
chloracétone	Données insuffisantes			
Acétonitriles halogénés				
dichloracétonitrile	20			
dibromacétonitrile	70			
bromochloracétonitrile	Données insuffisantes			
trichloracétonitrile	1 (provisoire)			
chlorure de cyanogène (sous forme de CN ⁻)	70			
chloropicrine	Données insuffisantes			
HAA5 = acide monochloracétique + acide dichloracétique + acide trichloracétique + acide bromoacétique + acide dibromoacétique.				

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et Santé Canada ont proposé des recommandations et des normes relatives à la présence de SPD dans l'eau potable. Les THM et les AHA sont les deux principaux groupes de SPD présents dans l'eau potable et sont surveillés dans plusieurs provinces et pays. Les THM totaux (THMt) réglementés incluent quatre composés: le chloroforme, le bromodichlorométhane (BDCM), le dibromochlorométhane (DBCM) et le bromoforme.

La concentration maximale (limite) relative aux THMt a été fixée dans l'eau potable aux États-Unis à 80 µg/L (norme), en Europe à 100 µg/L (norme), au Canada à 100 µg/L (recommandation) et dans la province de Québec à 80 µg/L (norme) (**USEPA, 2006; UE, 2001; Santé Canada, 2008; Gouvernement du Québec, 2008**).

IV.4. Mise en œuvre et aspect économique

L'industrie de l'eau est sous une pression croissante pour produire une eau potable d'une plus grande qualité au plus faible coût. Ceci représente une économie en termes de coût mais aussi en termes de respect de l'environnement. Le choix d'un moyen de désinfection se fait normalement en considérant les contraintes techniques, économiques et environnementales qu'il présente.

Au plan économique, le chlore est le plus réactif et le plus économique (**Hernández De Leon, 2006**), il s'agit d'une technologie dont les coûts sont bien connus et les plus faibles parmi toutes les techniques éprouvées. (**USEPA, 1986**). Malgré tout cela, certains pays préfèrent utiliser le dioxyde de chlore qui coûte plus cher mais qui n'a pas les inconvénients de l'oxydation par le chlore. Par contre l'ozonation est le traitement qui présente le plus des inconvénients financiers et techniques, malgré ses performances très élevées.

Les inconvénients de l'ozonation des eaux sont essentiellement d'ordre économique, puisqu'elle entraîne des coûts élevés d'investissement et d'exploitation. Son coût reste beaucoup plus élevé que celui au chlore (**Hernández De Leon, 2006**).

Le tableau 23 récapitule les prix indicatifs de chaque procédé de désinfection. Nous trouverons au tableau suivant les coûts associés à diverses méthodes de désinfection les plus utilisés. De plus, les coûts donnés au ce tableau sont les coûts d'investissement estimatifs et ne tiennent pas compte des frais d'exploitation et d'entretien courants.

Chapitre IV Synthèse comparative entre les divers procédés de désinfection/oxydation

Tableau 23 : Prix indicatifs de traitement de désinfection selon le procédé mis en œuvre
(Senet , 2003)

procédé	Coûts d'investissement	Coûts en réactif	Coûts en énergie	Coûts du renouvellement
Eau de javel	2 à 4 k€ indépendant du débit	150 € /an pour 100 m ³ /j	Négligeable	300 € /an
Chlore gazeux	10 à 20 k€ indépendant du débit	122 € / an pour 100 m ³ /j	Négligeable	300 à 760 € / an
Dioxyde de chlore	45 à 60 k€ indépendant du débit	230 € / an pour 100 m ³ /j	Négligeable	1.5 k€ / an
Ozone	Proportionnel au débit	Négligeable	Elevé	-
Ultraviolets	9 à 18 k€ pour 100 m ³ /j à 600 m ³ /j	Négligeable	150 € /an pour 100 m ³ /j	228 € / an /lampe

Quand nous comparons les différents systèmes de désinfection, les coûts d'investissement ((achat et installation) ne sont pas les seuls coûts dont vous devez tenir compte. Il y aura aussi des frais d'exploitation courants, notamment les frais d'électricité et de produits chimiques, ainsi que des frais de main-d'oeuvre et des besoins d'espace et d'entreposage. Il peut y avoir aussi des frais périodiques qui ne se présentent qu'après plusieurs années, tels que le coût de remplacement des matériaux ou quelque pièce comme les lampe UV...ect. Il peut y avoir aussi des coûts associés aux garanties ou aux contrats d'entretien prolongé. Chacun de ces coûts doit être pris en compte dans la comparaison de l'ensemble des coûts.

Les 2 graphiques si dessous présentent les coûts d'exploitation et d'investissement en fonction de débits de diverses installations avec les réactifs suivants :

Chlore gazeux : 0,8 mg/l .Dioxyde de chlore : 0,4 mg/l .Ozone : 2,5 mg/l. UV: intensité de 250 J/m²

Ces calculs des coûts d'exploitation prennent en compte le coût de l'énergie. De plus, l'amortissement a été estimé sur dix ans pour le chlore, le dioxyde de chlore et le rayonnement U.V et 20 ans pour l'ozone en conception l'ingénierie civil.

Comparativement aux autres désinfectants, le dioxyde de chlore est avec l'ozone le plus cher en exploitation et en investissement pour les faibles débits. Les coûts d'exploitation décroissent rapidement lorsque le débit de l'installation augmente comme le montrent les graphiques ci dessous.

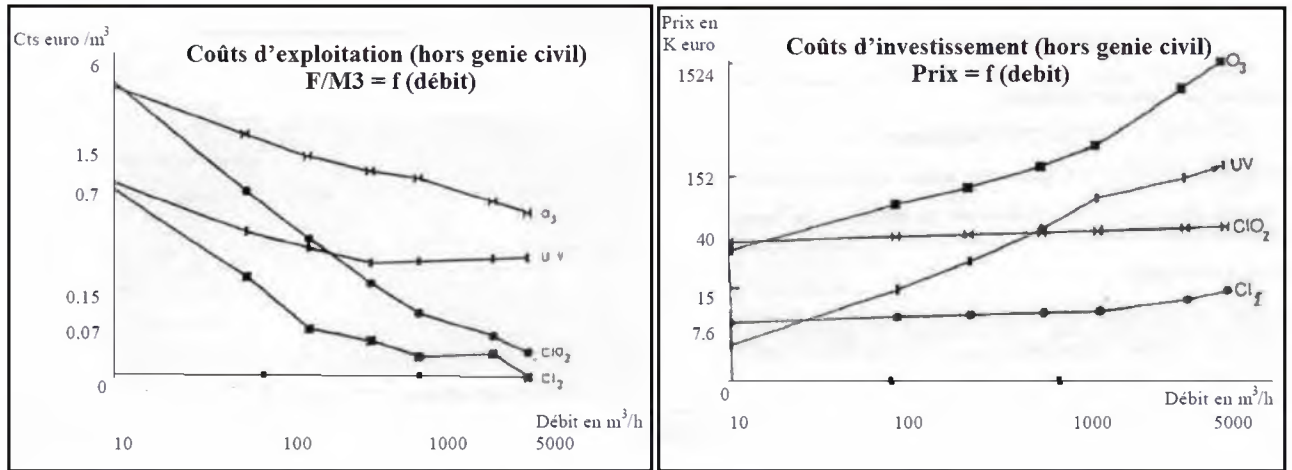


Figure 28 : Coûts d'exploitation et d'investissement des divers désinfectants (d'après Le Besq et Le Galliot cité par Juery, 2004)

Les coûts indiqués ne doivent pas être pris comme base car anciens. Ainsi le bioxyde de chlore, le plus coûteux en exploitation pour les faibles débits, devient plus intéressant lorsque le débit est supérieur à 1 000 m³/h

Par ailleurs, dans une étude faite par DAS (2002) , utilisant la méthode d'évaluation ou d'analyse de cycle de vie (LCA), qui est un outil efficace pour évaluer la performance environnementale du processus appliqué , en comparant deux processus de désinfection : l'UV et le chlore, l'auteur a conclu que la désinfection par l'UV est une technologie de désinfection propre sur la santé humaine et sur l'environnement ; cependant, elle n'est pas accessible pour tout le monde en raison de son coût élevé.

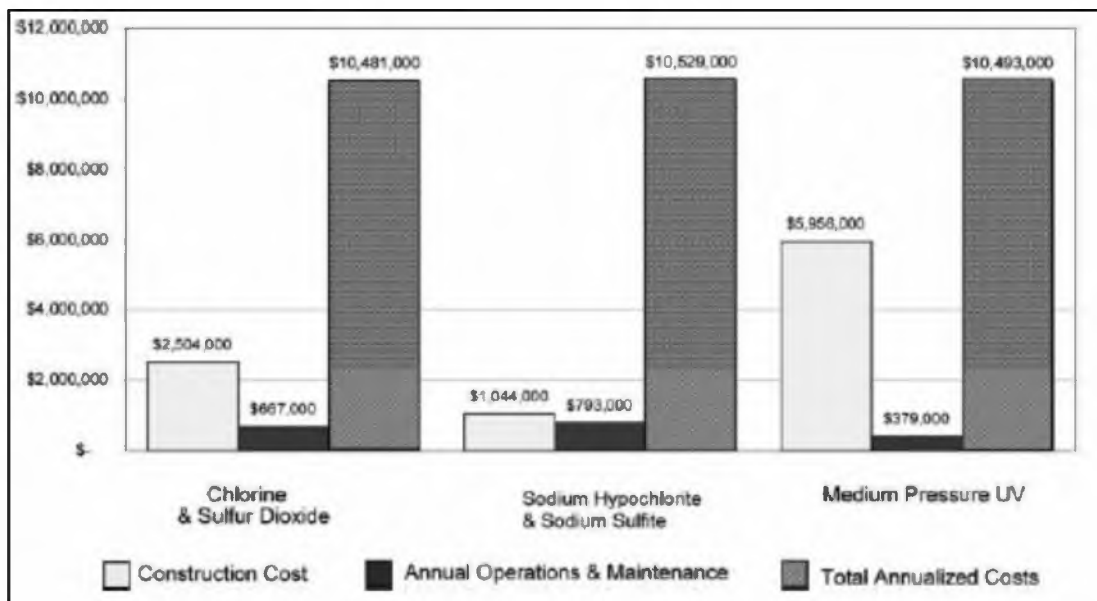


Figure 29 : Comparaison du prix des trois processus de désinfection.

Enfin, Nous pouvons dire et d'après les résultats de ces études, le chlore est le procédé le moins cher, viennent ensuite les UV et l'ozone.

IV.5. Critères de choix d'un procédé de désinfection/oxydation

Un désinfectant est un produit chimique ou physique qui tue ou inactive des microorganismes tels que les bactéries, les virus et les protozoaires. Le but de la désinfection donc est d'éliminer les microorganismes pathogènes présents dans l'eau afin d'empêcher le développement de maladies hydriques. De plus, il est nécessaire de connaître les caractéristiques physico-chimiques et les réactions des différents désinfectants disponibles avec l'eau ; afin de pouvoir comparer ensuite l'efficacité de chacune des méthodes de désinfection et choisir le procédé optimal en fonction de la qualité de l'eau brute et des contraintes technico-économiques.

Pour commencer cette partie, On préfère définir les critères pour lesquels on peut choisir un oxydant/désinfectant

IV.5.1. Caractéristiques d'un désinfectant idéal

Un désinfectant idéal doit posséder tous les critères cités dans le tableau (24). En pratique, un désinfectant idéal n'existe pas réellement ; ce qui exige un classement des critères par ordre d'importance décroissant. Par conséquent, le meilleur désinfectant est celui qui est doté des cinq premières caractéristiques (**Desjardins, 1997 ; Tchobanoglous et al 2003**).

Tableau 24 : Principales caractéristiques d'un désinfectant idéal (**Tchobanoglous et al, 2003**).

Caractéristiques	Propriétés
Disponibilité	Doit être disponible en quantité importante et en prix raisonnable
Dé- odorisant	Doit éliminer toute odeur
Homogénéité	Doit former avec l'eau une solution homogène
Interaction	Ne doit pas s'adsorber sur la matière organique autre que les parois des bactéries
endommageant	Ne doit pas endommager les métaux et tacher les vêtements
Non corrosif et non toxique	Ne doit être toxique que pour les micro-organismes et non pas pour les être humains
Pénétration	Doit avoir une capacité pénétrante
Sécurité	Doit être sans danger lors de son transport et de sa manipulation
Solubilité	Doit être soluble en toute proportion.
Stabilité	Doit avoir une action germicide lente pour maintenir une certaine concentration résiduelle pendant la désinfection
Toxicité aux microorganismes	Doit être efficace à la dilution
Toxique aux températures ambiantes	Doit être efficace aux températures de l'eau de consommation

Une comparaison qualitative des avantages et inconvénients des différents procédés de désinfection apparaît sur les diagrammes de la figure 30. Cette figure illustre les avantages et les limites des principaux agents de désinfection actuellement utilisés. On constatera qu'il n'y a pas de désinfectant idéal et que le travail du traiteur d'eau sera d'utiliser conjointement l'un et l'autre des moyens qui sont à sa disposition pour optimiser les filières de traitement.

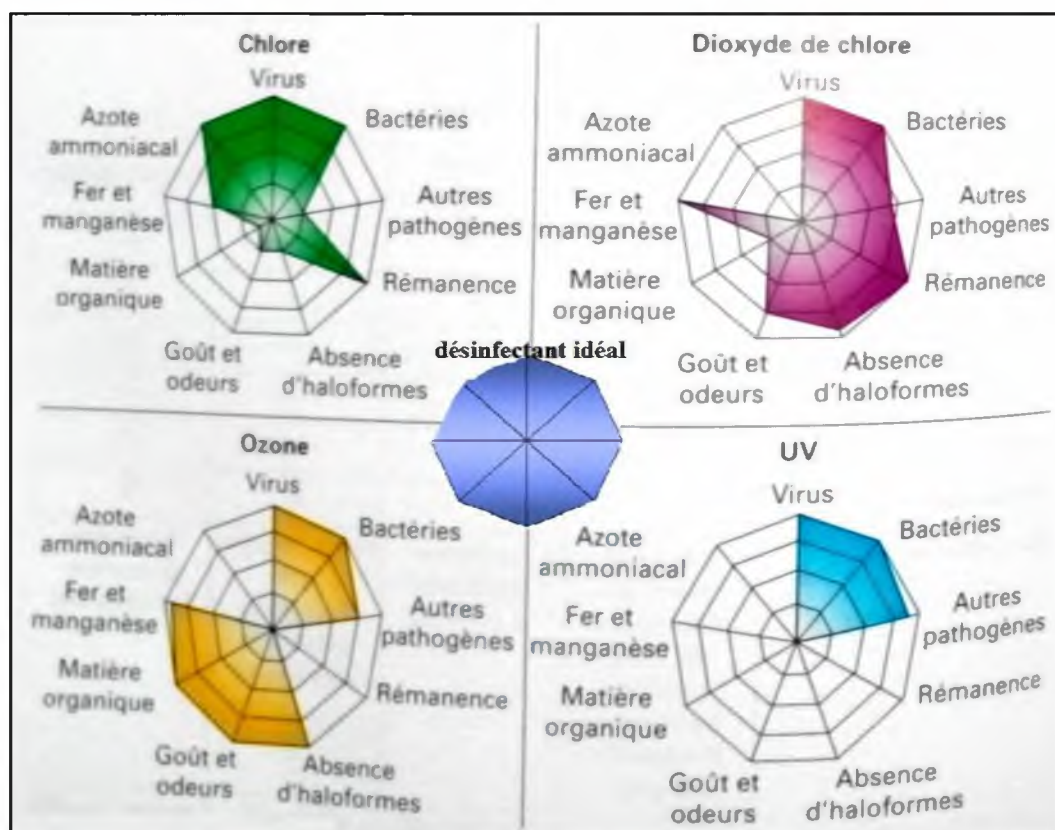


Figure 30 Comparatif général des principaux désinfectants pour différents objectifs de traitement (Degrémont, 2005)

IV.5.2. Le choix de la technique de désinfection

Tous les procédés et les produits de désinfection n'étant pas équivalents, il faut choisir le procédé le plus approprié, compte tenu de certaines conditions particulières (caractéristiques et usages de l'eau, types de microorganismes à éliminer, qualité du réseaux de distribution, etc.) (Desjardins, 1997).

Les caractéristiques les plus importants qui doivent être disponible par une grande marge qu'un désinfectant ou un procédé de désinfection sont les suivantes:

- Efficacité pour la plupart des micro-organismes pathogènes;

- Absence de sous-produits indésirables formés à la suite de son utilisation;
- Fournir une concentration résiduelle adéquate dans l'eau pour assurer une désinfection
- Produit non dangereux pour les humains et pour la vie aquatique;
- Facilité d'utilisation et manipulation ;
- Faibles coûts d'investissement et d'exploitation

Dans tous les cas d'applications envisageables et quel que soit le désinfectants impliqué, l'efficacité de traitement dépend fortement de la qualité de l'eau, en rapport avec les réactions en compétition ,et de l'adéquation des conditions de mise en oeuvre aux vitesses réactionnelles .Si l'accès a ces dernières est relativement aisé en ce qui concerne l'oxydation des composés organiques et minéraux, des incertitudes peuvent persister quant au vitesses d'inactivation des microorganismes (**Degrémont, 2005**) .

IV.6. Conclusion

Pour conclure ce chapitre, retenons que :

- La chloration représente le procédé le plus utilisé pour plusieurs conditions, son coût d'investissement et de fonctionnement faible, sa facilité de mise en œuvre, son efficacité bactéricide, son pouvoir oxydant vis-à-vis de divers polluants et son effet rémanent .Par contre le chlore a comme principal désavantage de former de nombreux sous produits cancérigènes, et il ne garantit pas une désinfection virale toujours efficace.
- L'ozone est l'agent désinfectant le plus efficace, notamment lorsque les formes résistantes de protozoaires et les virus sont ciblés. Il a aussi une certaine capacité d'oxydation de différents polluants minéraux et organique. Mais malgré ses performances très élevées ,l'ozonation est le traitement qui présente le plus des inconvénients financiers et techniques car il nécessite des dispositifs gourmands en énergie pour sa destruction ainsi que des infrastructures coûteuses et des précautions importantes pour le personnel qui le manipule.
- La désinfection par le rayonnement UV présente une solution pour limiter la formation des sous-produits toxiques surtout si elle est associée à une filtration préalable qui optimisera ses performances. En plus les phénomènes de recroissance bactérienne constituent un des réels inconvénients des UV, en plus de son coût.

Chapitre IV Synthèse comparative entre les divers procédés de désinfection/oxydation

La conclusion principale est qu'il n'y a pas de technique de désinfection idéale dans l'absolu. Il n'existe pas de désinfectant parfait de l'eau qui aura un résultat optimal dans toutes les circonstances, chacun a des avantages et des inconvénients.

Le choix d'un moyen de désinfection se fera alors en considérant les contraintes techniques, économiques et environnementales qu'il présente et dépend de plusieurs facteurs. Les plus importants sont l'efficacité du procédé face aux microorganismes pathogènes, sa faisabilité et les coûts additionnels dus à son intégration dans les stations de traitement.

DEUXIEME PARTIE :

LA DESINFECTION/OXYDATION DES EAUX DE CONSOMMATION ALGERIENNES.

Chapitre I :

Données sur la qualité des eaux algériennes et leur traitement

I.1. Introduction

L'Algérie dispose de ressources naturelles limitées, irrégulières et très inégalement réparties. A l'exception des eaux fossiles du Sahara, les ressources hydrauliques naturelles sont principalement situées dans le Nord du pays (**Benblidia, 2011**).

La demande globale en eau a considérablement et rapidement augmenté. Multipliée par 4 au cours des quarante dernières années, elle dépasse actuellement plus de la moitié du volume des ressources potentiellement mobilisables. Dans ce contexte, une forte concurrence se développe entre les grands secteurs d'utilisation, se surajoutant aux déséquilibres de disponibilités de ressources entre les régions, et rendant de plus en plus difficiles les arbitrages de répartition. L'alimentation en eau potable a acquis une nette priorité par rapport aux autres utilisations, priorité qui a été consacrée dans la législation algérienne relative à l'eau (**MRE, 2014 ; Benblidia, 2011**).

Pour répondre à une demande croissante, des investissements massifs ont été engagés qui se traduisent par une augmentation du parc des barrages et de retenues collinaires, de développement de champ de captage, un recours accru au dessalement de l'eau de mer et à la réutilisation des eaux usées (**MRE, 2014**).

I.2. Types d'eaux utilisées en Algérie

I.2.1. Potentialités globales en eau

- La majeure partie du pays (87%) est un désert où les précipitations sont quasi nulles, mais qui recèle d'importantes ressources fossiles d'eaux souterraines. La partie Nord du pays est caractérisée par son climat méditerranéen ; elle dispose de ressources en eau renouvelables, tant pour les eaux de surfaces que pour les nappes phréatiques. Les 90% des eaux de surface sont situées dans la région du Tell qui couvre environ 7% du territoire. Les 10 % restant se partageant entre les Hauts Plateaux et les bassins sahariens. Le pays est également caractérisé par une forte disparité entre l'Est et l'Ouest. La région Ouest est bien dotée en plaines mais est peu arrosée. La partie Est du pays est une zone montagneuse où coulent les principaux cours d'eau (**PNUD, 2009**).
- Le pays est divisé en 5 bassins hydrographiques regroupant des bassins versants de chaque région (Tableau 25).
- La décroissance pluviométrique est très accentuée du nord au sud. Les températures sont souvent élevées avec une très forte amplitude qui augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne du littoral. Ces températures, relativement élevées, témoignent d'un ensoleillement

considérable. Cet ensoleillement peut être considéré comme néfaste pour les ressources en eau superficielles qui sont ainsi exposées à une évaporation trop élevée (Touati, 2010).

Tableau 25: Bassins hydrographiques en Algérie (FAO, 2015)

Bassins	Superficie (km ²)	Bassins versant
Oranie-Chott Chergui	77 169	Côtiers oranais, Macta, Tafna, Chott Chergui
Chélif-Zahrez	56 227	Côtiers Dahra, Chélif, Chott Zahrez
Algérois-Hodna-Soummam	47 431	Côtiers Algérois, Sébaou, Isser, Soummam, Chott Hodna
Constantinois-Seybousse-Mellegue	44 348	Côtiers Constantinois, Kébir Rhumel, Medjerda Mellegue, Seybousse, Hauts Plateaux Constantinois
Sahara	2 018 054	Sahara, Chott Melghir

I.2.2. Ressources hydriques mobilisables

En Algérie, les ressources en eau proviennent des eaux de surface et des eaux souterraines renouvelables et non renouvelables. L'exploitation de ces ressources est très intense avec les besoins grandissants liés à l'essor démographique et le développement accéléré des activités économiques, notamment l'agriculture en irrigué et l'industrie (Harrat et Achour, 2010).

Les ressources hydriques disponibles et mobilisables en Algérie sont estimées à 19,4 milliards de m³/an, dont 12 milliards de ressources superficielles et 2 milliards de ressources souterraines dans le Nord (ressources renouvelables) et 5,2 milliards de m³ dans le Sud (superficielles et souterraines).

Le Sud du pays se caractérise par l'existence de ressources en eau souterraine considérables provenant des nappes du Continental Intercalaire (CI) et du Complexe Terminal (CT). Les réserves d'eau y sont très importantes mais la particularité de cette ressource est qu'elle n'est pas renouvelable (Achour et al, 2013).

Concernant les ressources superficielles, le ministère des Ressources en eau, a indiqué que l'Algérie disposera d'ici à 2020 de 96 barrages d'une capacité globale de 9 milliards de mètres cubes. A ce jour, 70 barrages sont en exploitation sur l'ensemble du territoire national et plusieurs autres en cours de réalisation, pour une capacité à terme de 8,4 milliards de mètres cubes, contre 44 barrages d'une capacité de 3,3 milliards de mètres cubes en 1999 (MRE, 2014).

Concernant les ressources non conventionnelles, et pour répondre à la problématique de la rareté de l'eau, des projets sont réalisés pour le dessalement de l'eau de mer sur le littoral (2,3 millions de m³/ jour) et la déminéralisation des eaux saumâtres dans les hauts plateaux et le sud afin de renforcer les besoins en eau potable (Achour et al, 2013).

Afin de satisfaire les besoins en eau agricole, le plus grand consommateur de l'eau dans les

régions déficitaires en ressources en eau conventionnelles, une nouvelle stratégie du ministère des ressources en eau, est celle de la réutilisation des eaux usées épurées (**Achour et al, 2013 ; MRE, 2014**).

I.3. Qualité physico-chimique et microbiologique des eaux algériennes. Normes de potabilité algériennes

- Les analyses de la qualité des eaux destinées à la consommation ne sont pas régulières ni systématiques. Il convient de citer que certains paramètres physico-chimiques globaux (pH, dureté, température, conductivité,...) sont analysés par des laboratoires spécialisés tels que le laboratoire d'hydrochimie de l'Agence Nationale des ressources Hydrauliques (ANRH), les laboratoires régionaux rattachés aux entreprises de production d'eau potable ou les laboratoires d'analyse au niveau des stations de traitement. Des analyses plus spécifiques sont parfois effectuées en cas de pollution accidentelle (**Achour et al, 2009 ; Achour et al, 2013**).
- Sur le plan de la qualité de l'eau le rapport national d'Algérie, sans faire de distinction entre les eaux de surface et l'eau souterraine, indique que « sur la globalité des eaux inventoriées, 44% seraient de bonne qualité, 44% de qualité satisfaisante et 12% de qualité médiocre (**Bzioui, 2005**). La pollution des ressources en eau commence à acquérir des proportions inquiétantes, notamment dans le nord où se trouve la plus grande partie de ces ressources (**FAO, 2015**).

I.3.1. Qualité physico-chimique des eaux algériennes

- Les analyses publiées par les bulletins mensuels de l'ANRH (Tableau 26) indiquent que les eaux de barrage présente une minéralisation assez conséquente à l'exception de certains, et leur pH varie de 6,9 à 8, cela suppose qu'elle peut être dispensée de correction de pH. Une pollution organique exprimée en (DBO₅ ou en DCO) est également présente à des teneurs élevées (**Achour et al, 2013**).

Les eaux sont aussi chargées en éléments azotés et phosphorés, indices d'une pollution d'origine anthropique (eaux usées urbaines, utilisation abusive d'engrais,...).

Certains barrages présentent un déficit en oxygène du aux apports d'eaux de ruissellement chargées. La dégradation de la qualité physico-chimique de l'eau est due soit aux apports externes, soit au mélange des eaux du fond et de surface (phénomène de brassage saisonnier) (**Harrat, 2007**).

- Dans le cas des eaux de surface du sud du pays, la dureté est plus importante, dépassant largement 50°F. La concentration en chlorures et sulfates est également élevée (Achour et al, 2009).

Tableau 26: Qualité de quelques eaux de barrage algériens (ANRH, 2014)

Région	Barrages	pH	Res Sec	O ₂ dissous	NO ₃	NO ₂	NH ₄	PO ₄	DBO ₅	DCO	MO
			(mg/l)	(%)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
O	Fergoug	8.20	1360	111.4	1	0.200	0.140	0.040	5.4	29	6.6
U	Bouhanifia	7.89	1160	101.8	1	0.080	0.650	0.110	10.6	48	6.7
E	Merdja-Sidi-Abed	7.68	1680	94.9	1	0.040	0.300	0.230	14.1	76	9.6
S	Ouzert	8.25	1120	83.9	3	0.020	0.110	0.140	3.2	19	3.2
T	Gargar	7.98	1120	92.9	2	0.030	0.060	0.030	5.4	29	3.6
	Cheurfa	8.42	1860	116.5	1	0.040	0.150	0.210	23.7	105	23.7
	Bouhrara	9.03	800	73.98	1	0.040	0.120	0.180	7.8	38	14.6
	Beni Bahdel	7.93	400	96.4	4	0.100	0.050	0.030	3.4	19	4.9
	Bougara	8.20	1720	176.6	1	0.090	0.660	0.170	17.6	86	19.2
C	Kodiet Rosfa	7.66	1980	98.9	2	0.020	0.100	0.040	7.8	38	4.1
E	Hamiz	7.5	485	108.3	0.2	0.010	0.061	0.000	3.0	17	3.1
N	Beni Amrane	7.2	927	85.6	0.2	0.007	0.250	0.000	5.0	60	6.5
T	Keddara	7.8	632	134.5	0.4	0.027	0.041	0.000	4.0	34	7.2
R	Ghrib	7.7	1932	65.7	1.8	0.154	0.043	0.159	4.0	34	9.5
E	Bouroumi	7.7	735	90.2	8.5	0.178	0.007	0.000	4.0	48	4.7
	Boukourdane	7.6	400	61.0	0.1	0.000	0.016	0.000	1.0	0	5.5
	Sidi Yakoub	7.8	1032	150.7	0.0	0.000	0.025	0.000	2.0	35	4.5
	Taksebt	7.8	247	107.6	0.0	0.000	0.000	0.000	3.0	44	3.5
	Ain – Zada	8.05	846	87.80	1	0.058	0.030	0.060	-	70	17.5
	H – Grouz	7.78	944	86.90	0	1.870	0.020	0.030		70	17.8
	Zardezas	7.78	548	98.76	0	0.190	0.000	0.000	-	35	4.7
	Ain – Dalia	7.40	382	86.21	10	0.020	0.000	0.060	-	35	7.0

	Cheffia	7.81	272	104.88	0	0.013	0.010	0.010	-	35	7.2
	Mexa	7.43	292	115.19	0	0.043	0.060	0.040	-	35	6.1
	Beni – Zid	7.04	160	110.26	0	0.006	0.050	0.000	-	35	5.8
E	Zit – Emba	7.73	528	117.72	8	0.000	0.000	0.040	-	35	7.8
	Koudiet M'Douar	7.67	790	71.59	2	0.088	0.010	0.000	-	35	7.6
S	Beni Haroun	7.30	830	64.70	3	0.492	0.020	0.010	-	44	9.6
	Réservoir Oued Athmania	7.68	760	110.71	0	0.026	0.020	0.000	-	44	12.4
T	Kissir	7.48	166	112.66	0	0.011	0.100	0.000	-	26	4.5
	Babar	7.83	818	91.36	9	0.028	0.010	0.030	-	35	6.5
S U	Fontaine des gazelles	7.75	1990	88.64	9	0.020	0.170	0.050	-	44	10.3
D	Foum El Gherza	7.21	2306	84.81	9	0.029	0.130	0.060	-	44	11.6

Tableau 27: Charges organiques de quelques eaux de surface algériennes (Achour et al, 2009 ; Harrat et Achour, 2010 ; Harrat, 2007)

Eaux de surface	COT (mgC/l)	Ox.KMnO ₄ (mgO ₂ /l)	Abs UV ₂₅₄	SH (mg /l)
Barrage de Zardezas	5,27	7,53	0,283	7,32
Barrage d'Ain-Zada	6,42	9,10	0,255	7,88
Barrage Hammam Ghrouz	8,92	12,60	0,308	9,85
Barrage Foum ElGherza	3,01	4,25	0,149	4,05
Barrage Cheffia	-	9,4	0,208	11,25
Barrage Beni Zid	-	4,95	0,082	3,94

- Dans les eaux de surface, nous pouvons remarquer que les valeurs de la charge organiques sont élevées et en particulier celles des SH, (Tableau 27) et indiquant ainsi que la

décomposition biologique de la matière organique est peu importante (**Achour et Moussaoui, 1993 ; Achour et Guergazi, 2002**). En Algérie, le matériel humique représente souvent une part non négligeable de la charge organique totale des eaux de surface, notamment dans le cas des eaux de barrage, soit 60 à 90% du COT des ces eaux (**Achour et Moussaoui, 1993 ; Achour et al, 2009**).

- Il en ressort que ces eaux sont globalement de qualité médiocre et nécessitent dans tous les cas un traitement poussé de potabilisation (**Achour et al, 2009**).
- Quant aux eaux souterraines algériennes, les caractéristiques physico-chimiques de quelques eaux souterraines algériennes (eaux de sources et de forages) montrent globalement une minéralisation assez élevée pour toutes les eaux. Dans le cas des eaux du sud du pays, la dureté est également importante, dépassant largement 50°F. De plus, les TAC sont assez faibles. Ce qui suggère que la dureté permanente associée aux chlorures et aux sulfates est également importante (**Achour et al, 2015 ; Bouchemal et Achour, 2015**).
- Les eaux du sud algérien présentent donc une composante minérale variée et à des teneurs dépassant souvent les normes (**Achour et al, 2015**).

I.3.2. Qualité microbiologique des eaux

Les analyses microbiologiques pour les eaux brutes et traitées concernent généralement des germes test en se basant sur la recherche et le dénombrement (**Rodier et al, 2009**):

- Des germes totaux
- Des coliformes totaux et fécaux
- Des Streptocoques fécaux
- Des Clostridium sulfito-réducteurs

Les deux groupes de micro-organismes les plus utilisés comme indicateurs de contamination bactérienne sont les coliformes totaux et les coliformes fécaux, l'objectif visé est l'absence de coliforme dans 100 ml d'eau, mais si cet objectif n'est pas atteint les réglementations sur la qualité des eaux de consommation indiquent des limites maximales à ne pas dépasser dans les eaux brutes.

Les données disponibles sur la qualité de l'eau révèlent que la plupart des ressources en eau en Algérie sont polluées par les rejets non contrôlés des eaux usées municipales et des effluents industriels non traités.

En 2008, une enquête de l'INSP à travers 24 wilayas avait montré que près de 18% des échantillons d'eau prélevés au niveau des réservoirs d'eau n'étaient pas conformes aux

normes bactériologiques. De même, 16% des robinets individuels recensés ont montré des résultats positifs à la présence de coliformes. Sur 43 stations de traitement d'eau potable, 9 ont révélé des eaux non-conformes aux normes microbiologiques (INSP, 2008).

Les maladies à transmission hydrique (MTH) représentent un réel problème de santé publique en Algérie. Ce sont les premières maladies déclarées obligatoirement à l'Institut National de Santé Publique. A elles seules, elles représentaient 50% des maladies notifiées à l'INSP en 1989, 23% en 1996 et 20,6% en 2004. Ainsi, la fièvre typhoïde persiste mais la baisse de l'incidence est conséquente entre 2000 et 2011, inférieure à 1 cas pour 100.000 habitants depuis 2010. Les hépatites virales A demeurent une des principales infections virales d'origine entérique, et enregistrent des variations notables dans les incidences dans les années 2000. Plusieurs pics épidémiques ont été ainsi enregistrés à travers le pays avec des hausses significatives des incidences annuelles (INSP, 2011).

Des études ont ainsi dénombré des taux assez élevés de bactéries (coliformes, coliformes fécaux et streptocoques fécaux), qui indiquent les risques de maladies à transmission hydrique. Ceci est surtout vrai pour les eaux de surface brutes insuffisamment protégées ; Après les traitements de désinfection, les eaux algériennes sont généralement dépourvues de germes pathogènes, surtout lorsque les doses de désinfectant sont majorées (Achour, 2001 ; Guergazi et Achour, 2005 ; Achour et Chabbi, 2014).

I.3.3. Normes et recommandations pour la qualité des eaux de consommation en Algérie

I.3.3.1. Normes de l'OMS sur l'eau potable

Les lignes directrices de l'OMS éditées en 2004 en ce qui concerne la qualité de l'eau potable, mises à jour en 2006 sont la référence en ce qui concerne la sécurité en matière d'eau potable. Le tableau 28 présente un résumé des principales valeurs limites des paramètres chimiques de qualité des eaux potables. Le tableau 29 présente les valeurs limites des paramètres organoleptiques.

Tableau 28: Normes pour les paramètres chimiques de qualité des eaux de consommation (OMS, 2004).

Paramètres chimiques	Unités	Valeurs Limites
Aluminium	mg/l	0,2
Ammonium	mg/l	Pas de contraintes < 0,2 mg/l (peut aller jusqu'à 0,3mg/l dans une eau anaérobique)
Baryum	mg/l	0,7
Bore	mg/l	0.5
Fer total	-	Pas de valeur guide
Fluorures	mg/l	1,5
Manganèse	mg/l	0.4
Nitrates	mg/l	50 et 3 mg/l (exposition à court terme)0.2 mg/l (exposition à long terme)
Nitrites	mg/l	50 et 3 mg/l (exposition à court terme)0.2 mg/l (exposition à long terme)
Oxydabilité	mg/l O2	5
Phosphore	mg/l	5
Arsenic	mg/l	0.01
Cadmium	mg/l	0.003
Chrome total	mg/l	0.05
Cuivre	mg/l	2
Cyanure	mg/l	0.07
Mercure	mg/l	inorganique : 0,006
Nickel	mg/l	0.07
Plomb	mg/l	0.01
Zinc	mg/l	3
Hydrocarbures dissous ou émulsionnés extraits au CCl4	µg/l	10
Phenols	µg/l	0,5
Benzene	µg/l	10
Pesticides par substance individualisée - Insecticides organochlorés persistants, organophosphorés et carbamates, les herbicides, les fongicides, les P.C.B. et PC.T à l'exception de aldrine et dieldrine	µg/l	0 ,1 0,03
Pesticides (Totaux)	µg/l	0,5
Bromates	µg/l	10
Chlorure	mg/l	Pas de valeur mais on peut noter un goût à partir de 250 mg/l
Chlorite	µg/l	70
Trihalométhanes (THM) (Total) Chloroforme, Bromoforme, DibromochloromÉthane, BromodichloromÉthane	µg/l	100
Chlorure de vinyle	µg/l	0,3
1,2 - Dichloroéthane	µg/l	30
1,2 - DichlorobenzÈne	µg/l	1000
1,4 - DichlorobenzÈne	µg/l	300
Trichloréthylène	µg/l	20
TetrachloroÉthylÈne	µg/l	40

Tableau 29 : Paramètres organoleptiques avec valeurs indicatives (OMS, 2004).

Paramètres organoleptiques	Unités	Valeurs Limites
Couleur		Pas de valeur guide
Turbidité		Non mentionnée
Chlorures	mg/l	200
Concentration en ions hydrogène	Unité pH	$\geq 6,5$ et ≤ 9
Conductivité ‡ 20°C	$\mu\text{S/cm}$	1000
Dureté	mg/l en CaCO_3	200
Potassium	mg/l	12
Sodium		Pas de valeur guide
Sulfates	mg/l	500
Température	°C	25

I.3.3.2. Normes algériennes

Le décret exécutif n° 11-125 Rabie Ethani 1432 et correspondant au 22 Mars 2011, paru dans le journal officiel algérien, précise dans son annexe des valeurs limites de concentrations pour la plupart des paramètres de qualité des eaux de consommation humaine. Le tableau 30 résume les valeurs des principaux paramètres.

Tableau 30 : Principales normes algériennes pour les paramètres de qualité des eaux de consommation (JORADP, 2011).

Groupe De Paramètres	Paramètres	Unités	Valeurs Limites
	Aluminium	mg/l	0,2
	Ammonium	mg/l	0,5
	Baryum	mg/l	0,7
	Bore	mg/l	1
	Fer total	mg/l	0,3
	Fluorures	mg/l	1,5
	Manganèse	µg/l	50
	Nitrates	mg/l	50
	Nitrites	mg/l	0,2
	Oxydabilité	mg/l O ₂	5
	Phosphore	mg/l	5
	Arsenic	µg/l	10
	Cadmium	µg/l	3
	Chrome total	µg/l	50
	Cuivre	mg/l	2
	Cyanure	µg/l	70
	Mercure	µg/l	6
	Nickel	µg/l	70
	Plomb	µg/l	10
	Zinc	mg/l	5
	Hydrocarbures dissous ou émulsionnés extraits au CCl ₄	µg/l	10
	Phénols	µg/l	0,5
	Benzène	µg/l	10
	Toluène	µg/l	700
	Ethylbenzène	µg/l	300
	Xylènes	µg/l	500
	Styrène	µg/l	100
	Pesticides (Totaux)	µg/l	0,5
	Bromates	µg/l	10
	Chlore	mg/l	5
	Chlorite	mg/l	0,07
	Trihalométhanes (THM) (Total) Chloroforme, Bromoforme, Dibromochlorométhane, Bromodichlorométhane	µg/l	100
	Paramètres microbiologiques	Escherichia Coli	n/100ml
Entérocoques		n/100ml	0
Bactéries sulfitoréductrices		n/20ml	0
Paramètres organoleptiques	Couleur	mg/l Platine	15
	Turbidité	NTU	5
	Odeur † 12°C	Taux dilution	4
	Saveur † 25°C	Taux dilution	4
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	Alcalinité	mg/l en CaCO ₃	500
	Calcium	mg/l en CaCO ₃	200
	Chlorures	mg/l	500
	Concentration en ions hydrogène	Unité pH	≥ 6,5 et ≤ 9
	Conductivité † 20°C	µS/cm	2800
	Dureté	mg/l en CaCO ₃	200
	Potassium	mg/l	12
	Résidu sec	mg/l	1500
	Sodium	mg/l	200
	Sulfates	mg/l	400
Température	°C	25	

I.4. Les procédés de traitement utilisés en Algérie

La conception de la plupart des stations de traitement algériennes répond au schéma classique (Achour, 1997) :

- Une préoxydation souvent par le chlore (préchloration)
- une phase de clarification (coagulation-floculation ; décantation ; filtration)
- Une post-chloration à l'hypochlorite de sodium ou au chlore gazeux.

Plusieurs stations comportent des procédés d'aération en cascades, combinés ou non à une préoxydation par des réactifs chimiques tels que le chlore ou le permanganate de potassium.

I.4.1. Exemples de stations de traitement en Algérie

I.4.1.1. Stations de traitement d'Ain Tinn (wilaya de Mila)

a) Présentation de la station (d'après les documents de formation de la station)

La station de traitement est située sur les marges septentrionales des hautes plaines au Nord Est de l'Algérie à une dizaine de kilomètres à l'Est de la ville de Mila. Elle s'inscrit dans le cadre de projet du transfert de Barrage de Beni Haroun, en permettant de produire suffisamment d'eau pour toute l'agglomération de Mila et ses communes, et d'approvisionnement en eau potable des villes de Mila, Constantine et les régions avoisinantes à partir du transfert de Beni Haroun.

La station d'Ain Tinn est alimentée gravitairement en eau brute soit par le bassin tampon d'Ain Tinn ($v = 17500 \text{ m}^3$), soit par retour à partir du barrage d'Ain Tinn exclusivement alimenté par le barrage de Beni Haroun situé à environ 20 kilomètres en amont de la station.

La capacité nominale de la station est de $64\,500 \text{ m}^3/\text{j}$ basé sur un approvisionnement en eau brute de $67\,725 \text{ m}^3/\text{j}$ et un débit d'eau de lavage recyclé maximal de 5%.

La conduite d'eau brute arrive à l'entrée de la brise charge de la station de traitement Ain Tinn en passant par une vanne de régulation de pression DN 800, et le réservoir d'eau traitée est d'une capacité de 22000 m^3 , réalisé juste à l'aval de la station de traitement. .



Figure 31: Les procédés de traitement dans la station d'Ain Tinn. (Source : document de formation de la station)

Les eaux du bassin de Beni Haroun, qui est alimenté par les eaux de l'oued Kebir, ont fait l'objet de nombreuses analyses en différents points et à différentes périodes qui ont révélé des risques élevés de pollution urbaine qui atteignent des valeurs maximales en aval de la ville de Constantine. Certaines de ces analyses ont en fait démontré que dans le pire des scénarios la qualité de l'eau brute pourraient risquer de ne pas répondre aux caractéristiques normales d'une eau brute destinée à être potabilisée.

La station Ain Tinn est donc conçue afin d'assurer une production continue en eau potable indépendamment du niveau de criticité de la qualité de l'eau brute .

b) Description des filières de traitement (d'après le manuel d'exploitation de la station)

La chaîne de traitement de la station Ain Tinn est constituée par les étapes suivantes :

Prétraitement simple : la dissipation d'énergie gravitaire de l'eau brute en provenance du bassin tampon d'Ain Tinn, ensuit d'aération pour l'oxygénation de l'eau brute et avec possibilité d'ajout de Permanganate de potassium pour la précipitation du manganèse.

Une préoxydation avec l'ozone : sur deux (2) bassins de pré-ozonation permettent la destruction des organismes aquatiques (les algues, planctons ...), les particules colloïdales et l'oxydation des matières organiques, le Fer et le Manganèse.

Clarification : une mélange rapide avec possibilité d'ajout d'acide sulfurique pour la régulation du pH et de sulfate d'aluminium pour la coagulation des particules colloïdales ensuite une mélange lent avec possibilité d'ajout d'un adjuvant à la coagulation ou polymère,

après l'eau circule sous trois (3) chambres de répartition du débit vers trois (3) décanteurs de type PULSATOR.

Filtration biologique : à l'aide d'un Système de filtration biologique composé de 6 filtres nitrificateurs en cultures fixées (Biofiltration), où les bactéries sont fixées sur un matériau adapté comme support nommé la Biolite de type (BIOFOR N) permette à la nitrification de l'eau, alors l'ammonium présent dans l'eau est transféré en nitrites (NO_2^-) puis en nitrates (NO_3^-)

Post-Ozonation : sur deux (2) bassins pour oxyder les matières organiques résiduelles non oxydées lors des phases précédentes avec un temps de contact de 10 minutes pour assurer une désinfection total des eaux nitrifiées.

Filtration sur charbon actif en grains (Adsorption) : sur Six (6) filtres à charbon gravitaires de type CARBAZUR pour l'élimination des matières en suspension et des matières organiques biodégradables, adsorption des micropolluants organiques et minéraux (pesticides, hydrocarbures, solvants chlorés...) et amélioration du goût et élimination des odeurs.

Désinfection au chlore : sur deux (2) cuves de contact permettant une désinfection finale au chlore gazeux ou à l'hypochlorite de sodium (fabrication à partir de l'unité d'électrochloration).

I.4.1.2 Stations de traitement de Kissir (wilaya de Jijel)

a) Présentation de la station (Hemimed, 2016)

La station de traitement Kissir est située à willaya de Jijel, daïra et commune d'EL Aouana. Elle est située approximativement à 200 m au nord du barrage kissir, ce dernier se situe à 09 km à l'Ouest de la ville de Jijel en suivant la route nationale RN-43 (Jijel-Bejaia). L'axe de la station se situé à moins de 600 m de la mère méditerranée.

La station de traitement est conçue pour traiter l'eau brute prise du barrage de Kissir pour la rendre potable et l'envoyer à la consommation. Cette station permettant une alimentation en continu la localité d'El Aouana à raison de 4000m³/jour.

Les besoins en eau brute pour la station incluent les volumes de boue résultante, et les conditions de lavage, de sorte que la capacité nette de production en eau potable soit 100.000 m³/j et un débit de 1200 litres / seconde avec une station de pompage d'une puissance de 7,5 mégawatt est destinée pour l'alimentation en eau potable des villes de Jijel et d'El-Aouana

pour un volume de 36Hm³ /an (million de mètre cube) et une population près de 415.000 habitants. Soit une dotation de 200 l/j/hab estimée à l'horizon 2030. Le réservoir d'eau traitée est d'une capacité de 20000 m³ divisé par 4 réservoirs secondaire à l'aval de la station de traitement.

b) Description des filières de traitement (Hemimed, 2016)

L'eau brute s'écoule gravitairement vers la station de traitement au moyen de deux conduites DN 900mm lorsque le niveau de barrage est élevé par rapport au niveau de la station.

La chaîne de traitement de la station Kissir est constituée par les étapes suivantes :

Prétraitement : à l'entrée de la station de traitement il y'a une injection des produits chimiques tels que l'hypochlorite de calcium dissous et les produits de la régulation du pH (l'acide sulfurique et la chaux), après l'eau passe par une chambre de tranquillisation pour réduire la vitesse d'écoulement avant d'arriver aux dégrilleurs (deux grilles mécaniques et une manuelle), ensuite l'eau brute coule gravitairement des dégrilleurs à la cascade d'aération.

Clarification : L'eau aérée est menée à travers le bassin de coagulation par le sulfate d'aluminium avec un temps de rétention de (30 - 60 sec). L'eau sera ensuite répartie vers trois clarifloculateurs, chaque clarifloculateur comprend un bassin de floculation, situé juste autour de la colonne centrale où les floccs soient aptes à se déposer en un temps moindre de 30 minutes à l'aide d'un polymère ajouté, ensuite l'eau flocculée passe à la zone de décantation qui est située juste autour de la zone de floculation dans le même clarifloculateur .

L'eau décantée coule gravitaire dans des conduites vers la bêche tampon et après aux filtres gravitaires par une seule conduite. La filtration avec huit (8) filtres sur lit granulaire rassemblés dans une seule construction.

Post chloration ou désinfection : La chloration est effectuée par l'eau de javel ou hypochlorite de calcium dilué dans des systèmes séparés, un pour la pré-chloration, et un autre système pour la post-chloration qui aura lieu sur la conduite d'eau traitée Φ 1200mm menant aux réservoirs de stockage.



Figure 32: Les procédés de traitement dans la station de Kissir (Hemimed, 2016)

I.4.1.3 Stations de traitement de Boudouaou (wilaya de Boumerdès)

a) Présentation de la station (Sayah, 2011)

La station de traitement des eaux de Boudouaou fait partie du système de production SPIK (Système de Production Isser- Keddara). Elle traite les eaux des barrages Keddara (142 Millions m³), Beni-Amrane, et Hamiz. Elle est la plus importante infrastructure de production des eaux conventionnelles alimentant la Capitale Alger avec une population estimée à 4.000.000 d'habitants. Ce centre de traitement des eaux alimente, actuellement, un grand nombre de localités des wilayas d'Alger et de Boumerdès.

Avec sa capacité de traitement qui est de 540.000 m³/j et sa superficie de 17 hectares faisant d'elle une des plus grandes stations du pays. Elle est dotée d'une capacité de stockage de 100.000 m³ dont deux (2) réservoirs de 50.000 m³ et en plus deux autres réservoirs chacun de capacité de 25.000 m³ stockant l'eau de transfert de Taksebt (traitées au niveau de la station d'eau potable de Tizi Ouzou).

L'eau traitée à la station de Boudouaou est de différentes sources. Les eaux de l'Oued Hamiz arrivent d'abord à la retenue du Hamiz qui est conçue pour l'irrigation et dont le trop plein est envoyé par gravitation vers le barrage de Keddara. D'un autre côté, nous avons les eaux de l'Oued Isser qui arrivent à la retenue de Beni-Amrane par pompage d'où elles seront transférées vers le barrage de Keddara, de là, l'ensemble de ces eaux avec celles du barrage de Keddara sont dirigées vers la station de Boudouaou afin de subir un traitement.

b) Description les filières de traitement (Laribi, 2012)

La station est alimentée en eau brute par 4 vannes obturatrices à disque sous capot d'un diamètre de 630 mm. Nous avons enregistré différents procédés de traitement disposés comme suit :

Prétraitement : Certains procédés comme l'aération, la correction du pH sont effectués seulement par nécessité due à la qualité de l'eau, tandis que d'autres sont permanents comme la préchloration et l'oxydation au KMnO_4 pour la destruction des micro-algues, ou par l'adsorption au charbon actif en poudre (CAP) dans le but d'éliminer les huiles et qui permet de garantir la qualité organoleptique de l'eau.

Clarification : La coagulation et la floculation simple par l'ajout du sulfate d'aluminium et le polymère, ensuite l'eau stabilise sur six (06) décanteurs de type PULSATOR lamellaire de la superficie totale de 714 m^2 . Les filtres utilisés ici sont 16 filtres ouverts de type AQUAZUR V, de matière filtrante qui est du sable composés de couches support en gravier, le volume de chaque filtre est de 187.5 m^3 .

La désinfection et La neutralisation : la post chloration est effectuée par des produits chlorés qui sont classés par ordre de priorité comme suit (le chlore gazeux, l'eau de javel, hypochlorite de calcium), elle a pour but d'exempter l'eau de toute pollution microbienne. La neutralisation se fait par un dosage de lait de chaux pour obtenir le pH d'équilibre.

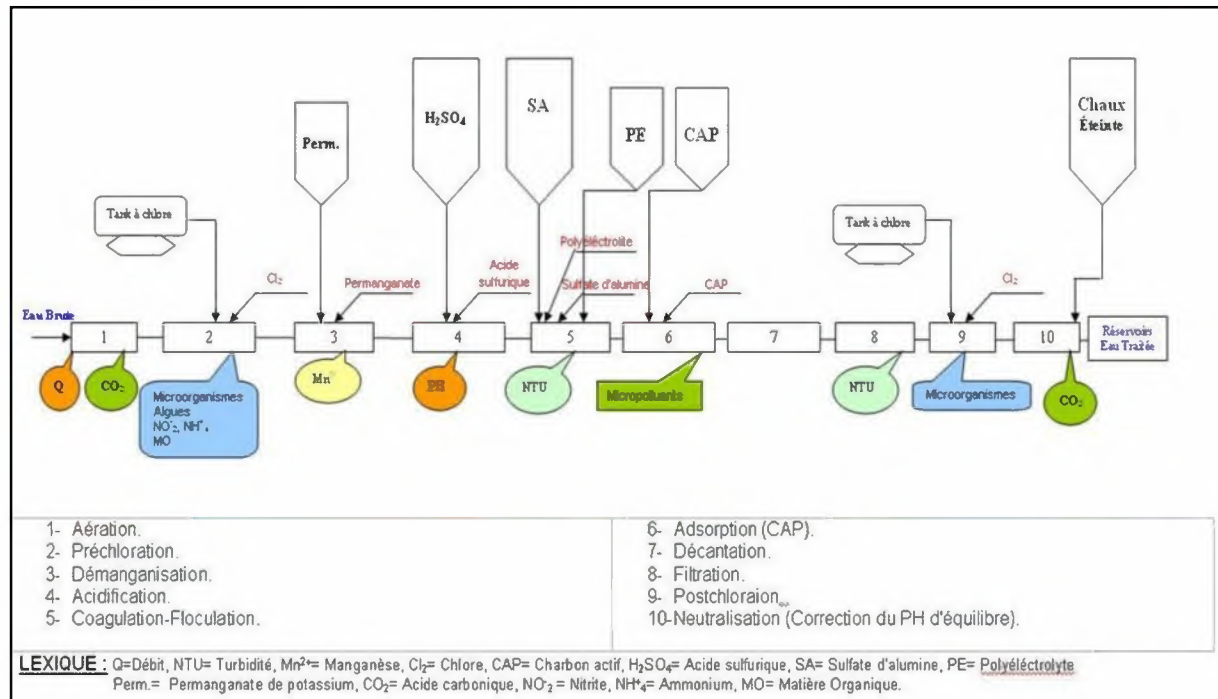


Figure 33 : Les procédés de traitement dans la station de Boudouaou (Sayah, 2011)

I.5. Conclusion

Les eaux algériennes naturelles, notamment celles destinées à la consommation sont caractérisées par une minéralisation variée et parfois des charges organiques importantes. La pollution physico-chimique et bactériologique par les rejets d'eaux usées urbaines, l'industrie et les engrais est souvent présente dans les eaux de barrages.

Les caractéristiques minérales sont ainsi apparues globalement médiocres avec des valeurs élevées et dépassant souvent les normes de potabilité. Quant aux charges organiques, elles semblent indiquer que les composés d'origine naturelle tels que les substances humiques constituent encore une fraction appréciable. La chloration de ce type d'eau peut toutefois aboutir à la formation de sous produits organohalogénés présentant un risque pour la santé.

La détermination et la vérification de la présence de germes indicateurs de contamination fécale permet de déduire que les eaux de barrage sont parfois polluées par des eaux usées urbaines et ne devraient être utilisées qu'après un traitement de désinfection.

De nombreuses stations de traitement d'eaux de barrages ont été conçues ces dernières années et desservent de grandes agglomérations à travers tout le pays. Le schéma est généralement classique, avec différentes phases de prétraitement, clarification et désinfection. Les filières de potabilisation comportent invariablement un procédé de chloration en prétraitement et en post-chloration.

Chapitre III :

**Etude expérimentale de la qualité d'eaux
brutes et traitées de stations de traitement
algériennes**

III .1. Introduction

Une installation de traitement d'eau destinée à la consommation doit produire, en toute circonstance, une qualité finale de l'eau après traitement qui répond aux normes (fixées dans chaque pays). Alors que l'eau brute peut avoir avant traitement des caractéristiques variables, tout particulièrement si cette eau est une eau de surface. Pour faire face à ces variations, la connaissance des paramètres physico-chimiques à l'entrée et à la sortie est très importante. En effet, l'ensemble de ces informations doivent être à la disposition de tous ceux qui sont amenés à évaluer la qualité de l'eau afin de prendre des décisions d'actions d'un part et pour voir quelle est l'efficacité du traitement d'autre part .

Au cours de ce chapitre, nous allons donner une description des procédés d'oxydation/désinfection qui sont utilisés dans les stations de traitement étudiées. Nous présenterons également les résultats d'analyse et leurs discussions concernant la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux brutes et traitées de ces stations de traitements d'eaux de barrage.

III.2. Procédure expérimentale

III .2.1. Choix et Description des stations de traitement considérées

Tous les essais sont réalisés sur des échantillons d'eau prélevés au niveau de cinq stations de traitement de l'eau potable différentes alimentées par des barrages dans l'Est Algérien, au cours de la période allant de Mars 2015 à Mai 2016 (Tableau 41 et Figure 57).

Tableau 41: Les différentes stations de traitement et les dates de prélèvement des échantillons d'eaux

Nom de la station	Barrage qui l'alimente	Wilaya	La date des prélèvements
Boudouaou	Kedara	Boumerdes (Boudouaou)	24/03/2015
Kissir	Kissir	Jijel (El Aouana)	26/03/2015
Ain Tinn	Beni Haroun	Mila (Ain Tinn)	01/04/2015
Koudiet Medouar	Koudiet Medouar	Batna (Timgad)	23/05/2016
El-Agrem	El-Agrem	Jijel (kaouess)	23/03/2016

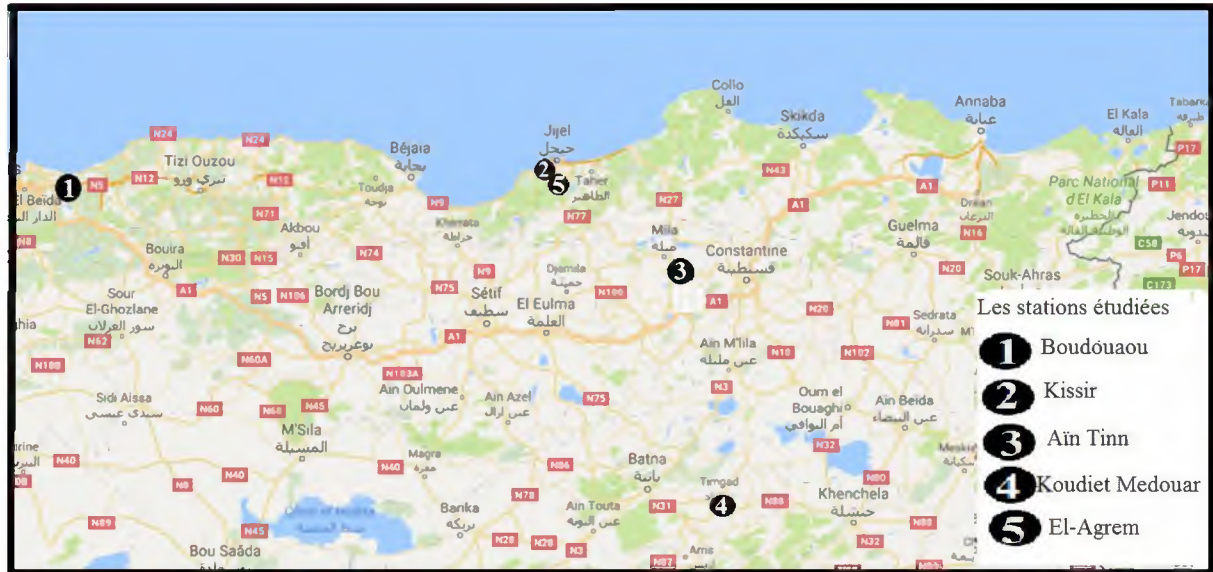


Figure 57 : Localisation géographique des stations étudiées.

L'eau qui vient à chaque station de potabilisation, soit pompée soit par un écoulement gravitaire ne répond généralement pas aux normes de potabilité, elle contient souvent des produits indésirables tels que des particules en suspension, des sels dissous ou des germes. Après lui avoir ôté ces substances, il faudra alors ajouter des réactifs pour que l'eau possède certaines qualités et respecte les normes en vigueur.

A l'échelle nationale, l'utilisation des procédés d'oxydation chimique tels que la chloration, l'ozonation ou permanganate de potassium sont essentiels et varient d'une station à l'autre selon les besoins, soit pour viser la destruction des germes pathogènes ou pour permettre des actions complémentaires dans la destruction d'un grand nombre de micropolluants et dans l'amélioration des goûts, des odeurs et dans la destruction des couleurs. De plus nous avons noté l'absence complète de l'utilisation de la désinfection par les rayons ultraviolets (UV) et les autres procédés physiques.

La chloration s'effectue à l'aide de chlore gazeux (à partir du système de chloration) notamment dans les grandes stations (Figure 58) ou de dérivés chlorés comme l'eau de Javel ou l'hypochlorite de calcium. A notre connaissance, il n'y a aucune utilisation d'autres formes du chlore tels que le dioxyde de chlore et les chloramines dans les stations de potabilisation algérienne.



Figure 58: Le système de chloration avec les tanks à chlore gazeux utilisé dans quelques stations (A droite la station de Boudouaou ; à gauche la station d'Oued Athmenia)

En ce qui concerne le procédé d'ozonation, parmi toutes les stations algériennes, actuellement l'ozone est exploité juste au niveau des stations d'Oued Athmenia et Aïn Tinn (Figure 59). Le gaz ozoné produit in situ à partir de l'air est injecté en deux points dans la station :

- En pré-ozonation pour oxyder les matières organiques (MO) ainsi que le Fer et le Manganèse
- En post-ozonation pour oxyder les matières organiques non oxydées et permettent une désinfection quasi complète de l'eau.



Figure 59 : Les générateurs d'ozone utilisés dans quelque station (A droite station d'Oued Athmenia , à gauche la station de Aïn Tinn)

Le permanganate de potassium (Figure 60) est un oxydant utilise dans le but de permettre la précipitation du manganèse et du fer contenus dans l'eau brute à une concentration résiduelle

inférieure à la norme dans l'eau traitée. Le permanganate de potassium est également reconnu comme un oxydant efficace contre la prolifération des algues.



Figure 60: Système de préparation du permanganate de potassium dans la station d'Aïn Tinn
 Dans les stations de traitement l'étape d'oxydation peut se situer à deux niveaux en préoxydation avant l'étape de clarification et en post oxydation avant distribution des eaux aux consommateurs.

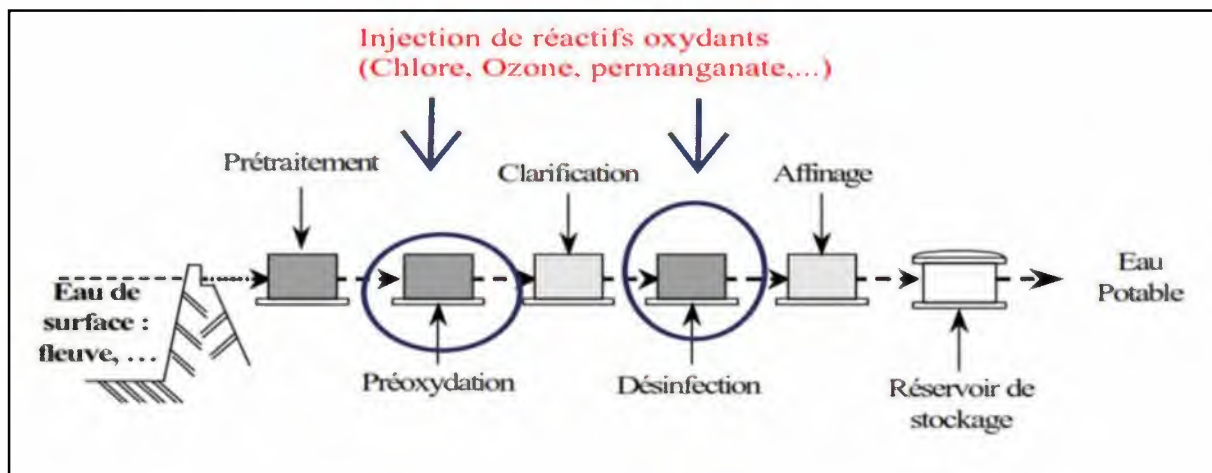


Figure 61: Situation de l'étape d'oxydation chimique dans les filières de traitement

Les procédés utilisés, au cours des étapes de la préoxydation et de la désinfection dans chaque station sont différents. Ainsi, la station de Boudouaou utilise le chlore gazeux principalement et comme une priorité soit en préoxydation ou en postoxydation, alors que nous avons pu constater que les deux stations de la Wilaya de Mila utilisent le procédé d'ozonation seul en préoxydation (Pré ozonation). Ces stations utilisent une technologie avancée qui consiste à améliorer la désinfection d'eau potable par l'ozone, et répondre à une

meilleure qualité d'eau destinée à la consommation. Cette technique intervient en deux étapes :

- Une oxydation par l'ozone au début de la chaîne de traitement (pré-ozonation).
- Une désinfection par l'ozone en aval de la filière (post-ozonation).

La Préozonation est mise en œuvre et remplace la préchloration. En effet, si l'eau brute contient une forte teneur en matières organiques dissoutes, une partie de celles-ci sont susceptibles de former les trihalométhanes (THM) en présence du chlore.

Nous pouvons noter aussi qu'il y'a des stations comme la station d'El-Agrem basée sur le traitement par l'hypochlorite de sodium (l'eau de javel) en particulier.

Le tableau 42 récapitule tous les procédés utilisés au niveau des stations étudiées.

Tableau 42 : Les procédés et leur utilisation dans les stations étudiées

Réactif Nom de la station		Chlore			Permanganate de potassium	Ozone
		Chlore gazeux	Eau de javel	Hypochlorite de calcium		
Boudouaou	Préoxydation	✓	✓	✓	✓	
	Postoxydation	✓	✓	✓		
Kissir	Préoxydation		✓	✓		
	Postoxydation		✓	✓		
Aïn Tinn	préoxydation		✓		✓	✓
	postoxydation		✓			✓
Koudiet Medouar	préoxydation		✓	✓	✓	
	Postoxydation		✓	✓		
El-Agrem	préoxydation		✓			
	postoxydation		✓			

III .2.2. Echantillonnage des eaux brutes et traitées

Les prélèvements des échantillons se font en dehors du laboratoire d'analyse dans certains cas, lorsque les prises d'échantillons conçues à l'intérieur du laboratoire ne fonctionnent pas.

Les points de prélèvement des différentes eaux sont répartis comme suit :

- ✓ Pour les eaux de brutes : à l'entrée de la station de traitement depuis le tuyau d'amenée jusqu' au laboratoire.
- ✓ Pour les eaux traitées : à partir de l'eau du débit total sortant des filtres et prélevée avant la désinfection par le chlore.

Quelle que soit la qualité d'une analyse, Il a été engagé dans les conditions suivantes:

- ✓ L'échantillon analysé est bien représentatif de la masse d'eau considérée.
- ✓ Les échantillons d'eau sont recueillis dans des jerricans neuves, bien lavés avec l'eau à prélever, et bien fermés en se contentant d'éviter la pénétration de l'air.
- ✓ Après le prélèvement, les échantillons ne sont pas altérés ou pollués jusqu'au laboratoire d'analyse.
- ✓ Avant de procéder aux opérations analytiques, il est essentiel que toutes les dispositions soient prises, telles que l'homogénéisation au moment du dosage.
- ✓ La valeur de toute analyse dépend de la méthode d'échantillonnage utilisée. Pour cela, un maximum de soins et de précaution est exigé afin d'obtenir des résultats significatifs et exacts.

III .2.3. Méthodes d'analyses physico-chimiques

Au niveau du laboratoire LARHYSS (université de Biskra), les méthodes de dosage utilisées au cours de notre travail sont décrites par Rodier (1996, 2009) et Tardat et Beaudry (1984), ou par les catalogues de l'appareillage utilisé.

III .2.3.1. Le pH :

Le pH est mesuré par un pH mètre digital HANNA pH 210, l'étalonnage est effectué avant chaque essai avec des solutions tampon 4,01 et 7,01.

III .2.3.2. Conductivité :

La mesure est réalisée au moyen d'un conductimètre électrique de type « Biobloc scientifique LF 315 » donnant des mesures en μ siemens/cm et en ms/cm. (le sous multiple le plus employé est le micro siemens/cm).

III .2.3.3. Titre alcalimétrique complet (TAC) :

Le procédé expérimental consiste à additionner quelque gouttes (2 à 3) de méthylorange à notre échantillon d'eau puis titrer à l'aide d'acide sulfurique jusqu'au virage jaune orange. Le TAC est exprimé en milliéquivalents par litre ou en degrés français.

III .2.3.4. Titre hydrométrique (TH) :

La dureté totale ou hydrométrique (TH) est la somme des concentrations en Ca^{2+} et Mg^{2+} . Le mode opératoire consiste à prélever 100 ml d'eau à analyser, ajouter 5 ml de solution tampon

(pH = 10) et quelques gouttes d'indicateur coloré (noir d'eriochrome T). Enfin, on verse la solution d'EDTA jusqu'au virage du rouge vieux au bleu vert, ce volume versé correspond à la dureté totale (en °F).

III .2.3.5. Dosage du calcium et détermination de la teneur des ions magnésium

a) **Le calcium** : Les ions Ca^{2+} sont dosés par complexométrie dans un milieu alcalin à pH = 12, en présence de la soude (NaOH) avec le Murexide comme indicateur coloré. Nous titrons par l'EDTA (N= 0,02 éq/l) jusqu'au virage pourpre, ce volume versé correspond à la dureté calcique (en °F).

b) **Le magnésium** : La différence entre la dureté totale et la dureté calcique donne directement la dureté magnésienne (la teneur en magnésium), exprimé en degrés français.

III .2.3.6. Dosage des sulfates

On a dosé la teneur en sulfates SO_4^{-2} dans les échantillons d'eau par colorimétrie en utilisant un photomètre « PALIN TEST PHOTOMETER 5000 » à une longueur d'onde 520 nm.

III .2.3.7. Dosage des chlorures

Les chlorures Cl^- sont dosés par la méthode potentiométrique. Le dosage a été effectué à une électrode combinée spécifique aux ions chlorures (ISE24B). L'électrode est branchée à un multiparamètre CONSORT. Pour mesurer la teneur de l'élément dans un échantillon, on doit procéder à l'étalonnage de l'électrode spécifique, en mesurant le potentiel pour différentes solutions étalons avec des concentrations variables en cet élément. La force ionique de chaque étalon, ainsi que celle des échantillons, est maintenue constante en ajoutant à 100 ml de l'échantillon 2 ml de la solution stabilisante (ISA) du Code (ISA ISE24).

Nous traçons ensuite une courbe d'étalonnage en utilisant une échelle semi logarithmique. La figure 62 présente un exemple de la courbe d'étalonnage des chlorures.

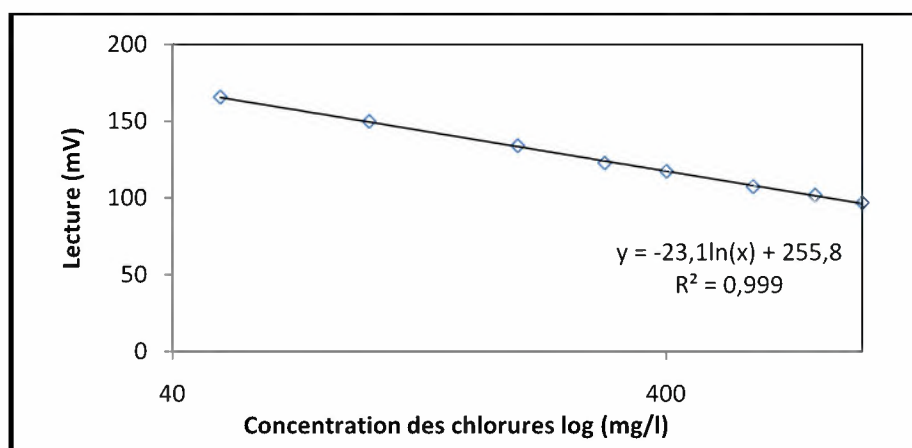


Figure 62: Courbe d'étalonnage de la mesure des chlorures

III .2.3.8.Le dosage du sodium et du potassium

Les ions Na^+ et K^+ sont dosés par un photomètre à émission de flamme sur un appareil de type (JENWAY PFP7). Le sodium émet à une longueur d'onde $\lambda = 589 \text{ nm}$ et Le potassium émet à une longueur d'onde $\lambda = 767 \text{ nm}$. A fin d'effectuer le dosage du sodium et du potassium nous avons procédé à l'étalonnage de l'appareil.

Les courbes d'étalonnage d'intensité d'émission en fonction des concentrations des ions Na^+ et K^+ ont été établie à partir de dilution de solutions mère de NaCl et KCl. Les résultats des figures 63 et 64 présentent un exemple des lectures.

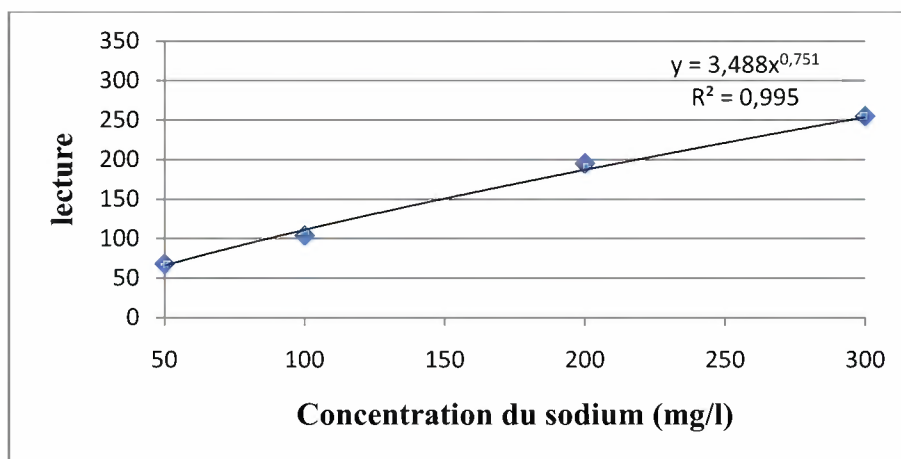


Figure 63: Courbe d'étalonnage de la mesure du sodium.

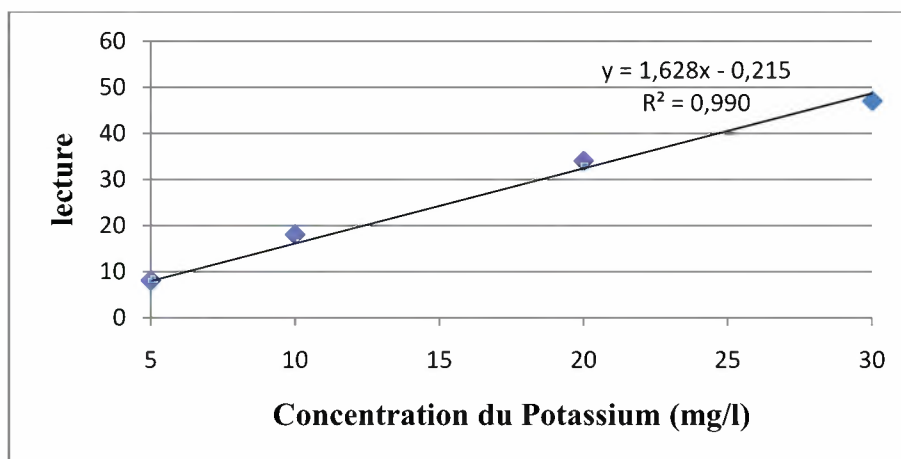


Figure 64: Courbe d'étalonnage de la mesure du potassium.

III .2.3.9.Dosage des autres éléments minéraux

Le dosage de Fe^{2+} , Mn^{2+} , $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, Br^- , a été effectué grâce à un photomètre du type «HANNA C100 Multiparametre ion specific meter».

III .2.3.10.L'absorbance en UV ($\lambda=254 \text{ nm}$) :

Les mesures de l'absorbance en Ultra-violet à 254 nm ont été réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre de marque OPTIZEN 2120 UV/Visible avec un trajet optique de 1 cm (cuve en quartz).

La mesure de l'absorbance en UV peut nous renseigner sur le contenu organique d'une eau, notamment la fonction aromatique.

III .2.3.11.Mesure des substances humiques :

Pour estimer les teneurs en SH dans les eaux des stations proposées pour nos essais, nous utilisons la méthode des ajouts dosés. Il faut tracer les courbes d'étalonnage des substances humiques ajoutées pour chaque eau, et nous déterminons ensuite les valeurs de l'absorbance correspondant aux différentes concentrations des solutions étalons en mg/l.

Les substances humiques utilisées sont sous forme d'humate de sodium et sont d'origine commerciale (Jansen chimica). Elles présentent les caractéristiques suivantes apparaissant dans le tableau 43 (Ahour, 2001).

Tableau 43: Caractéristiques de l'humate de sodium (Ahour, 2001).

C	O	H	N	COOH	OH
51%	35,5%	6,50%	1,10%	5,2 meq /mg SH	1,8 meq /mg SH

Le dosage du SH s'effectue sur un spectrophotomètre UV-Visible de type OPTIZEN 2120 UV/Visible à la longueur d'onde de 254 nm.

Les figures 65 à 69 présentent la corrélation entre teneurs en SH ajoutées et l'absorbance en UV à 254 nm des différentes eaux testées.

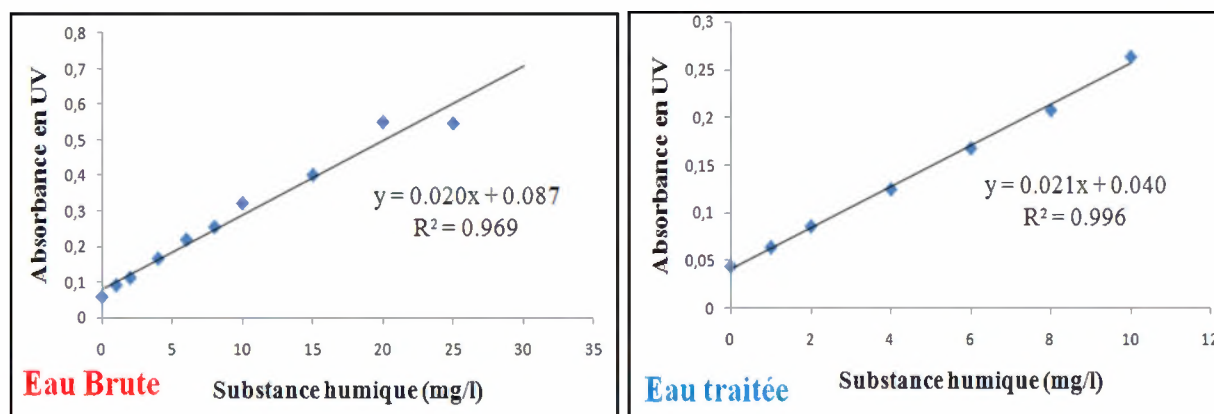


Figure 65 : Courbes de substance humique des eaux de la station de Boudouaou

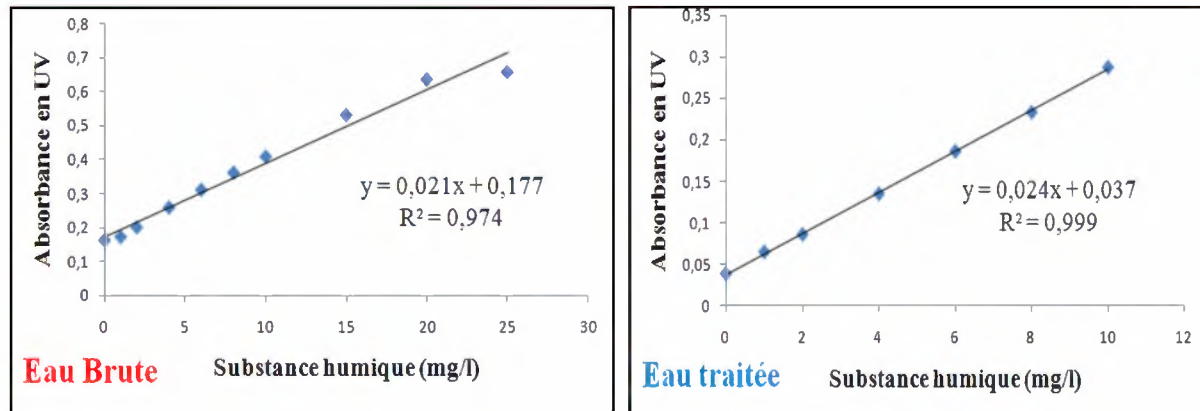


Figure 66 : Courbes de substance humique des eaux de la station de Kissir

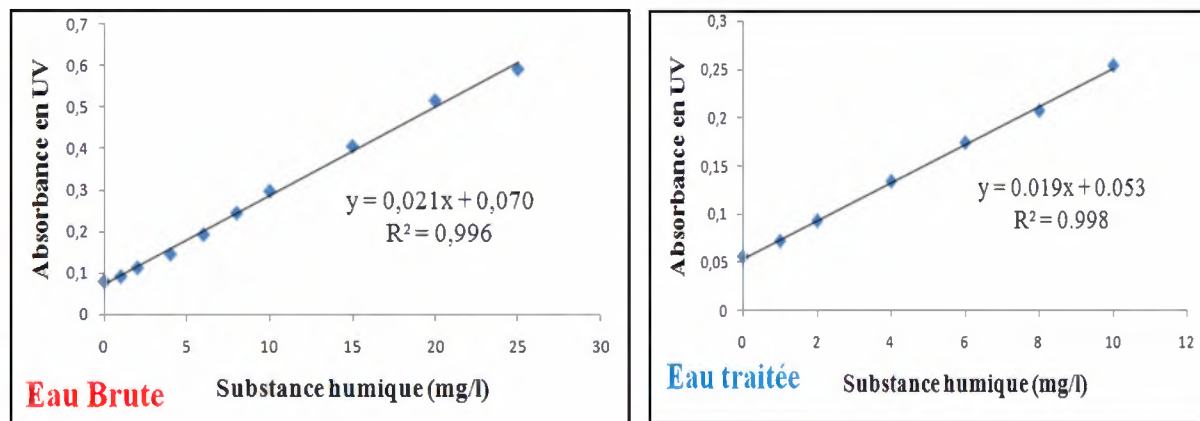


Figure 67 : Courbes de substance humique des eaux de la station d' Ain Tinn

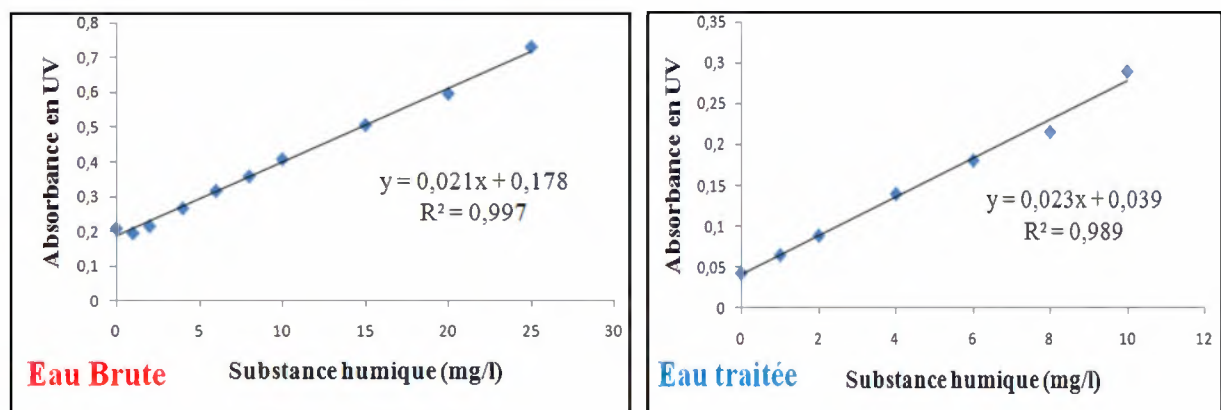


Figure 68 : Courbes de substance humique des eaux de la station d'El Agrem

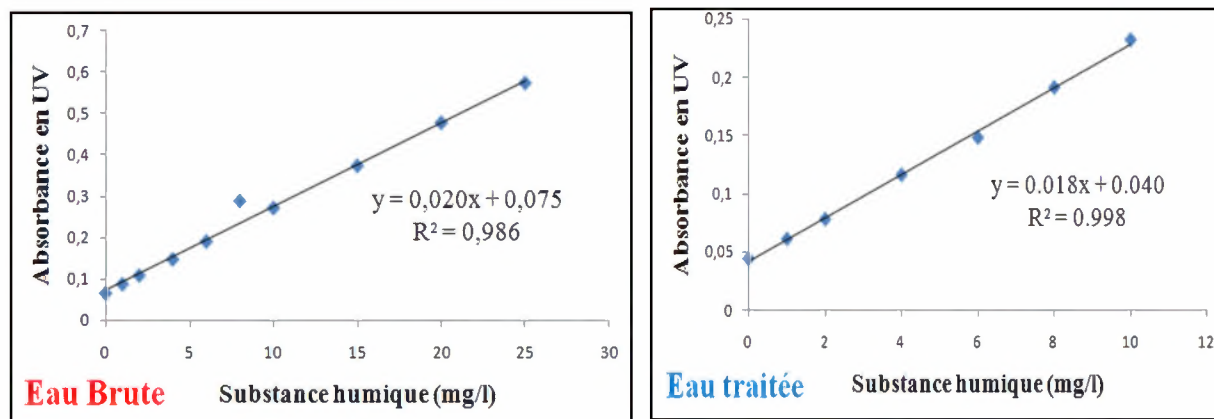


Figure 69 : Courbes de substance humique des eaux de la station de Koudiat Medouer

III .3. Résultats et discussion des analyses sur eaux brutes et traitées

III .3.1. Données des analyses physico-chimiques et bactériologiques réalisées en stations

Les analyses effectuées dans les stations ont été réalisées pendant les jours de prélèvement au niveau du laboratoire central de la station pour la plupart des cas, ou dans le laboratoire régional de l'algérienne des eaux (ADE) situé dans le chef lieu de la Wilaya, comme le cas de la station d'El-Agrem.

III .3.1.1 Les analyses physico-chimiques

a) Les paramètres étudiés en station

Lorsque l'eau brute arrive ou est traitée et sort de l'usine, elle doit obéir à un certain nombre de critères de qualité définis par la réglementation surveillés à la fois par les laboratoires des usines de production d'eau et par des laboratoires de contrôle. Ces laboratoires surveillent également les qualités de l'eau au point de captage et en cours de distribution

Ces analyses se divisent en trois parties, les analyses journalières (deux fois par jour au moins), les analyses hebdomadaires et enfin les analyses mensuelles selon le tableau 44.

Tableau 44 : Les analyses effectuées aux laboratoires des stations

	Par amètres	Unité
Analyses journalières	PH	
	Température	°C
	Turbidité	NTU
	Conductivité	µS/cm
	Oxygène dissout	mg /l
	Chlore résiduel	Mg /l
	Escherichia Coli	Unités / 100 ml
	Total bactéries coliformes	Unités / 100 ml
Analyses hebdomadaires	Ammonium NH ₄ ⁺	mg/l
	Nitrate NO ₃ ⁻	mg/l
	Nitrite NO ₂ ⁻	mg/l
	Aluminium Al ³⁺	mg/l
Analyses mensuelles	Matière en suspension	g/l
	Résidu sec filtrable	g/l
	Matières organiques Oxydables	mg/l
	Calcium (TH Ca)	°F
	TH	°F
	Carbonates CO ₃ ²⁻ et hydrogène carbonates HCO ₃ ⁻ TAC	°F
	COT	mg/l
	Potassium K ⁺	mg/l
	Magnésium Mg ²⁺	mg/l
	Manganèse Mn ²⁺	mg/l
	Chlorure Cl ⁻	mg/l
	Fer Fe ²⁺	mg/l
	Orthophosphate PO ₄ ³⁻	mg/l
	Sulfate SO ₄ ²⁻	mg/l
	Silice SiO ₂	mg/l
	Cuivre Cu ₂ ⁺	mg/l
Zinc Zn ²⁺	mg/l	

Données des analyses physico-chimiques

Les résultats obtenus ont fourni une première description sur la composition et l'état de pollution des eaux des sites étudiés, devant l'absence de quelques données sur la qualité physico-chimique et bactériologique à cause d'une panne de matériel de laboratoire en particulier le spectrophotomètre multi paramètre ou de manque de réactif.

Les tableaux 45 et 46 récapitulent les valeurs des paramètres caractéristiques de la qualité physico-chimiques des eaux brutes et traitées successivement. Rappelons que ces analyses ont été réalisées par le laboratoire des stations.

Tableau 45 : Données des analyses physico-chimiques des eaux brutes

Paramètre /Station	Boudouaou	Kissir	Ain Tinn	El-Agrem	Koudiet Medouar
Température (°C)	13.5	13.4	12.8	10.9	11.48
Turbidité (NTU)	6.74	18.9	3.73	64	6.48
pH	8.2	7.29	7.04	6.98	8.31
Dureté totale (°F)	37.6	12	30.2	14.6	34.4
TAC (°F)	16.2	5	13.4	1.8	11.5
Conductivité (µS/cm)	1151	216		315	
Calcium (mg/l)	86.2	36.1	100	/	96.19
Magnésium (mg/l)	40.4	7.14	12.48	/	25.27
Chlorure (mg/l)	101.4	53.25	143	35.5	84.49
Sulfate (mg/l)	276.71	5.6	/	/	201.9
Nitrates (mg/l)	2.44	2.31		/	2.325
Nitrites (mg/l)	<0,02	0.01		0.01	0.06
Phosphates (mg/l)	<0,015	0.01		/	
Ammonium (mg/l)	<0,015	0.07		0.01	0.08
Fer (mg/l)	0.033	0.28		/	0
Manganèse (mg/l)	0.029	0.2		/	0.015
Chlore libre (mg/l)	1,6	2.4	0	0.9	
Résidu sec(mg/l)	760	156	752	/	852
Mat. Organiques (mgO2/l)	4.86	/	2.8	/	3.04
Aluminium (mg/l)	0	/		/	0
Oxygène (mg/l)	10.74	/		/	

Tableau 46 : Données des analyses physico-chimiques des eaux traitées

Paramètre	Boudouaou	Kissir	Ain Tinn	El-Agrem	Koudiet Medouar
Température (°C)	14	13.5	13	10.8	11.43
Turbidité (NTU)		0.48	0.56	0.85	0.53
pH	7.86	7.39	7.83	7.32	7.78
Dureté totale (TH) (°F)	38.2	13.2	29.8	14.5	36
TAC (°F)	15.6	4	12.2	1..7	11.1
Conductivité (ms/cm)	1164	228	/	331	1126
Calcium (mg/l)	88.6	34.2	104.8	/	99.39
Magnésium (mg/l)	41.1	11.16	8.64	/	27.21
Chlorure (mg/l)	112.2	42.6	143.42	39.05	88.75
Sulfate (mg/l)	361.85	7.2	/	/	266.033
Nitrates (mg/l)	2.23	2.24	//	/	3.047

Nitrites (mg/l)	<0,02	0	/	0.01	0
Phosphates (mg/l)	<0,015	0	/	/	/
Ammonium (mg/l)	<0,015	0.01	/	0.01	0
Fer (mg/l)	<0,02	0.076	/	/	0
Manganèse (mg/l)	<0,025	0.003	/	/	0
Chlore libre (mg/l)	0.94	0.5	0.4	0.75	1,08
Résidu sec(mg/l)	761	131	748	/	619
Mat. Organiques (mgO2/l)	1.18	/	0.6	/	1.12
Aluminium (mg/l)	0.143	0.08	/	/	0.094
Oxygène (mg/l)	13.6	/	/	/	/

III .3.1.2 Les analyses bactériologiques

a) Les paramètres étudiés en station

L'analyse microbiologique s'intéresse à la contamination de l'eau par des microorganismes (bactéries, virus protozoaires, etc.). Certains, d'origine naturelle (sol, eau), sont sans danger pour l'homme et sont tolérés dans une certaine mesure. D'autres proviennent des matières fécales humaines et animales (épandages de purin, eau usée, etc.) et peuvent provoquer des maladies graves. Un accent important sera donc mis sur les contrôles microbiologiques.

Pour les analyses bactériologiques, les analyses sont effectuées au laboratoire des stations. Pendant notre travail, nous avons observé que les germes recherchés dans les laboratoires des sites étudiés sont les germes indicateurs de pollution suivants:

- ✓ Les coliformes totaux ;
- ✓ Les coliformes fécaux (thermotolérants) ;
- ✓ Les Escherichia coli;
- ✓ Les streptocoques fécaux ;
- ✓ Les Clostridium Sulfite-réducteurs (les microorganismes spores anaérobies) ;

Nous avons remarqué aussi qu'il existe des analyses supplémentaires qui sont effectuées en plus de ceux-là dans certains laboratoires comme la flore mésophile aérobie totale.

Les prélèvements ont été effectués dans des flacons stériles en prenant soin de ne pas contaminer ni modifier les échantillons et sont transportés immédiatement dans une glacière à + 4°C au laboratoire.

La méthode exploitée pour la recherche des bactéries dans les eaux étudiées est basée sur la méthode indirecte du Nombre le Plus Probable (NPP) principalement et la méthode de filtration sur membrane (MF) selon les normes «AFNOR».

A partir de la méthode indirecte de fermentation en tube multiple dans un bouillon lactosé, le nombre a été ensuite déduit statistiquement suivant la méthode du nombre le plus probable selon le protocole d'analyse de Rodier (1984).

b) Données des analyses bactériologiques

Les analyses bactériologiques nécessitent un minimum d'attention car chaque geste peut fausser le résultat suite à une contamination bactérienne. De ce fait, il faut éviter toutes contaminations depuis le prélèvement jusqu'au laboratoire d'analyse. Le prélèvement suit donc les étapes suivant : la mesure du Chlore et du pH de l'eau, la désinfection du robinet et le prélèvement dans un flacon stérile.

Les valeurs des doses de chlore résiduel libre mesuré en station au cours de l'étape de la préoxydation et au niveau de la sortie de l'eau traitée (désinfection) sont résumées dans le tableau suivant:

Tableau 47 : Les valeurs des doses de chlore résiduel libre mesuré en station

Station	Boudouaou	Kissir	Aïn Tinn	Koudiet Medouar	El-Agrem
Chlore résiduel libre en mg/l					
Préoxydation	1,6	2,4	/	1,4	0,9
Désinfection	0,95	0,5	0,4	1,08	0,75

Le taux de chlore résiduel libre et résiduel total est mesuré deux fois par jour au minimum pour évaluer l'efficacité du traitement. La mesure s'est faite à l'aide d'un photomètre par le principe de la méthode DPD (Diéthyl para Phénylène Diamine), qui donne une coloration rose à l'eau en présence de chlore.

Le maintien de ce chlore résiduel dans le réseau est donc un indicateur du traitement efficace de l'eau, Cette technique est suivie pour prévenir l'eau traitée d'une éventuelle contamination dans le réseau de distribution et éviter toute épidémie accidentelle, sachant que pour assurer

une bonne désinfection et empêcher la formation de toute molécule biologique dans les canalisations.

On remarque qu'à partir des sorties des stations de traitement le taux de chlore résiduel libre à la sortie des réservoirs (testé lors de notre visite) est maintenu au moins ou égal de 0,4 mg/l. Il varie d'une station à l'autre selon la dose de chlore introduit et la longueur de réseaux de distribution.

Les résultats des analyses après la désinfection montrent un taux de chlore résiduel $> 0,5\text{mg/l}$ presque dans tous les échantillons d'eau traitée. Ces valeurs respectent bien les normes fixées par l'OMS et la norme nationale pour lesquelles le taux de chlore résiduel doit être compris entre 0,5 à 5mg/l. L'intérêt recherché ici est d'avoir un taux de chlore résiduel pouvant assurer le maintien du réseau de distribution contre toute éventuelle contamination par les microorganismes jusqu'à chez le consommateur.

Les analyses bactériologiques ont été effectuées au niveau du laboratoire des stations de traitement, et concernent aussi bien les eaux brutes que traitées. Pour toutes les eaux traitées des différentes stations, aucun germe pathogène n'a été identifié.

Tableau 48 : Les analyses bactériologiques des eaux Brutes

Paramètre /Station	Unités	Boudouaou	Kissir	Ain Tinn	El-Agrem	Koudiet Medouar
coliformes totaux à 37°C	Nb/100ml	76 Colonies	abs	/	abs	240 Colonies
Coliformes fécaux à 44° C	Nb/100ml	8 Colonies	abs	/	abs	16
E. Coli à 44° C	Nb/100ml	/	abs	/	abs	/
streptocoques à 37°C	Nb /100ml	5	abs	/	abs	3
clostridium à 37°C	Nb /20ml	abs	abs	/	/	2
Germe aérobie à 37°C	Nb/1ml	85	8	2	/	/
Germe aérobie à 22°C	Nb/1ml	65	3	26	/	/

c) Interprétation des données des analyses bactériologiques

Selon les normes Algériennes, l'eau de boisson ne doit contenir aucun germe pathogène, dans ce contexte, il faut indiquer une absence de germes de contamination fécale après l'analyse bactériologique de l'eau notamment à la sortie de la station.

La recherche des coliformes totaux et fécaux est particulièrement importante dans l'eau, puisqu'elle permet d'évaluer le risque de présence d'entérobactéries pathogènes.

Dans l'eau brute, habituellement les coliformes totaux et fécaux sont un indice de contamination fécale, leur absence indique l'efficacité de traitement et le respect des conditions des analyses.

Les résultats obtenus à partir des analyses effectuées sur *Escherichia coli* dans l'eau traitée et l'eau brute montrent l'absence totale de *E. coli* dans l'eau traitée avec une faible présence ou nulle dans certain cas dans l'eau brute.

D'un point de vue préliminaire nous remarquons que l'eau après traitement à la station, les échantillons sont exempte de tout microorganisme pathogène (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux et clostridium sulfuréducteur). Si l'on se réfère aux normes internationales de l'OMS, une eau potable contient moins de 10 coliformes totaux (CT) et 0 coliformes fécaux (CF) pour 100 ml d'échantillon. De plus la désinfection au moyen de chlore et dans la plupart des cas sous la forme d'hypochlorite de sodium a été bien effectuée car les analyses microbiologiques indiquent une absence totale de germes pathogènes, ainsi le chlore résiduel dont la valeur après traitement est $> 0,4\text{mg/l}$ a joué à la fois un effet bactériostatique contre les reviviscences bactériennes et un effet bactéricide contre des pollutions faibles et ponctuelles survenant dans le réseau. L'eau des stations étudiées est par conséquent une eau potable, sur le plan microbiologique, que l'on peut boire sans risque pour la santé.

Il est intéressant de signaler que la température intervient aussi dans les caractéristiques microbiologiques de l'eau potable, car elle influence d'une part les procédés de traitement des eaux, en particulier la désinfection, et d'autre part, la croissance microbienne. Une température élevée peut favoriser des goûts et odeurs désagréables. Elle peut aussi dissiper l'effet du désinfectant résiduel et accélérer la corrosion.

III .3.2.Résultats et discussion des analyses physico-chimiques au laboratoire LARHYSS

III .3.2.1. Le pH

Le contrôle du pH est important durant le traitement de l'eau potable afin de maximiser l'efficacité du traitement. Selon l'OMS (2004), le pH d'une eau potable doit être compris entre 6,5 et 8,5. Les valeurs du pH obtenues pour les différentes eaux étudiées sont présentées sur la figure 70.

Nous allons observer un pH comprend entre 7,66 et 8,08 pour les eaux brute, cette dernier valeur est enregistré au niveau de station de Boudouaou.

En ce qui concerne les eaux traitées, nous observons qu'il y'a un pH entre 7,65 et 7,88, ces valeurs sont très acceptables car assez proches de la neutralité et dans les normes de l'OMS. Nous remarquons que les eaux finales des stations de traitements étudiés globalement ont donc un pH bien contrôlé par les produits chimiques utilisés dans le traitement afin d'ajuster le pH, notamment la soude caustique, la chaux, Acide sulfurique.

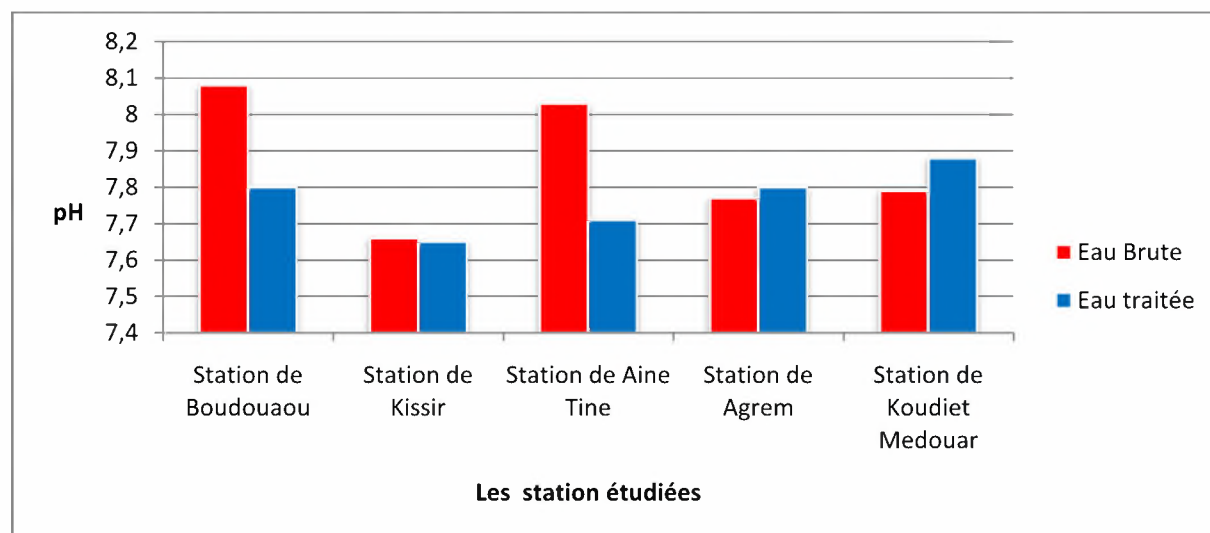


Figure 70: Valeurs du pH des eaux des stations de traitement étudiés

III .3.2.2. Conductivité

La mesure de la conductivité permet d'avoir une image de la charge de l'eau en sels ionisés. Les conductivités enregistrées varient entre 0,23 et 1,24 ms/cm pour les eaux brutes, et de 0,24 à 1,25 concernant les eaux traitées. Nos résultats ont montré que les eaux des stations de Boudouaou, Ain Tinn et Koudiet Medouar ont une conductivité très forte correspondant à une minéralisation importante de ces eaux, qui dépasse 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Par contre, les eaux des autres stations comme celles de Kissir et Agrem correspondent à une minéralisation moyenne et acceptable.

Les valeurs élevées enregistrées de la conductivité peuvent être dues à la contamination par les rejets urbains et industriels ainsi que la nature géologique des sols traversés. La figure 71 présente les valeurs de la conductivité des eaux étudiées.

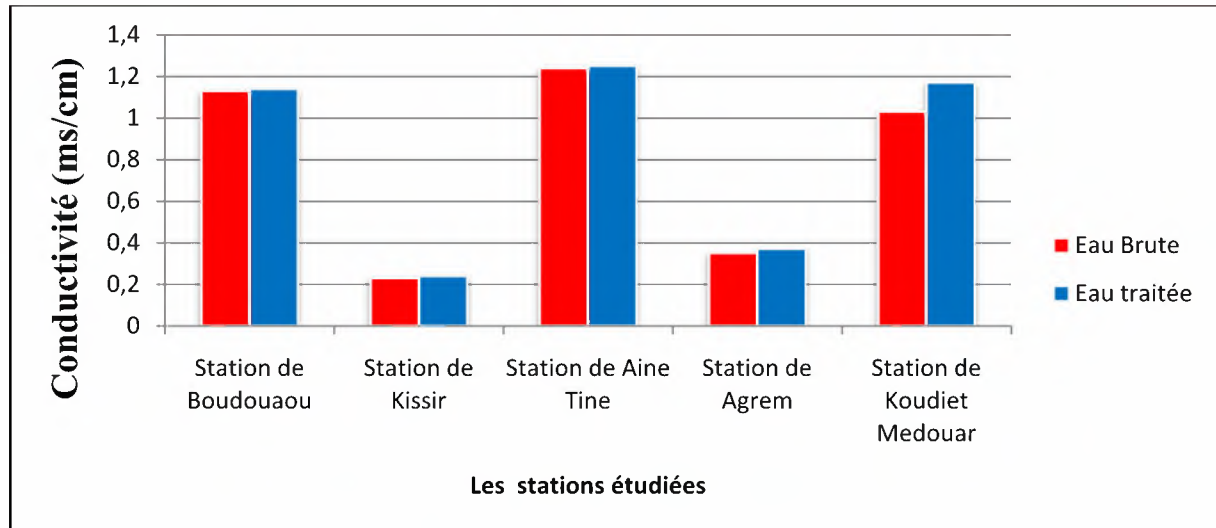


Figure 71: Valeurs de conductivité des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.3. Dureté

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS (2004) indique qu'une dureté élevée peut provoquer la formation des dépôts tandis qu'une faible dureté peut engendrer des problèmes de corrosion.

La réglementation Algérienne précise une valeur comprise entre 100-500 mg/L de CaCO_3 (10-50 °F). Les valeurs qu'on a trouvée pour nos échantillons est entre 10 et 40°F, donc elles se trouvent dans les normes.

Nous observons aussi qu'il n'y a pas grande différence entre la valeur de la dureté des eaux brutes et traitées dans chaque station. Les valeurs de la dureté des eaux étudiées sont présentées dans la figure 72.

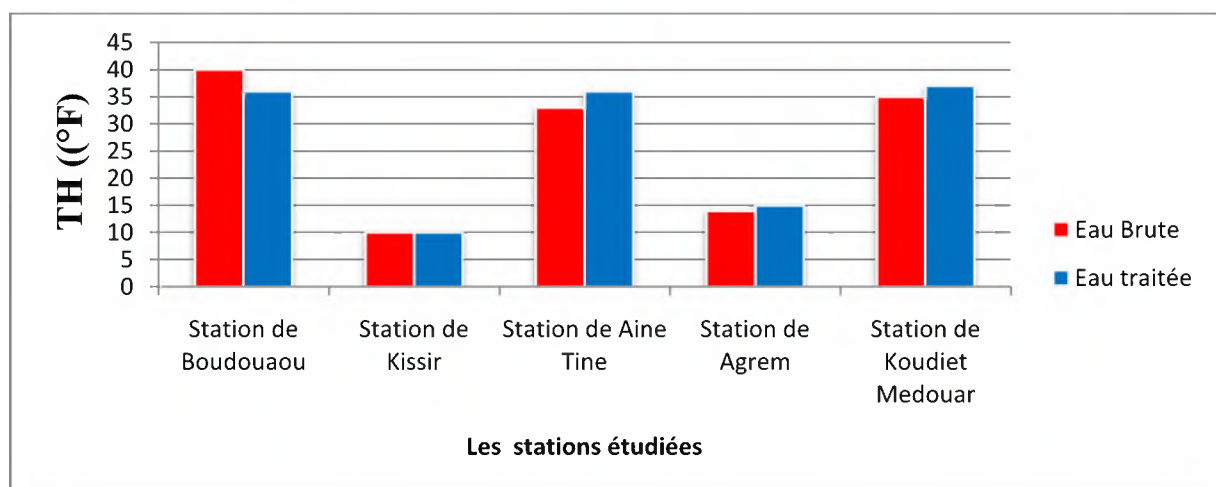


Figure 72: Valeurs de dureté des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.4.Calcium et Magnésium

Les eaux étudiées sont caractérisées par des concentrations moyennes en calcium et en magnésium. La dissolution du Ca^{+2} et du Mg^{+2} résulte principalement lors de ruissellement et lessivage par les pluies des formations rocheuses calcaires et dolomitiques. Cette dissolution est accrue par la présence dans l'eau de gaz carbonique provenant de l'atmosphère. (Tardat et Beaudry, 1984).

a) Calcium

Le calcium est généralement l'élément dominant des eaux potables. L'OMS recommande pour la teneur en calcium dans les eaux destinée à la consommation humaine une valeur guide de 250 mg/L. Les normes algériennes préconisent une concentration de 200 mg/l comme concentration maximale. Pour les eaux étudiées, les valeurs de calcium trouvées dans nos échantillons sont comprises entre 16 et 99 mg/l. Ces résultats sont conformes aux normes Algériennes.

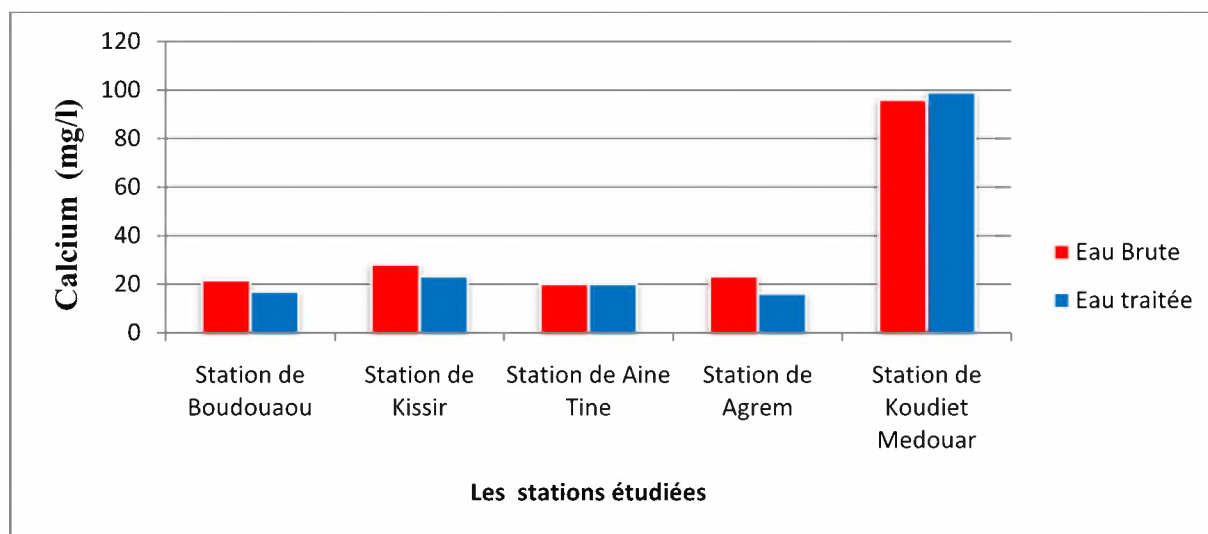


Figure 73: Concentration du calcium des eaux des stations de traitements étudiés

b) Magnésium

L'ion magnésium constitue un élément significatif de la dureté de l'eau, sa teneur dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrés (Rodier et al , 2009).

Nos échantillons d'eau présentent des teneurs acceptables de magnésium, la valeur déterminée pour les eaux étudiées varie entre 7,2 à 83,04 mg/L. Elle est bien inférieure à la valeur préconisée par la réglementation de notre pays qui exige une concentration de 150 mg/L au maximum.

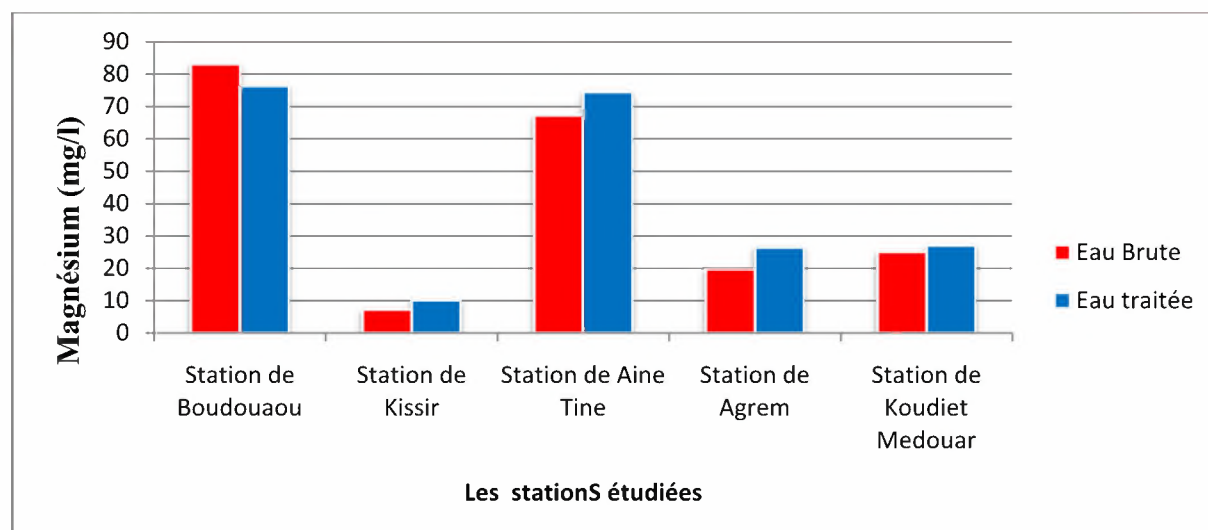


Figure 74: Concentration du magnésium des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.5.Alcalinité

L'alcalinité (titre alcalimétrique TA et titre alcalimétrique complet TAC) correspond à la concentration en base libre OH^- (ion hydroxyde) ; CO_3^{2-} (ion carbonate) et HCO_3^- (ion hydrogénocarbonate ou bicarbonate).

L'analyse de l'alcalinité des échantillons donne des valeurs de titre alcalimétrique complet (TAC) varie entre 5 et 15 °F, ces valeurs restent dans les limites fixées par les valeurs indicatives des normes algériennes d'eau potable.

Pendant l'analyse, l'alcalinité est souvent bicarbonatée car le pH est généralement inférieur à 8,3 donc les valeurs de TA sont égales à 0°F, c'est-à-dire, les concentrations de OH^- et CO_3^{2-} sont très faibles ou nulles. Ainsi, les valeurs de TAC obtenues indiquent la concentration en ion HCO_3^- .

La figure 75 présente les valeurs de TAC enregistrées dans les échantillons des eaux des stations étudiées.

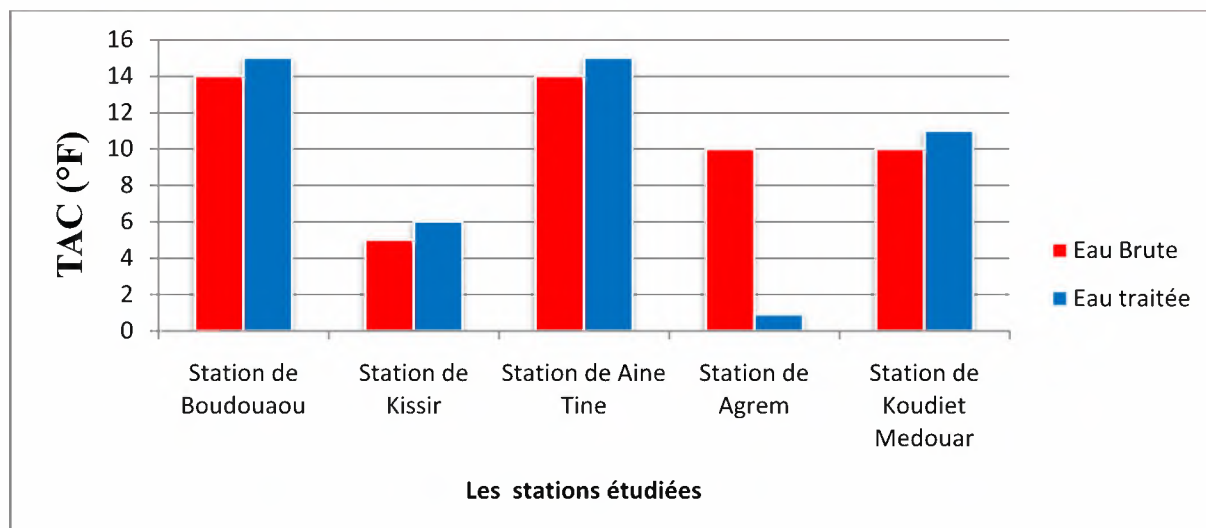


Figure 75: Valeurs de TAC des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.6.Sodium et Potassium

Nous observons une concentration moyenne en sodium et potassium, la valeur maximale de ces deux éléments est enregistrée au niveau de stations d'Ain Tinn . Selon l'OMS, la valeur maximale pour le sodium est 120 mg/l et 12 mg/l pour le potassium, pour les normes algériennes une teneur jusqu'à 200 mg/l de sodium est acceptable.

En ce qui concerne le potassium généralement ce dernier est beaucoup moins abondant que le sodium et rarement présent dans l'eau à des teneurs supérieures à 20 mg/l (**Tardat-Henry, 1984**). Les figures 76 et 77 présentent successivement les valeurs du sodium et du potassium dans les eaux des étudiés.

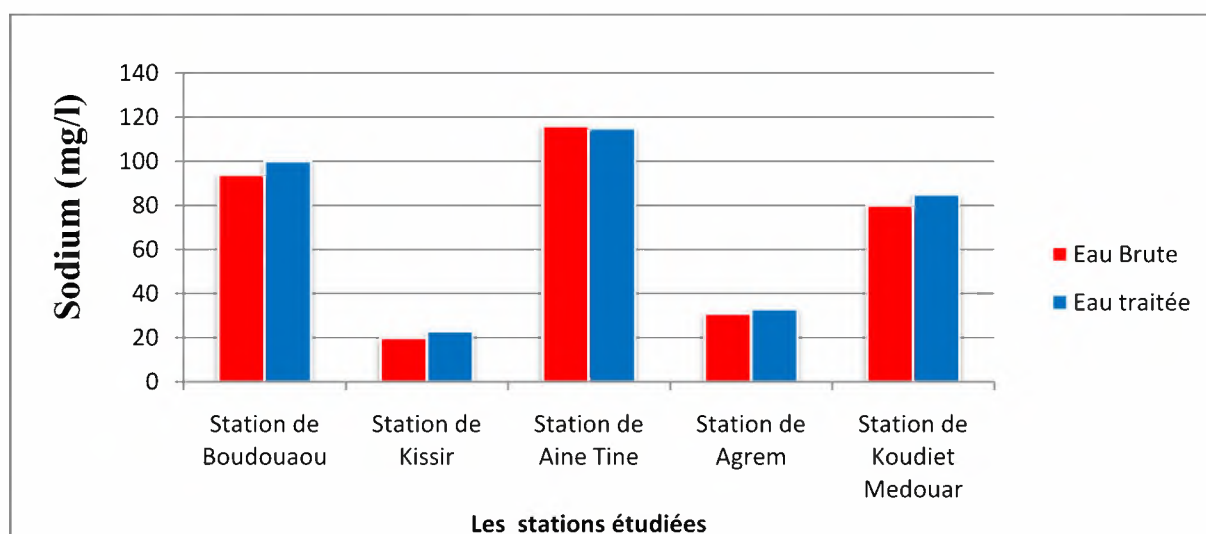


Figure 76: Concentration du sodium des eaux des stations de traitements étudiés

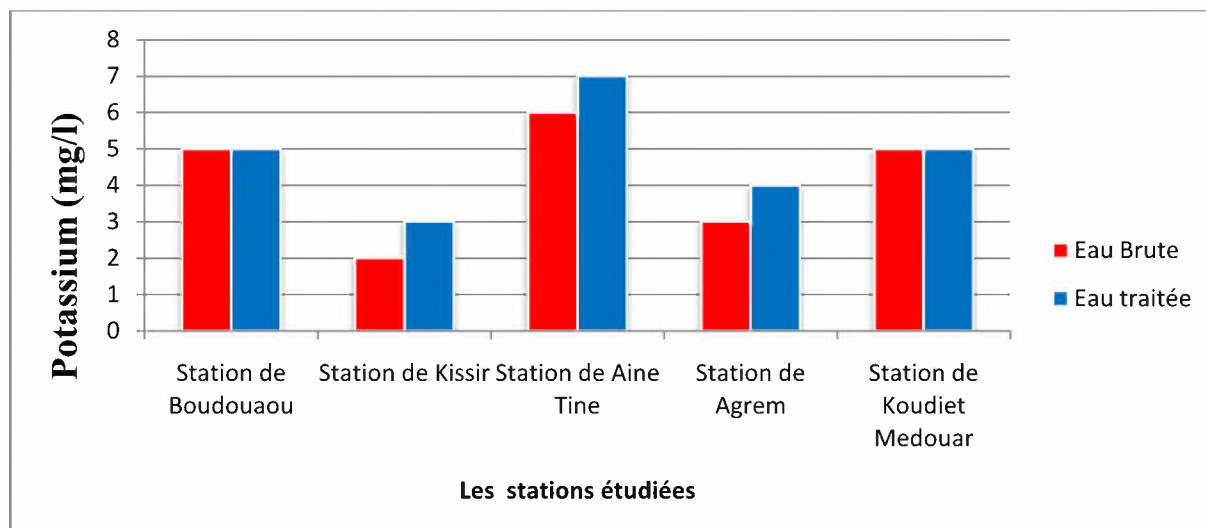


Figure 77: Concentration du potassium des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.7. Chlorures et sulfates

Les résultats d'analyses effectuées pour les échantillons des eaux des stations étudiées présente des teneurs en chlorures et sulfates très variables entre eux, avec une faible différence de concentration entre l'eau brute et traitée dans chaque station. Ces concentrations avec cette variation restent dans les valeurs souhaitées pour une eau destinée à la consommation humaine.

Nous observons qu'il y'a des teneurs plus importantes en chlorures et sulfates pour les eaux des stations de Boudouaou et Ain Tinn.

a) Chlorure

L'OMS recommande pour la teneur en chlorures dans les eaux destinée à la consommation humaine une valeur guide de 250 mg/L et une valeur maximale de 500 mg/L. La réglementation Algérienne indique un niveau guide de 500 mg/L.

D'après les résultats obtenus, les teneurs de l'eau en chlorure varient entre 9,4 mg/L et 212 mg/L, cette dernière valeur est enregistrée au niveau de la station Ain Tinn. Cependant, ces valeurs restent conformes aux normes de notre pays.

Les teneurs en chlorures des eaux sont extrêmement variées et liées principalement à la nature des terrains traversés, cet élément peut être d'origine géologique et il provient essentiellement de la dissolution des sels naturels par le lessivage des terrains salifères; des rejets des eaux usées d'origine domestique et industrielle.

Le gros inconvénient des chlorures est la saveur désagréable qu'ils communiquent à l'eau à partir de 250 mg/l et la présence excessive des chlorures dans l'eau d'alimentation, la rend

corrosive pour les réseaux de distribution et nocive pour les plantes. La figure 78 présente les valeurs des chlorures dans les eaux des stations étudiées.

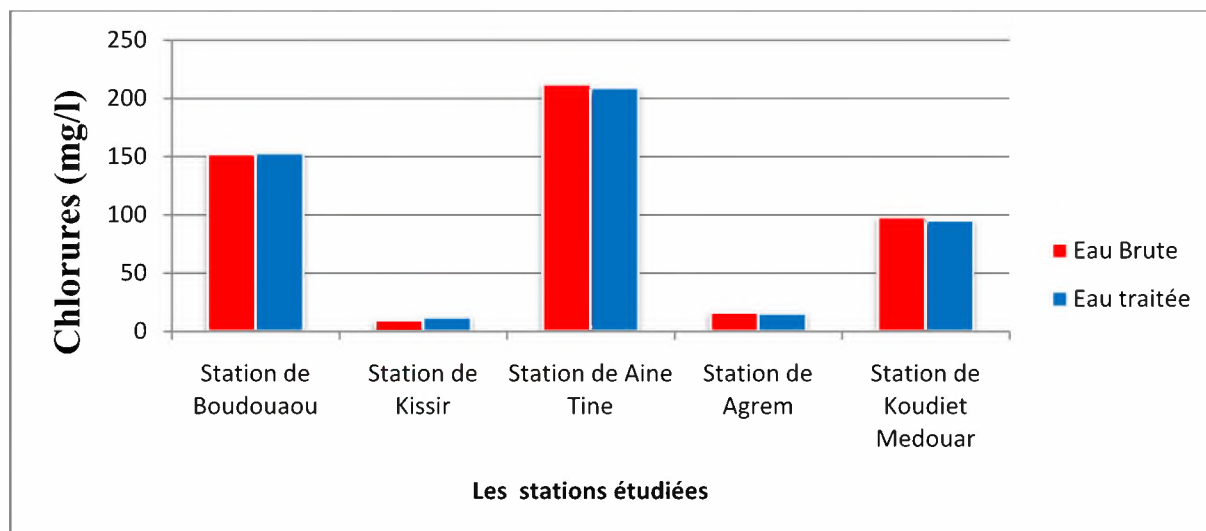


Figure 78: Concentration de chlorures des eaux des stations de traitements étudiés

b) Sulfates

Les normes Algériennes préconisent pour les sulfates une concentration maximale acceptable de 200 mg/l (SO_4^{2-}) et une concentration maximale admissible de 400 mg/l (SO_4^{2-}).

D'après les résultats des échantillons analysés, la valeur des sulfates enregistrés au niveau des stations étudiées est comprise entre 7 et 200 mg/l, elle reste inférieure à la concentration maximale admissible décrétée par les normes algériennes (400 mg/L) et dans la majorité des cas, inférieure à la valeur guide au niveau évalué à 200 mg/ de la norme algérienne relative à la qualité des eaux destinées à la production de l'eau potable.

Les sulfates dissous dans l'eau proviennent naturellement du ruissellement ou d'infiltration dans les terrains à gypse, où apparaît à partir de l'oxydation de minéraux sulfureux, aussi ils sont rejetés dans l'eau à travers les déchets industriels et l'utilisation d'engrais chimiques et de lessives.

La figure 79 présente les valeurs des sulfates dans les eaux des stations étudiées.

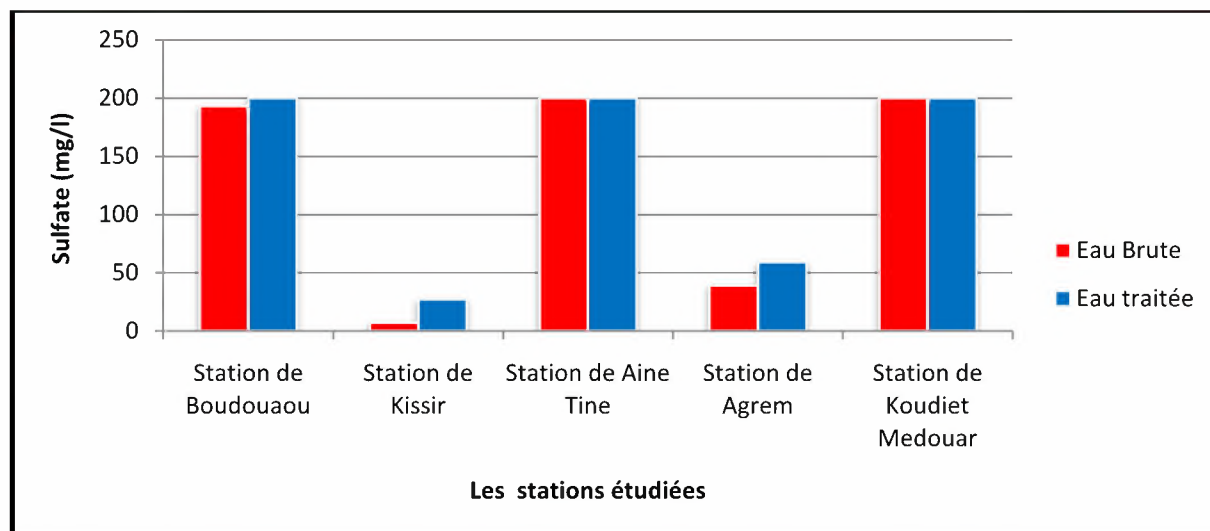


Figure 79: Concentration de Sulfates des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.8. Fer et manganèse

a) Fer

La concentration maximale de fer acceptable dans une eau de boisson a été fixée à 0,3 mg/l par l'OMS (2008). La réglementation algérienne retient cette même valeur de 0,3 mg/L. Selon les résultats obtenus montrent que les concentrations varient entre une absence totale (0 mg/L) du Fer et une valeur maximale égale à 0,19 mg/L est enregistrée au niveau d'eau brute de la station de Koudiet Medouar . Ces concentrations avec cette variation répondent à la qualité de l'eau potable et aux normes prescrites.

Les eaux de surface brutes peuvent contenir du fer ayant pour origine la lixiviation des terrains traversés ou les pollutions industrielles. Mais après le traitement cette quantité diminue dans l'eau traitée. En effet, sous l'action de l'air, ou par addition des oxydants (chlore, ozone , permanganate) en pré oxydation ,alors le fer ferreux Fe^{2+} (soluble) est oxydé à l'état ferrique et peut être hydrolysé pour donner un hydroxyde de fer insoluble. La figure 80 présente les valeurs du Fer dans les eaux étudiées.

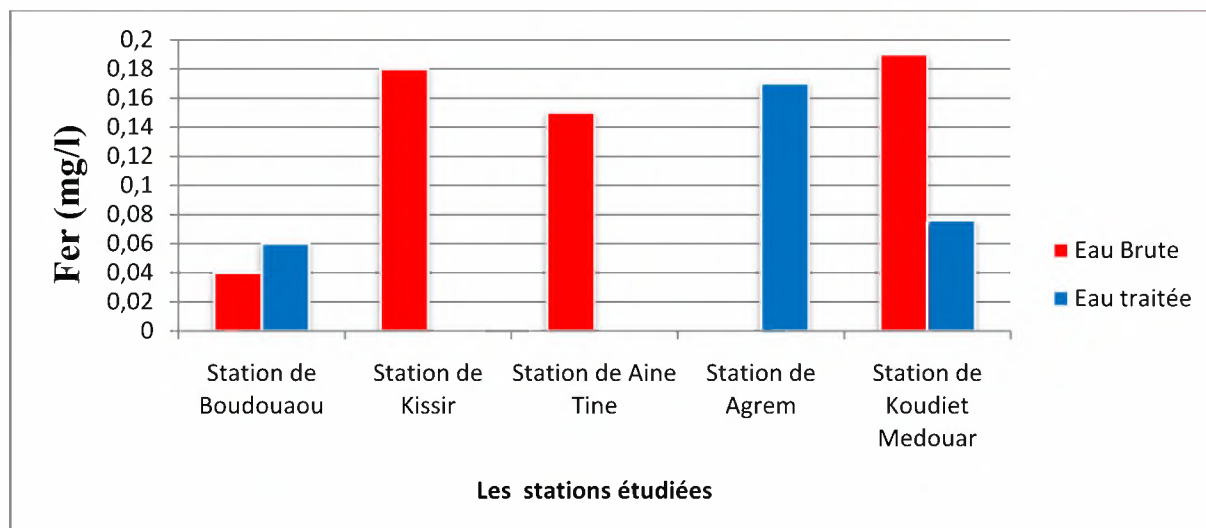


Figure 80: Concentration de fer des eaux des stations de traitements étudiés

b) Manganèse

On le trouve généralement en association avec les minéraux du fer, mais à des concentrations faibles pour être exploitables.

Les concentrations du manganèse dans les échantillons d'eaux qui ont été prélevées et analysées varient entre 0 mg/L et 0,9 mg/L, avec une absence totale de ce métal dans quelques échantillons. Selon les normes algériennes la valeur limite est de 50 $\mu\text{g/l}$, alors on remarque que la majorité des concentrations ne respectent pas les normes et dépassent légèrement la valeur maximale de notre pays. Nous pouvons dire aussi que la teneur en manganèse dans l'eau traitée est plus forte que dans l'eau brute. Pour certaines stations, cela pourrait être dû à l'utilisation du permanganate de potassium en préoxydation. La figure 81 présente les valeurs du manganèse dans les eaux étudiées.

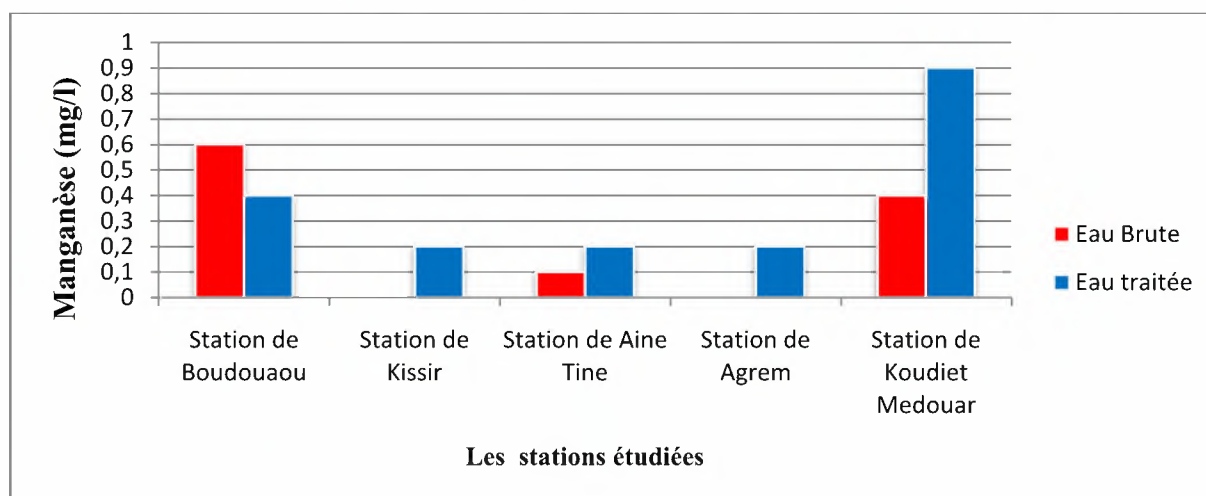


Figure 81: Concentration de manganèse des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.9.Bromures

A l'état naturel le brome se trouve essentiellement sous forme de l'ion bromure Br^- , les résultats d'analyses effectuées pour les échantillons des eaux des stations étudiées présentent des teneurs en bromure variables.

Nous pourrions ainsi remarquer une différence de concentration entre l'eau brute et traitée dans chaque station, les fortes teneurs sont enregistrées dans les stations de Boudouaou et de Koudiet Medouar. La présence des ions bromures dans les brutes peut être due à une intrusion d'eaux marines ou la géologie des terrains.

Lors du traitement de l'eau brute par ozonation dans la station, le bromure se transforme en bromate, ce qui n'est pas souhaitable puisque le bromate est potentiellement cancérigène. Alors dans le cas des installations qui emploient de l'ozone, les services publics d'eau devraient bien comprendre les sources et la concentration du bromure dans leur eau d'alimentation, la figure 82 présente les valeurs des bromures enregistrés au niveau des eaux étudiées.

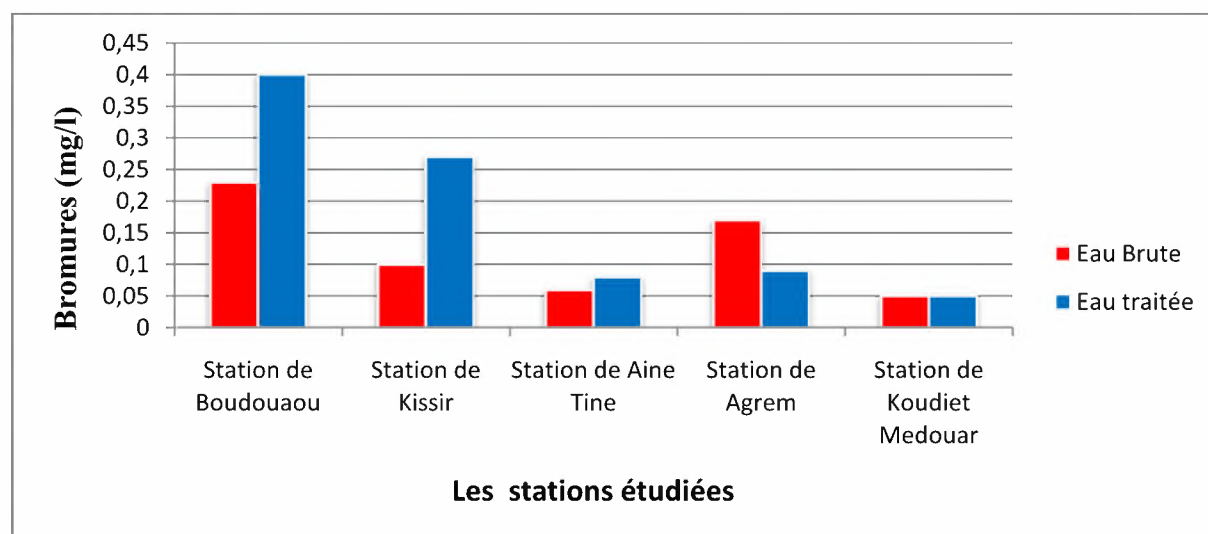


Figure 82: Concentration de bromure des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.10.Ammonium

L'azote ammoniacal des eaux superficielles peut avoir pour origine naturelle, la décomposition des déchets végétaux et animaux. Cet élément traduit une contamination d'origine humaine ou bétailière, il se transforme rapidement en nitrites et nitrates par oxydation. Les eaux profondes peuvent se charger en ammonium par réduction des nitrates sous l'action des bactéries.

L'OMS recommande une valeur de 0,5 mg/l pour l'eau de consommation, et la réglementation de notre pays fixe la même valeur comme teneur limite. Les taux d'ammoniaque enregistrés en laboratoire allant de 0,06 mg/l à 0,32 mg/l. La comparaison des différentes concentrations de l'ammonium avec les normes de qualité permet de constater que toutes les valeurs obtenues sont inférieures aux normes avec une diminution de concentration après le traitement qui est en relation avec l'injection de chlore dans la station.

Les valeurs de l'ammonium des eaux étudiées sont présentées dans la figure 83.

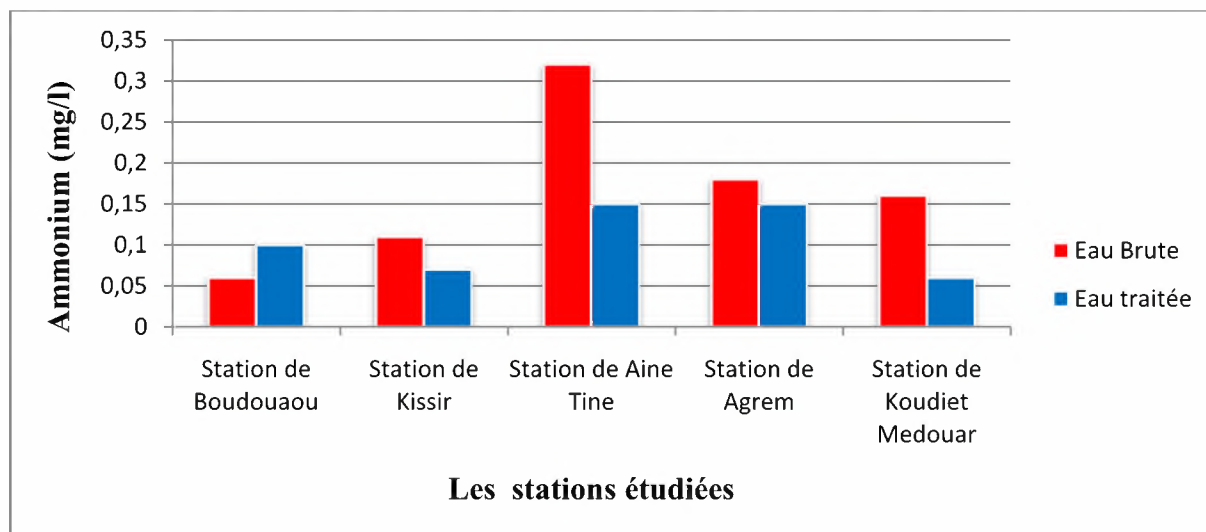


Figure 83: Concentration d'ammonium des eaux des stations de traitements étudiés

III .3.2.11. Matières organiques

En ce qui concerne la charge organique, et à partir des valeurs des teneurs initiales des substances humiques et les valeurs de l'absorbance en UV à 254 nm, nous observons clairement qu'il y'a une différence entre les eaux brutes et traitées. La matière organique sous forme humique et plus globalement aromatique, apparaît comme négligeable pour les eaux traitées. Par contre pour les eaux brutes, la pollution naturelle (végétation en décomposition) mais aussi des pollutions d'origine exogène (rejets urbains et industriels, pratiques agricoles) aboutit à la présence non négligeable de cette matière organique mais différente d'une station a l'autre.

L'absorbance UV mesurée sur l'eau brute montre qu'une fraction de la matière organique comporte des structures aromatiques qui pourraient principalement être des substances humiques. Toutefois, les substances humiques seraient encore prépondérantes dans la matière organique des différentes eaux brutes testées, les valeurs extrêmes qui expriment la charge organique sont enregistrées au niveau de la station de Kissir et El-Agrem.

Les figures 84 et 85 présentent successivement les valeurs de la substance humique et d'absorbance en UV enregistrées au niveau des eaux des stations étudiées. La figure 86 présente la bonne corrélation entre les substances humiques et l'absorbance en UV des eaux brute et traitées.

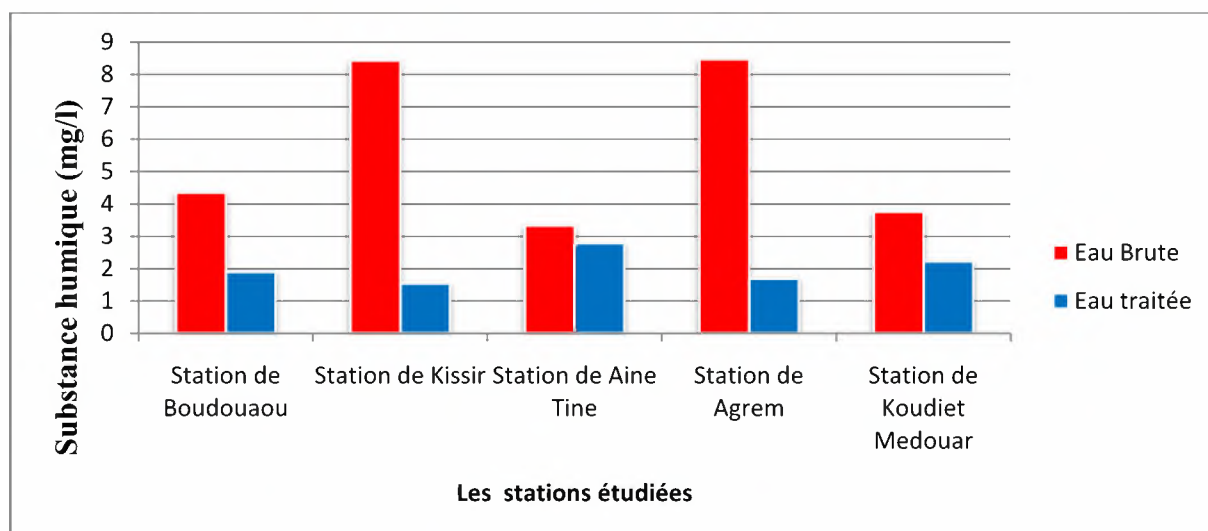


Figure 84: Valeurs des substances humiques des eaux des stations étudiées

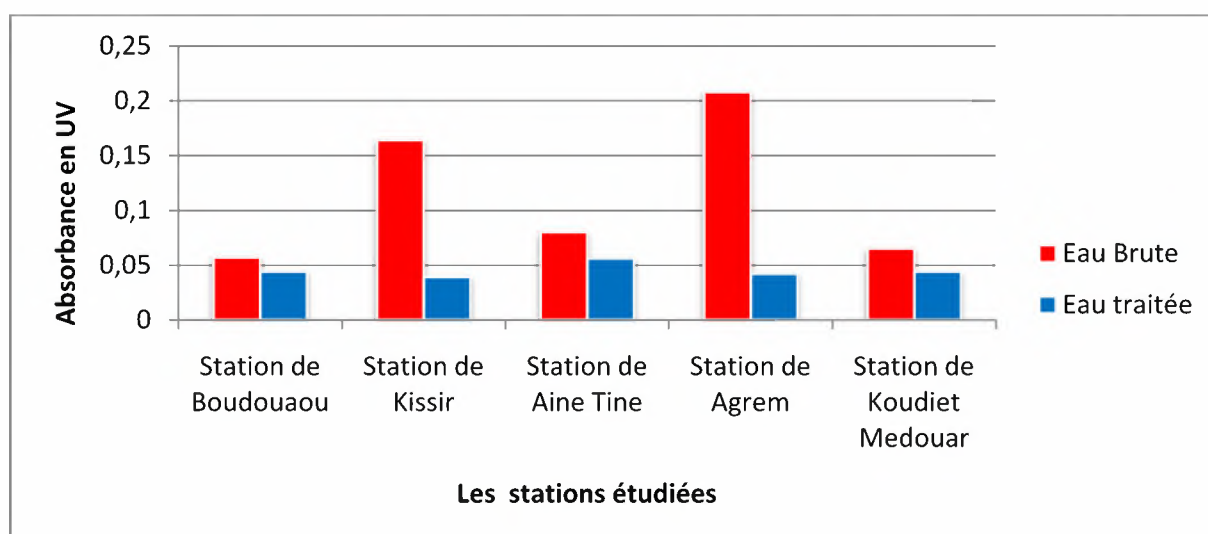


Figure 85: Valeurs d'absorbance en UV des eaux des stations étudiées

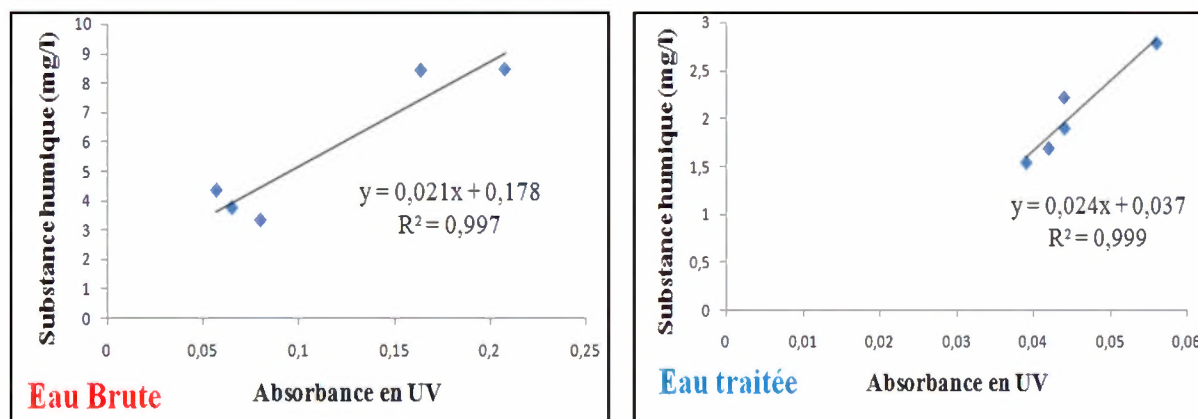


Figure 86: Corrélation entre l'absorbance en UV et substances humiques

III .4. Conclusion

Au cours de ce chapitre, nous avons délimité notre étude à plusieurs stations de potabilisation en Algérie (Boudouaou, Kissir, Ain Tine, El Agram, Koudiet Medouar). Nous nous sommes intéressés en particulier aux étapes de préoxydation et de désinfection en précisant les procédés et les réactifs utilisés dans ces stations.

L'objectif a ensuite été d'évaluer la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux brutes puis traitées en station. Nous nous sommes appuyés d'une part sur les données des stations, c'est-à-dire les analyses réalisés par les laboratoires liés aux stations et d'autre part sur nos propres déterminations analytiques réalisées au laboratoire LARHYSS de l'université de Biskra.

Pour le contrôle de l'efficacité du traitement et en particulier la désinfection des eaux testées, nous nous sommes basés sur les analyses des paramètres physicochimiques et microbiologiques. Les résultats obtenus après les différentes analyses montrent que les eaux traitées présentent des valeurs de paramètres globalement assez conformes aux normes nationales de potabilité et celles par l'OMS.

Les eaux brutes de barrages qui ont été considérés ont présenté globalement des qualités variables avec certains paramètres non conformes aux normes requises. Du point de vue de la qualité microbiologique et notamment les germes pathogènes d'origine fécale, la désinfection a semblé éliminer tout risque pour la santé tout en maintenant un résiduel en chlore acceptable pour l'effet rémanent dans les réseaux de distribution.

La composition minérale des eaux testées est apparue comme variable selon la géologie des terrains traversés et de l'exposition des barrages aux diverses pollutions naturelles ou

anthropiques. Alors que certains paramètres ont semblé être en grande partie corrigés par le traitement en station, d'autres paramètres tels que la matière organique, l'ammoniaque ou les bromures ont semblé moins bien influencés par le traitement des eaux en station.

Tous ces éléments sont considérés comme réactifs au chlore et l'évolution de leurs teneurs dans les eaux traitées pourraient considérablement diminuer en optimisant les traitements et notamment les étapes de préoxydation et de désinfection finale.

Chapitre IV:

Etude expérimentale de la chloration des eaux des stations de traitement

IV.1. Introduction

L'emploi de la chloration est fondamental aussi bien dans le traitement des eaux souterraines que des eaux de surface. Cependant, certains oxydants chimiques et notamment le chlore peuvent intervenir sur les substances minérales et organiques des eaux (**Doré, 1989**). Ceci peut mener à une forte consommation en chlore accompagnée de la formation de sous produits organohalogénés potentiellement toxiques (**Achour et Moussaoui, 1993 ; Le Curieux et al, 1996**).

Après la présentation des principales techniques et méthodes utilisées en laboratoire, ce chapitre a pour objectif de présenter les résultats des essais d'application du procédé de chloration sur les eaux des stations étudiées se rapportant à l'évolution des consommations en chlore sous l'influence de différents paramètres réactionnels (temps de contact et dose de chlore appliquée).

Il est important de noter que tous les essais concernant la chloration ont été réalisés au niveau du laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface (LARHYSS) de l'université de Biskra.

IV.2. Procédure expérimentale des essais de chloration

Avant d'aborder la présentation et la discussion des différents résultats obtenus au cours de ce chapitre, il nous paraît impératif de décrire les diverses méthodes expérimentales et analytiques suivies. Nous préciserons ainsi les méthodes de dosage et la préparation des solutions de chlore, nous décrirons ensuite les protocoles expérimentaux utilisés pour la chloration.

IV.2.1. Solution de chlore

Durant nos essais de chloration, on utilise une solution concentrée d'hypochlorite de sodium NaClO (eau de javel) d'environ 25 à 35 degrés chlorométriques qu'on dilue dans l'eau distillée. Les solutions de chlore utilisées sont préparées à une concentration allant de 1/10 ou 1/100 d'eau de javel concentrée. Avant utilisation cette solution est ramenée à un pH entre 7 et 8 par ajout d'acide chlorhydrique concentré.

Le chlore actif est présent sous forme d'un mélange d'acide hypochloreux HClO et d'ions hypochlorites ClO^- et est exprimé en chlore libre. Son titre exact en g/l est régulièrement vérifié avant chaque série d'essais par la méthode iodométrique (**Rodier, 1996**). L'iode libéré

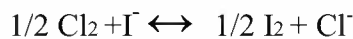
est dosé par une solution de thiosulfate de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) à N/10 pour les solutions concentrées en chlore et N/100 pour les faibles concentrations en chlore.

Durant nos essais, il est important de signaler que la solution concentrée d'eau de javel est conservée à l'abri de la lumière et à température ambiante afin d'éviter la décomposition du chlore. Avant manipulation, il est préférable de contrôler le degré d'eau de javel à utiliser.

IV.2.2. Méthodes analytiques

IV.2.2.1. Dosage du chlore résiduel

Le dosage du chlore résiduel est effectué par la méthode iodométrique (**Rodier, 1996**). C'est une méthode de base pour la détermination des teneurs en chlore résiduels des eaux et des extraits de javel. Le chlore libre et le chlore combiné déplacent l'iode des iodures :



Cette méthode est basée sur l'oxydation non sélective des iodures en iode. L'iode ainsi formé est titré par une solution de thiosulfate de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) jusqu'à décoloration de la solution.

Ceci permet la mesure du chlore sous forme moléculaire Cl_2 exprimé en mg Cl_2/l . Cette méthode implique un pH acide (pH compris entre 3 à 4) par l'ajout d'acide acétique.

Les résultats correspondent donc à des équivalents oxydants (HClO , ClO^-), exprimés en mg/l.

Le chlore résiduel est calculé par la relation suivante :

$$\text{Cl}_2 \text{ résid (mg/l)} = \frac{N_{\text{thio}} * V_{\text{thio}}}{V_{\text{ech}}} * 35,5 * 1000$$

$\text{Cl}_{2\text{resid}}$: Chlore résiduel (mg/l)

N_{thio} : Normalité de thiosulfate de sodium.

V_{thio} : Volume de thiosulfate de sodium versé en ml.

V_{ech} : Volume de la prise d'essais.

IV.2.2.2. Suivi de l'aromaticité

Le suivi de l'aromaticité de la matière organique est effectué par lecture de l'absorbance Ultra-violet à une longueur d'onde de 254 nm, à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible de marque JENWAY 6405 UV/Vis.

L'abattement de l'aromaticité (Abatt %) est évaluée par la formule suivante :

$$\text{Abatt \%} = \frac{\text{Abs } 0 - \text{Abs fin}}{\text{Abs } 0} \times 100$$

Abs 0 et Abs fin représentent respectivement les absorbances initiales et finales en UV.

IV.2.3. Description des essais de chloration

La chloration des échantillons des eaux de surface brutes et traitées (filtrées avant désinfection finale) se fait par ajout de microquantités d'eau de javel diluée de 1/100. Au cours de ces essais, différents paramètres réactionnels ont été pris en compte, définis et variant comme suit :

- Taux de chloration exprimé en concentration massique (mg/l) et variant de 0 à 20 mg/l
- Temps de contact, constant de 24 heures ou variable.
- pH constant, voisin de la neutralité

Les solutions sont dosées par une solution de thiosulfate de sodium à une normalité qui varie entre 0,1 et 0,01N. Le chlore consommé est déterminé par la différence entre le chlore introduit et le chlore résiduel mesuré par iodométrie.

$$\text{Chlore consommé (mg/l)} = \text{Chlore introduit (mg/l)} - \text{chlore résiduel (mg/l)}$$

IV.2.3.1. Détermination des potentiels de consommation en chlore

Le potentiel de consommation en chlore ou demandes en chlore (PCCl_2) est la capacité maximale de réactivité des eaux vis-à-vis du chlore. Pour notre eau de surface le (PCCl_2) est déterminé pour une dose de chlore introduite de 20 mg/l et un temps de contact de 24 heures de façon à satisfaire au maximum la demande en chlore.

Après 24 heures de contact, les solutions sont dosées par une solution de thiosulfate de sodium, de même que la valeur finale de l'absorbance en UV.

A la fin du dosage, on calculera le chlore résiduel en mg/l par la différence entre le chlore introduit et le chlore résiduel mesuré.

IV.2.3.2. Cinétiques de consommation en chlore

La cinétique de consommation en chlore pour l'eau testée a été réalisée pour observer l'évolution des consommations en chlore et la réactivité du chlore en fonction du temps de contact.

L'oxydation par le chlore est réalisée à une température ambiante, par ajout de micro volumes d'eau de javel dilué au 1/10. La dose de chlore introduite est constante et égale à 20 mg Cl_2 /l.

Les réactions de chloration ont été suivies pour des temps de contact variables allant de 2 minute jusqu'à 24 heures, en insistant sur l'étape jusqu'à 3 heures de réaction.

L'évolution de l'aromaticité des composés organiques a été suivie par la mesure de l'absorbance en ultra violet à $\lambda=254$ nm.

IV.2.3.3. Influence du taux de chloration

Dans cet essai, nous avons ajouté à un même volume d'eau de l'échantillon des doses croissantes de chlore allant de 2 mg/l à 20 mg/l dans une série des flacons contenant l'eau à examiner. Après un temps de contact de 1 heure et 24 h, on contrôle le chlore libre.

Le break – point correspond à la dose minimum nécessaire à la disparition de chloramines et l'apparition de chlore libre.

IV.3. Résultats et discussion des essais de chloration

L'objectif principal de cette étape est de faire une application de la chloration à des eaux naturelles brutes pour lesquelles certains paramètres réactionnels ont été contrôlés tels que le taux de chloration et le temps de contact.

IV.3.1 Potentiels des consommations en chlore

Dans cette essai, le but est de satisfaire le maximum de la demande en chlore et pour que la réaction soit achevée, ainsi que le suivi de la dégradation de la structure aromatique de la matière organique des eaux par l'observation des abattements UV.

Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 49 et montrent les valeurs des potentiels de consommation en chlore ($PCCl_2$) exprimés en mg Cl_2/l de chaque type d'échantillon d'eau de surface ainsi que les absorbances UV initiales (Abs_0) et après 24 heures. Ainsi le tableau 50 présente les abattements d'UV des différentes eaux testées.

Tableau 49 : Potentiels des consommations en chlore des eaux brutes et traitées (filtrées)
Et absorbances en U.V.

Echantillon	Type d'eau	Abs_0 $\lambda= 254nm$	Abs à 24h $\lambda= 254nm$	$PCCl_2$ (mg Cl_2/l)
Boudouaou	Eau Brute	0,06	0,041	9,35
	Eau traitée	0,037	0,031	7,93
Kissir	Eau Brute	0,161	0,147	10,415
	Eau traitée	0,034	0,031	6,15
Aïn Tinn	Eau Brute	0,088	0,05	10,77
	Eau traitée	0,056	0,048	7,57
El-Agrem	Eau Brute	0,228	0,214	10,06
	Eau traitée	0,038	0,029	9,35
Koudiet Medouar	Eau Brute	0,065	0,053	11,125
	Eau traitée	0,050	0,048	9,35

Tableau 50 : Abattements UV des différentes eaux testées

Station de traitement	Abat 1 (%)	Abat 2(%)	Abat 3(%)	Abat 4(%)
Boudouaou	31,66	16,22	38,33	48,33
Kissir	8,69	8,82	78,88	80,74
Aïn Tinn	43,18	14,28	36,36	45,45
El-Agrem	6,14	23,68	83,33	87,28
Koudiet Medouar	18,46	4	23,07	26,15

- Abat 1: Abat % UV entre eau brute non chlorée et eau brute chlorée
- Abat 2: Abat % UV entre eau traitée (filtrée) non chlorée et chlorée
- Abat 3: Abat% UV entre eau brute non chlorée et eau traitée non chlorée
- Abat 4: Abat % UV entre eau brute non chlorée et eau traitée chlorée

Au vu des résultats du tableau 49, nous pouvons constater qu'après 24 heures de temps de contact, les demandes en chlore sont considérables et varient de 9,35 à 11,125 mg Cl₂/l pour les eaux brutes et entre 6,15 à 9,35 mg Cl₂/l concernant les eaux traitées des stations de traitement. Cela met en évidence une demande importante en chlore, soit de 46,75 à 55,62 % du chlore introduit enregistrés dans les eaux brutes et des valeurs plus faibles de consommation en chlore et qui varient entre 30,75 et 46,75 % pour les eaux traitées.

De même les potentiels de consommations en chlore diffèrent d'une eau à une autre pour les différentes stations de traitement et selon le type des échantillons (eau brute ou traitée).

L'importance de la demande en chlore dans ce cas est liée directement avec les caractéristiques physico-chimiques de l'eau des stations et notamment les constituants minéraux (ammoniaque, Fer, Manganèse, Bromures, nitrites,..) et organiques (substances humiques) qui peuvent présenter une réactivité appréciable en présence du chlore et que nous avons décrit en bibliographie (**Doré, 1989 ; Edeline, 1992 ; Desjardins, 1997**).

On observe des demandes en chlore plus importantes en eaux brutes qu'en eaux traitées, indiquant ainsi que les étapes de clarification (coagulation-floculation, décantation et

filtration) ont pu éliminer une partie des composés réactifs vis-à-vis du chlore et notamment la matière organique.

Les différences observées dans la même eau de station (brute et traitée) semblent facilement corrélables aux caractéristiques physicochimiques des eaux et surtout aux teneurs et à la nature des constituants tant organiques que minéraux. Le rôle clé de la matière organique et surtout de type humique, riches en noyaux aromatiques responsables en grande partie de la réactivité vis-à-vis du chlore, est confirmé par l'observation que la consommation en chlore s'accompagne d'une diminution de l'absorbance en UV.

Après chloration, le suivi de l'évolution de l'absorbance en U.V, caractéristique de l'aromaticité, indique qu'une fraction de la matière organique des eaux de surface a pu être dégradée en structures aliphatiques. Les abattements UV les plus importants sont notamment observés pour les stations de Kissir et El Agram dont les eaux sont caractérisées par de fortes teneurs en substances humiques (Cf Figure 84). La charge organique de ces eaux serait majoritairement de nature humique et plus facile à éliminer au cours des étapes de clarification précédant la chloration finale.

De plus, cette dégradation peut indiquer également la formation de sous-produits aliphatiques tels que les trihalométhanes et qui sont connus pour être potentiellement toxiques (**Santé Canada, 2006**).

Les travaux qui ont été réalisés par Achour (2001), Guergazi (2006) et cités par Yahiaoui en (2010) ont montré que la réactivité du chlore vis-à-vis des substances humiques est souvent comparable à celle observée sur certaines eaux de surface riches en matières humiques, elle se traduit par un potentiel de consommation en chlore important, une diminution de la couleur des eaux et la formation des composés organohalogénés.

Toutefois, l'abattement de ces absorbances n'aboutit pas dans tous les cas à des valeurs élevées, ce qui laisse penser que la chloration peut aboutir aussi à des composés organochlorés sous forme aromatique. C'est en particulier le cas des eaux de la station de Boudouaou et de Koudiet Medouar qui pourraient contenir de la matière organique de structures complexes, en plus du matériel humique.

IV.3.2. Cinétiques de consommation en chlore

Les cinétiques de consommation en chlore des eaux testées ont été suivies pour une dose de chlore introduite égale à 20 mg/l, et un temps de contact variant jusqu'à 24 heures. Le chlore consommé est déduit par la différence entre le chlore introduit (mg/l) et le chlore résiduel (mg/l).

Le suivi de l'évolution du chlore consommé en fonction de la variation du temps de contact a abouti à des courbes présentées sur les figures ci dessous,, nous présentons également l'évolution de l'absorbance en U.V en fonction du temps pour les deux type d'eaux de chacune station. Sachant que le temps de réaction présenté sur les figures, varie entre 2 minutes et allant jusqu'à 3 heures de réaction.

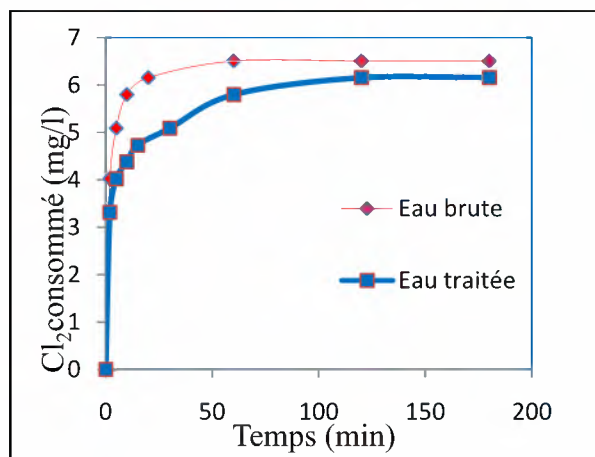


Figure 87 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station de Boudouaou

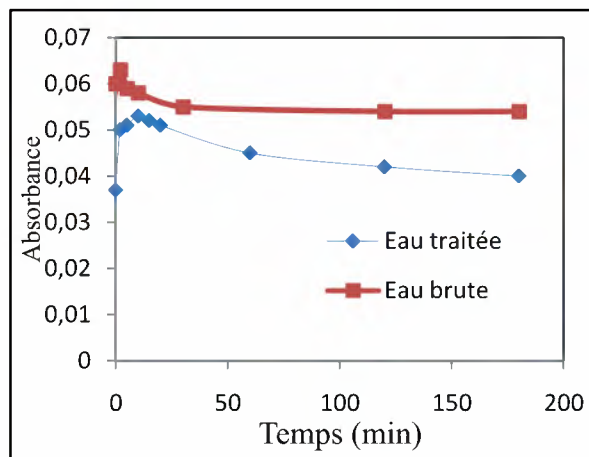


Figure 88 : Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station de Boudouaou

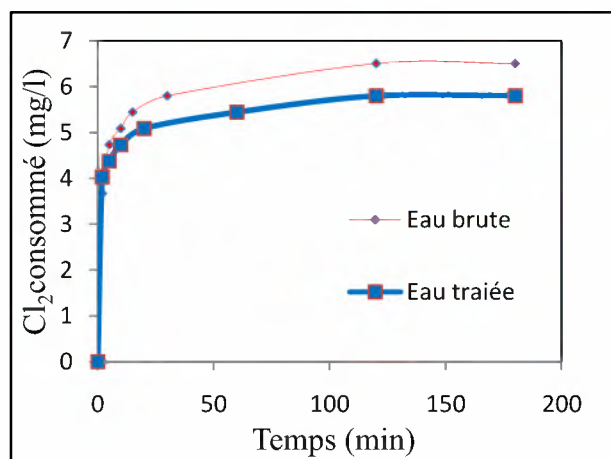


Figure 89 :Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station de Kissir

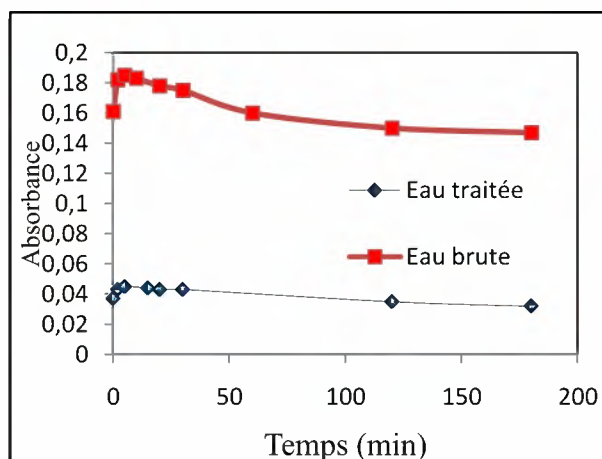


Figure 90: Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station de Kissir

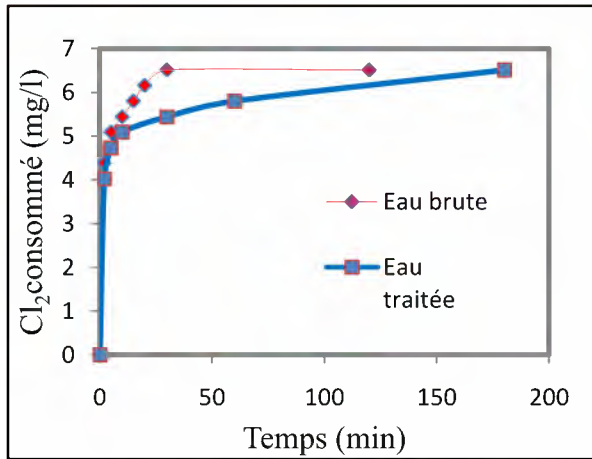


Figure 91 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station d'Ain Tinn

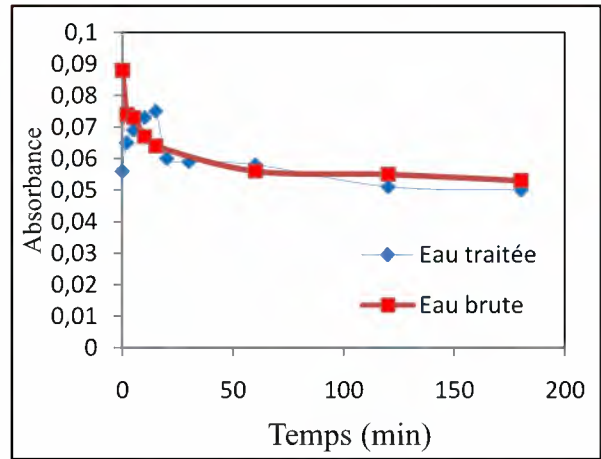


Figure 92 : Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station d'Ain Tinn

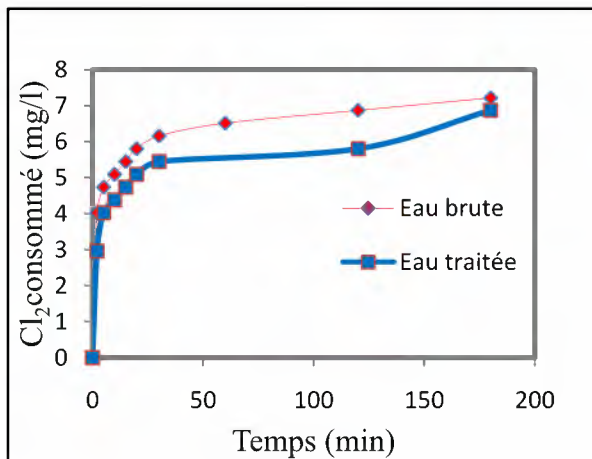


Figure 93 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station d'El Agrem

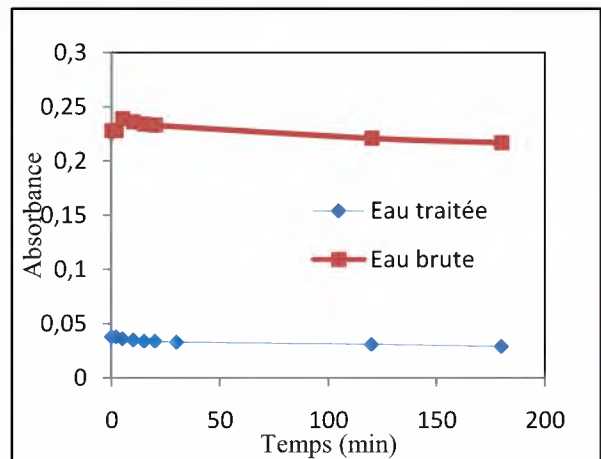


Figure 94 : Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station d'El Agrem

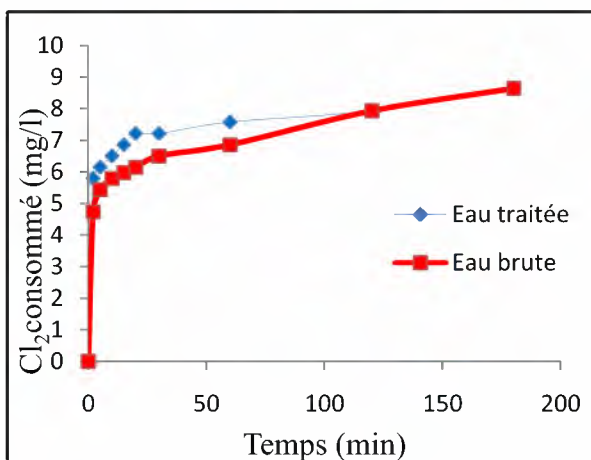


Figure 95 : Cinétique de consommation en chlore des eaux de la station Koudiet Medouar

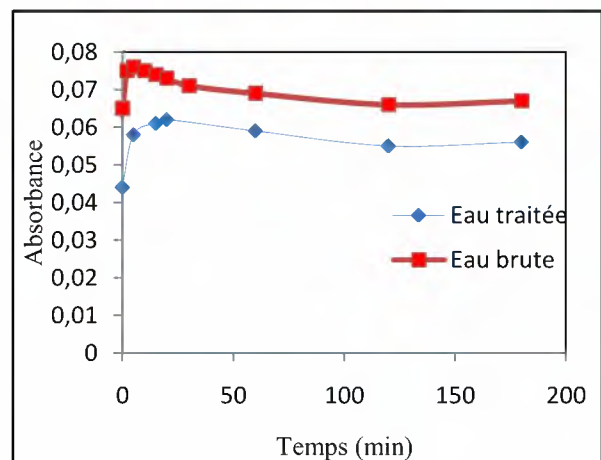


Figure 96 : Evolution de l'absorbance en UV des eaux de la station Koudiet Medouar

D'une manière générale, les consommations en chlore évoluent en fonction du temps selon deux principales étapes distinctes de réaction, une étape rapide qui correspond à la plus grande partie de la demande en chlore de l'eau, et une étape lente où la consommation augmente progressivement jusqu'au temps de 24 heures puis se stabilise dans cette valeur.

Pour toutes les eaux, on observe une diminution de l'U.V au cours de la phase lente mais pour d'autres eaux, cette diminution apparaît dès le début de la réaction.

- En ce qui concerne les eaux brutes, la première étape est courte avec une demande en chlore importante dans les premières minutes. Ce phénomène se prolonge jusqu'à un temps de contact de 2 à 30 minutes, la consommation en chlore à la fin de cette phase rapide est entre 5,8 mg Cl₂/l enregistrée au niveau de la station de Kissir et 6,51 Cl₂mg/l comme valeur maximale enregistrée dans les deux stations Ain Tine et Koudiet Medouar, avec des pourcentages respectivement de 29 et 32,55 % par rapport au chlore introduit. Par ailleurs, la majorité du chlore est consommée au cours de cette phase rapide de la réaction.

La deuxième étape est lente et se prolonge jusqu'à un temps de contact de 30 minutes à 24 heures avec une lecture de consommation importante remarquable à la fin de cette étape avec un net ralentissement entre 3 heures et 24 heures de temps de contact. Ce qui aboutit ensuite aux demandes considérables déterminées à 24 heures et qui varient entre 9,35 mg Cl₂/l concernant la station de Boudouaou et 11,25 mg Cl₂/l pour la station de Koudiet Medouar.

- Pour les eaux traitées, nous pouvons constater deux étapes aussi comme les eaux brutes mais le temps de chaque phase est différent dans chaque échantillon.

La différence essentielle avec les eaux brutes et traitées est que la phase rapide de consommation en chlore pour les eaux traitées est un peu plus longue que pour les eaux brutes et peut se prolonger jusqu'à un temps de contact de 60 à 120 minutes. Au-delà de ce temps, au cours de la phase lente jusqu'à 24 de temps de contact, la consommation en chlore augmente progressivement. Toutefois, de même que pour les eaux brutes, la plupart de chlore introduit est consommé durant la phase rapide de réaction.

- On peut expliquer ces résultats par le fait que l'introduction du chlore dans l'eau engendre plusieurs réactions chimiques se déroulant simultanément. La vitesse de chacune de ces réactions dépend, entre autres paramètres, des concentrations et de la nature des espèces organiques et minérales présentes initialement ou après la phase de consommation rapide.

Les différences de réactivité observées entre les eaux analysées peuvent être attribuées à la variabilité de la qualité de l'eau et leur origine. Elles sont apparues comme corrélables à la nature et aux teneurs en matières organiques, à la proportion en substances humiques ainsi

qu'à certains éléments minéraux promoteurs (ammoniac) ou inhibiteurs (chlorures et sulfates) pouvant conditionner bien les consommations en chlore. Ceci rejoint les résultats sur d'autres eaux de surface algériennes ayant subi une chloration (Achour et Guergazi, 2002 ; Achour et al, 2009).

Il est évident que le chlore réagit plus rapide avec les eaux brutes qu'en eaux traitées, cette différence s'expliquant surtout par la présence en teneurs plus grandes de matières organiques et certains éléments minéraux réactifs (l'ammoniac, les bromures, le fer et manganèse) avant leur élimination. La lenteur de la seconde phase de chloration pourrait s'expliquer par de nombreuses réactions compétitives entre le chlore et les différents composés minéraux et organiques susceptibles de réagir.

Nous pouvons dire que le comportement du chlore dans certaines eaux brutes risque de ne pas être le même qu'en eau traitée. Ceci sera d'autant plus vrai pour les stations d'eau où la chloration apparait aussi bien en prétraitement qu'en désinfection finale. La préoxydation de la charge organique initiale peut aboutir à des sous-produits organiques qui réagiront différemment de la matrice organique initiale, telles que les substances humiques.

- Ceci est conforté par les observations sur l'évolution de l'absorbance UV. Pour certaines eaux brutes (Ain Tinn, Boudouaou), la dégradation de l'aromaticité est observée dès le début de la réaction alors que pour les eaux traitées, on peut constater une augmentation au cours de la phase rapide. Cette augmentation dans l'aromaticité indique la formation possible de composés organochlorés aromatiques, probablement par chloration de sites aromatiques dans la structure des substances humiques. Par la suite, on constate une diminution progressive de l'absorbance indique qu'une fraction de la matière organique, ce qui implique une dégradation du cycle aromatique et donc une formation de composés aliphatiques tels que les trihalométhanes mais en assez faible proportion.

- Nos résultats rejoignent également les travaux présentés par plusieurs recherches (Reckhow, 1984 ; Croué, 1987 ; Jadas Hecart, 1989) qui ont suggéré que l'évolution de la consommation du chlore en fonction de la variation du temps de contact pour une température et un taux de chlore fixes, s'effectue grossièrement en deux étapes, une étape de consommation rapide au cours des premières minutes de réaction voire les premières heures suivie par une deuxième étape de consommation beaucoup plus lente qui peut se prolonger jusqu'à plusieurs centaines d'heures.

Il faut noter aussi que Jadas-Hecart et al. (1992) a abouti des résultats proches en étudiant les cinétiques de consommation en chlore par une eau de l'usine de traitement de Choisy-le Roi, en France.

Nos résultats rejoignent aussi les résultats de diverses études antérieures (Achour et Guergazi, 2002; Guergazi, 2006 ; Harrat 2007 ; Yahiaoui, 2011) réalisées au niveau de laboratoire en hydraulique souterraine et de surface (LARHYSS) de l'Université de Biskra (Algérie) sur la réactivité du chlore vis-à-vis des eaux de surface algériennes. Ils ont bien enregistré que l'évolution de la consommation du chlore par les eaux du barrage Fom El Gherza, Fontaine des Gazelles, Hammam Debagh, Zardezas, Aïn Zada et Aïn Dalia présente deux étapes une étape rapide suivi par une autre lente qui pourra aller jusqu'à 72 heures.

Aussi les travaux réalisés par (Achour 1992 ; Achour et Guerguazi ,2002 ;Qualls et Johnson 1983) ont montré également que plus de 50 % du chlore pouvait être également consommé dans la phase rapide.

IV.3.3. Influence du taux de chloration

Pour l'influence du taux de chloration pour les échantillons d'eau brute des stations étudiée, nous avons ajouté à un même volume d'eau à examiner des doses croissantes du chlore (2 à 20 mg/l). Le temps de réaction est de 1 heure et 24h.

Cette étape permet de mettre en évidence le rôle de la présence d'azote ammoniacal dans une eau et la détermination du break-point de cette eau. Les essais réalisés sur les différentes eaux brutes des stations ont pour but d'observer les effets des doses croissantes de chlore sur l'évolution du chlore résiduel (Figure 97)

La variation de l'absorbance UV en fonction du chlore introduit est présentée dans le tableau 51. Ces valeurs montrent que l'introduction du chlore dégrade globalement l'aromaticité pour les faibles taux de chlore mais les absorbances sont plus élevées ensuite pour les forts taux, impliquant une formation plus importante de sous produits aromatiques. Toutefois, après 24 heures, la dégradation des structures aromatiques est plus évidente et la formation de composés aliphatiques pourrait être plus grande.

Tableau 51 : Influence du taux de chloration sur les absorbances UV des eaux brutes des stations étudiées.

Cl₂introd (mg/l)		0	2	4	8	10	12	14	18	20
Station	Abs λ=254n									
Boudouaou	Abs(1h)	0.057	0.046	0.047	0.048	0.060	0.051	0.056	0.058	0.059
	Abs(24h)	0,057	0.047	0.043	0.048	0.04	0.044	0.044	0.045	0.047
Kissir	Abs(1h)	0,164	0.143	0.155	0.142	0.163	0.148	0.141	0.138	0.158
	Abs(24h)	0,164	0.135	0.141	0.189	0.133	0.124	0.130	0.128	0.129
Aïn Tinn	Abs(1h)	0,080	0.047	0.054	0.056	0.059	0.058	0.066	0.074	0.076
	Abs(24h)	0,080	0.052	0.049	0.050	0.050	0.048	0.053	0.054	0.055
El-Agrem	Abs(1h)	0,208	0.127	0.129	0.134	0.139	0.142	0.143	0.146	0.148
	Abs(24h)	0,042	0.031	0.031	0.032	0.033	0.034	0.033	0.034	0.036
Koudiet	Abs(1h)	0,050	0.057	0.049	0.047	0.049	0.054	0.062	0.051	0.048
Medouar	Abs(24h)	0,050	0.051	0.047	0.037	0.039	0.041	0.040	0.045	0.048

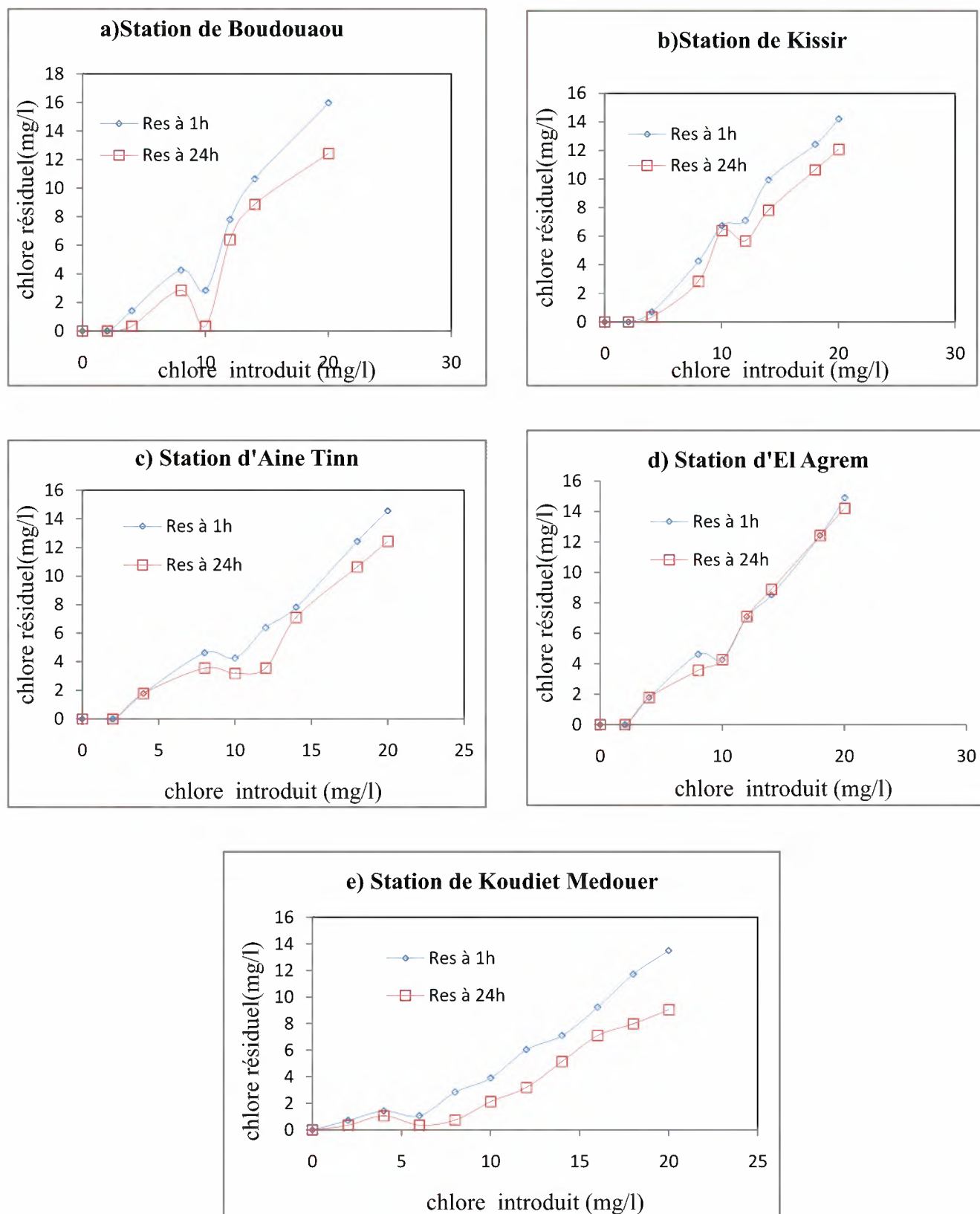


Figure 97 : Influence du taux de chloration sur l'évolution du chlore résiduel des eaux brutes des différentes stations

Le suivi de l'évolution de la concentration en chlore résiduel total (chloramines + chlore libre), exprimé en concentration de chlore en fonction de la dose de chlore appliqué lors de la chloration de chaque eau brute, a abouti à une courbe connue en traitement des eaux sous la dénomination de la courbe de break point, ou point de rupture qui correspond à l'oxydation complète de l'azote ammoniacal et l'apparition du chlore libre dans le milieu. Nous remarquons sur ces courbes, le chlore résiduel passe par un maximum puis décroît, passe par un minimum et croît ensuite régulièrement. Le point de rupture peut être déplacé vers des valeurs dont le rapport massique Cl_2/NH_3 est supérieur au break-point théorique égal à 7,60 (White, 1972 ; Martin, 1995).

Il est intéressant de signaler que pour certaines eaux considérées (El Agram, Kissir) contrairement à l'eau de la station de Boudouaou, la formation du break point n'apparaît pas d'une manière évidente, indiquant que la dégradation des chloramines qui sont formées est très incomplète.

Le tableau suivant donne les valeurs du break point à 1 heure, ainsi la valeur de l'abs UV, des SH et de l'ammoniac pour chaque eau brute.

Tableau 52: Valeurs du Break-point, de l'ammoniac et de la matière organique pour les différentes eaux

Station	Break-point (mgCl ₂ /l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	Abs UV 254nm	SH (mg/l)
Boudouaou	2,84	0,06	0,057	4,35
Kissir	7,1	0,11	0,164	8,43
Aïn Tinn	4,26	0,32	0,08	3,33
El-Agrem	4,26	0,18	0,208	8,47
Koudiet Medouar	1,065	0,16	0,065	3,75

Les courbes qui présentent l'évolution du chlore résiduel sont comparées à la courbe théorique de break point, plus ou moins prononcé selon l'échantillon d'eau. Il ya globalement 4 zones caractéristiques d'une réactivité importante vis-à-vis du chlore :

- Zone I : pour les doses les plus faibles en chlore introduit, tout le chlore est consommé instantanément par les éléments réducteurs organiques et minéraux dans l'eau.

- Dans la zone II, tout le chlore introduit se combine à l'ammoniac et à certaines matières organiques, la plus grande partie du chlore résiduel que l'on trouve est sous forme de chloramines (notamment les monochloramines).
- Dans la zone III, les doses de chlore assurent la destruction des composés formés par le chlore (en particulier les chloramines).
- La fraction restante de la courbe (Zone IV), indique l'apparition de chlore libre, ce qui signifie que la demande en chlore est satisfaite.

La diminution du chlore résiduel est observée pour les échantillons après 24 heures, ce qui indique que l'eau contient à la fois des composés qui consomment rapidement le chlore (éléments minéraux réducteurs) mais aussi différentes structures organiques qui peuvent consommer le chlore plus lentement après 24 heures. Dans le cas d'eau brute de la station El-Agrem, nous observons qu'après 24 heures de temps de contact, le break point n'existe plus du fait de la destruction quasi-totale des chloramines (mono et dichloramines).

De plus, l'allure des courbes de break-point semble différente d'un échantillon à l'autre. Les différences de résultats observés entre les différentes valeurs du break-point, peuvent être attribuées d'une part aux différences de structure entre les composés organiques et d'autre part à la constitution de la matrice minérale de chaque eau.

La présence de l'azote ammoniacal en milieu aqueux contenant de la matière organique et du chlore entraîne des réactions compétitives chlore/ammoniac et chlore/matières organiques. La formation des chloramines (réaction chlore/ammoniac) est parallèle à celle d'organohalogénés (réaction chlore/matières organiques) notamment les trihalométhanes (THM) (**Achour et Moussaoui, 1993**).

Le chlore en réagissant avec certains composés organiques naturels crée des sous-produits toxiques ou écotoxiques (dont les THM et l'acide haloacétique (AHA) qui sont cancérigènes et doivent donc être surveillés dans les réseaux d'eau potable.

Ainsi les travaux de Merlet et al (1982) et Doré (1989) montrent que l'azote ammoniacal est excessivement réactif vis-à-vis du chlore et joue un rôle prépondérant dans la chloration de la matière organique des eaux de surface.

Les résultats obtenus par Bacha (2006), Guergazi (2006) et Ghachem (2011) montrent qu'en présence de la matière organique que ce soit de types humiques ou hétérocycliques, ils ont bien enregistré qu'en présence d'azote ammoniacal, la matière organique présente une

réactivité appréciable vis-à-vis du chlore, cette réactivité provoque un déplacement du break-point vers les forts taux du chlore pour les substances humiques.

IV.4. Conclusion

Nos essais sur la chloration d'eaux de surface algériennes brutes et traitées confirment que les différences observées entre les diverses eaux testées peuvent être corrélées à leurs caractéristiques physico-chimiques et surtout aux proportions relatives tant en composés organiques que minéraux.

La demande en chlore la plus élevée est enregistrée par au niveau des eaux brutes caractérisées par des concentrations élevées en composés consommateurs de chlore. De plus les demandes en chlore sont corrélées à la nature et à la quantité de matière organique présente dans ces eaux. De même, la formation de sous produits aliphatiques tels que les trihalométhanes peut avoir lieu dès les taux les plus faibles en chlore. Ceci a été observé pour des diminutions de l'absorbance UV après chloration à des taux faibles, très inférieurs au break-point et donc avant la dégradation complète des chloramines.

Le suivi de l'évolution du chlore en fonction de la variation du temps de contact a montré la présence des deux étapes de consommation en chlore déjà citées dans des travaux antérieurs, une étape rapide suivie par une autre étape lente qui pourra aller jusqu'à 24 heures du temps de contact.

Une étape de consommation rapide a été observée où une quantité assez importante de chlore a été consommée. Cette étape se prolonge jusqu'à 30 ou 120 minutes du temps de contact selon le type d'eau et selon la composition chimique de l'eau, notamment les composés réactifs vis-à-vis du chlore. La deuxième étape de consommation en chlore est plus lente que la première ou la consommation en chlore augmente progressivement jusqu'à se stabiliser après quelques heures du temps de contact.

Lorsque les taux de chlore ont été variés, il a été mis en évidence que le chlore injecté pour la désinfection entre rapidement en réaction avec les composés réducteurs et en particulier l'ammoniaque pour aboutir à la formation de chloramines.

Le suivi de l'évolution de la concentration en chlore résiduel total (chloramines + chlore libre), exprimé en concentration de chlore en fonction de la dose de chlore appliqué lors de la chloration des eaux brutes alimentant chacune des stations a abouti à une courbe connue en traitement des eaux sous la dénomination de la courbe de break point, ou point de rupture qui

correspond à l'oxydation complète de l'azote ammoniacal et l'apparition du chlore libre dans le milieu. Le comportement des eaux testées a mis en évidence d'une part des réactions compétitives possibles entre les divers composés réducteurs organiques et minéraux et d'autre part des spécificités de cette réactivité en fonction des proportions en ces éléments dans chacune de ces eaux. En particulier, l'impact d'une matrice organique à dominance humique ou non ainsi que les teneurs importantes en composés réactifs dans certaines de ces eaux s'est signalé par un mode de consommation en chlore sensiblement différent. De même, la formation de sous produits aliphatiques tels que les trihalométhanes peut avoir lieu dès les taux les plus faibles en chlore. Ceci a été observé pour des diminutions de l'absorbance UV après chloration à des taux faibles, très inférieurs au break-point et donc avant la dégradation complète des chloramines.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Dans le domaine du traitement de l'eau potable, la désinfection représente un procédé indispensable à la production d'une eau potable, sans danger pour la santé des consommateurs. Elle est assurée par des oxydants chimiques ou par un procédé physique. Le choix d'une technique de désinfection/oxydation constitue une opération très importante et toutes ces méthodes ont des caractéristiques et des mises en œuvre très diversifiées.

Dans ce contexte, le travail présenté dans cette thèse a eu pour objectif principal de présenter une étude comparative et synthétique des divers procédés de désinfection/Oxydation pouvant être appliqués au cours du traitement des eaux naturelles. Nous nous sommes plus particulièrement intéressés à l'utilisation des réactifs chimiques oxydants et à leurs rôles au cours des filières de potabilisation des eaux destinées à la consommation. L'étude a eu également pour but de décrire l'oxydation/désinfection dans les stations de traitement des eaux algériennes ainsi que montrer la nécessité d'optimiser ces étapes.

Deux grandes parties ont été nécessaires pour présenter notre travail, chacune d'elles comportant quatre chapitres. La première partie de la thèse a constitué une vaste compilation des méthodes de désinfection/oxydation. La seconde partie s'est consacrée à l'étude et à une réflexion sur la pratique de la désinfection basée sur une enquête et une étude expérimentale sur des eaux de stations de traitement en Algérie.

- Concernant la première grande partie de la thèse, le premier chapitre s'est voulu introductif et a présenté un état de connaissances sur les différents paramètres de qualité des eaux naturelles ainsi qu'une illustration par des filières complètes de potabilisation à travers le monde et notamment par la description de l'étape de la désinfection.
- Les trois autres chapitres ont été consacrés exclusivement aux méthodes de désinfection/oxydation des eaux. Dans un premier temps, un inventaire de ces méthodes et le détail de leurs caractéristiques a été effectué, qu'elles soient basées sur l'utilisation de réactifs chimiques (chlore, ozone, permanganate,...) ou sur des techniques physiques (lampes UV, membranes,...), de même que les procédés d'oxydation avancée. Il a alors été mis en évidence que, malgré quelques inconvénients, l'oxydation chimique demeure le procédé de désinfection le plus utilisé en raison de son efficacité et grâce à un plus faible coût. Parmi ces oxydants, l'agent traditionnellement employé est le chlore.

Le dernier chapitre de cette première partie a permis de faire une synthèse des avantages et des inconvénients des principaux désinfectants utilisés dans le domaine de l'eau potable. La

comparaison a pu être établie sur la base de leur efficacité biocide, de la toxicité des sous-produits et du coût et de la facilité de mise en œuvre. Le chlore, sous ses différentes formes, demeure un réactif de choix du fait qu'il combine à la fois un pouvoir biocide important et une performance appréciable vis-à-vis des composés réducteurs de l'eau. Mais l'inconvénient majeur de son utilisation est la formation possible de sous produits pouvant présenter des risques de toxicité à long terme.

La seconde grande partie de la thèse présente essentiellement les résultats d'une enquête au niveau de plusieurs stations de traitement en Algérie ainsi que ceux des essais expérimentaux réalisés au niveau du laboratoire et réalisés sur des échantillons d'eaux brutes et traitées prélevées au niveau de ces mêmes stations.

- Le premier chapitre a permis de faire le point sur la qualité des eaux algériennes et a mis en évidence que la pollution physico-chimique et bactériologique par les rejets d'eaux usées urbaines, l'industrie et les engrais était souvent présente dans les eaux de barrages, avec parfois des charges organiques importantes. Ces eaux nécessitent un suivi de leur qualité et un traitement pour les rendre potables.
- Dans le deuxième chapitre, les données sur la désinfection et leur discussion ont confirmé que c'était une étape importante pour améliorer la qualité des eaux distribuées. De plus, la chloration est pratiquée dans toutes les stations de potabilisation algériennes, soit dans un but oxydatif ou en désinfection finale.

Il semble donc, qu'à ce jour en Algérie, il n'y a toujours pas de désinfectant qui offre autant d'avantages que le chlore notamment s'il est utilisé seul, et du fait de sa polyvalence globale en termes de fiabilité, de facilité d'utilisation et de mesure, et la rentabilité. Dans notre pays, la chloration de l'eau fournit toujours des avantages évidents pour la santé publique notamment contre le risque à court terme représenté par les maladies à transmission hydrique. Toutefois, et à long terme, les études précédentes ont pu montrer que la pollution organique des eaux de surface algériennes et le manque d'optimisation de certains traitements pourraient mener à une augmentation du risque de formation de sous produits organohalogénés, potentiellement mutagènes et cancérigènes.

- Au cours de notre travail, nous avons pu constater qu'au niveau des stations de potabilisation algériennes, il est possible d'utiliser des méthodes alternatives à la chloration pour obtenir de meilleurs résultats en termes de traitement de l'eau et de qualité d'eau distribuée aux consommateurs. L'utilisation de méthodes de désinfection ou d'oxydation alternatives peut être une solution comme la préoxydation en utilisant l'ozone ou le permanganate de

potassium, pour éviter la formation des SPC. Le bioxyde de chlore ou les chloramines pourraient aussi être utilisés. Tous ces désinfectants chimiques alternatifs sont parfois supérieurs ou meilleurs que le chlore pour certains aspects. Mais leur utilisation varie dans leur efficacité et certaines techniques demandent une sophistication dans leur application qui peut les rendre inapplicable en Algérie. De plus, peu d'informations sont connues sur les effets négatifs de leurs sous-produits qui sont moins bien contrôlés que ceux du chlore.

Concernant les deux derniers chapitres, ils ont consisté en une étude expérimentale des eaux de plusieurs stations de traitement (Boudouaou, Kissir, Ain Tine, El Agram, Koudiet Medouar).

- Après une description des procédés d'oxydation/désinfection qui sont utilisés dans les stations de traitement étudiées, nous avons décrit également la procédure expérimentale suivie à commencer par l'échantillonnage des différents types d'eau au niveau des stations. Les méthodes d'analyse des éléments contenus dans ces eaux ont été compilées et présentées, montrant qu'une gamme variée de techniques analytiques ont pu être utilisées au niveau du laboratoire LARHYSS (volumétrie, colorimétrie, potentiométrie, photométrie à flamme, spectrophotométrie, ...).
- Cette partie a consisté à présenter la synthèse et la discussion des résultats des déterminations physico-chimiques des eaux prélevées et testées. Les paramètres analysés ont englobé aussi bien les éléments minéraux qu'organiques. Il ressort de cette phase de l'étude que les eaux sont caractérisées par une qualité physico-chimique moyenne, parfois médiocre, mais variable selon l'eau considérée.

Alors que certains paramètres ont semblé être en grande partie corrigés par le traitement en station, d'autres paramètres tels que la matière organique, l'ammoniaque ou les bromures ont semblé moins bien influencés par le traitement des eaux en station. L'optimisation des étapes de désinfection/oxydation pourraient cependant avoir un impact sur ces éléments connus pour être réactifs au chlore.

- Une seconde partie des essais a été également effectuée sur toutes les eaux échantillonnées pour tester leur réactivité en présence de chlore sous forme d'hypochlorite de sodium (eau de javel).

-Ces essais ont montré un comportement globalement semblable à la plupart des eaux algériennes déjà étudiées.

-Les résultats confirment en particulier que les demandes en chlore peuvent être facilement corrélées à la présence d'éléments consommateurs en chlore et notamment à la présence en quantité notable de substances humiques.

-Les différences observées entre les diverses eaux testées peuvent être toutefois être reliées à certaines caractéristiques physico-chimiques spécifiques et surtout aux concentrations assez variables tant en composés organiques que minéraux

-La chloration des eaux filtrées aboutit à des consommations en chlore moindres et indique que les traitements de clarification précédant la désinfection finale devraient être plus optimisés afin de minimiser la réaction chlore/matière organique.

-Le suivi de l'évolution du chlore en fonction de la variation du temps de contact a montré la présence des deux étapes de consommation en chlore déjà citées dans des travaux antérieurs, une étape rapide suivie par une autre étape lente qui pourra aller jusqu'à 24 heures du temps de contact.

-Par ailleurs, les différences de résultats observés entre les différentes valeurs du break-point, peuvent être attribuées d'une part aux différences de structure entre les composés organiques et d'autre part à la constitution de la matrice minérale de chaque eau.

-La présence de l'azote ammoniacal en milieu aqueux contenant de la matière organique et du chlore entraîne des réactions compétitives chlore/ammoniac et chlore/matières organiques. Le suivi de l'absorbance UV pourrait indiquer que la formation des chloramines (réaction chlore/ammoniac) peut être parallèle à celle d'organohalogénés (réaction chlore/matières organiques) notamment les trihalométhanes (THM).

A travers cette étude et les résultats obtenus, il est possible de conclure qu'en Algérie, l'application du chlore et l'optimisation du procédé dépendent aussi bien de la qualité de l'eau que des conditions pratiques de la désinfection, voire de l'optimisation du traitement dans toute la chaîne de traitement d'une eau à potabiliser.

Références bibliographiques

Achour S. (1992), La chloration des eaux de surface et ses effets sur la formation de composés organohalogénés toxiques, Thèse de Magister, ENP, Alger.

Achour S., Moussaoui K. (1993), Effet de la chloration sur quelques types d'eaux en Algérie, Tribune de l'Eau (Cebedeau), Volume 46, N° 564, PP 31-34.

Achour S. (1997), Optimisation des étapes de clarification au cours du traitement des eaux de surface algériennes, Tribune de l'eau (Cebedeau), Volume 50, Issue 587, PP 35-39.

Achour S. (2001), Incidence des procédés de chloration, de floculation et d'adsorption sur l'évolution de composés organiques et minéraux des eaux naturelles, Thèse de Doctorat d'Etat en Sciences Hydrauliques, Université de Tizi-Ouzou, 231 P.

Achour S., Guergazi S. (2002), Incidence de la minéralisation des eaux algériennes sur la réactivité de composés organiques vis-à-vis du chlore, Rev. Sci. Eau, Volume 15, N° 3, PP 641-660.

Achour S., Guergazi S., Harrat N. (2009), Pollution organique des eaux de barrage de l'Est algérien et effet de la chloration. « L'état des ressources en eau au Maghreb en 2009 », Partie IV, Chapitre 14, Ed. UNESCO et GEB-Environnement, Rabat, Maroc.

Achour S., Guergazi S., Leila Y., Ounoki S., Bouchemal F., Bacha M. (2013), Rapport final de synthèse du projet PNR « Qualité et Traitement des eaux du Sud Est algérien », Laboratoire LARHYSS/DGRSDT, Algérie.

Achour S., Chabbi F. (2014), Disinfection of drinking water-constraints and optimization perspectives in Algeria, Larhyss Journal, N°19, Septembre , PP 193-212.

Achour S., Chabbi F., Guergazi S.(2014), drinking water chlorination and adverse public health outcomes in Algeria, Advanced Materials Research, Volume 1030-1032, PP 501-508.

Achour S., Bouchemal F., Youcef L. (2015), Inorganic pollutants in south Algeria waters and treatment options by adsorption onto clay, International Journal of Engineering Research in Africa (JERA), Volume 13, PP 81-90.

AFD (2003), Agence française de développement, Les maladies hydriques, Revue de presse thématique , N° 27.

Allem R.(2014), Épidémiologie des cancers digestifs dans la région de Chlef (Algérie), African Journal of Cancer, Volume.6, No 1, PP 22-26.

American Water Works Association and American Society of Civil Engineers. (2004), Water treatment plant design, McGraw- Hill Professional, 4th edition, New York, 896 P.

Andreozzi R.,Caprio V., Insola A., Marotta R.(1999), Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery, Catalysis Today, Volume 53, N°1, PP 51-59.

Andrews S.A., Huck P.M .(1994), Using fractionated natural organic matter to quantitate organic by-products of ozonation. Ozone Science & Engineering ,Journal of the International Ozone Association , Volume 16, Issue 1, PP 1-12.

ANRH (2014), Agence nationale des ressources hydrauliques, Données hydrochimiques sur la qualité des eaux des barrages de l'Algérie.

Aoubed A.,Hadj Boussaad D.E.,Mebarki M.,Bourouina M.,Boudjenoun A.(2005), Essai de substitution de la préchloration par la préozonation des eaux du barrage Keddara (Algérie). Watmed 2, Deuxième congrès méditerranéen, ressources en eau dans le bassin méditerranéen, Marrakech ,Maroc.

Arnaud P. (1990), Cours de chimie organique, Premier cycle universitaire, 15^e Edition, Ed. Dunod, Paris.

Association Régionale D'Auvergne pour la promotion de l'hygiène. (1990), Piscine: hygiène et santé. DRASS Auvergne (Clermont-Ferrand). Volume 2, 122 P, France. ISBN 2-11-08614.

Audinos R., Isoard P.(1986), Glossaire des termes techniques des procédés à membrane, Société française de filtration, P 142.

Bacha M ., Achour S ., Guergazi S. (2006), Chloration de la cytosine et de la guanine en présence de sels minéraux .Larhyss/ journal, N° 5, PP 179-185.

Bacha M. (2006), Chloration de bases puriques et pyrimidiques en présence de sels minéraux, Mémoire de Magister en Hydraulique, Université de Biskra, Algérie.

Badawy M.I ., Ghaly M.Y., Gad-Allah T.A .(2006), Advanced oxidation processes for the removal of organophosphorus pesticides from wastewater, *Desalination*, Volume 194, Issues 1-3, PP 166-175.

Baig S.,Mouchet P.(2010), Oxydation et réduction appliquées au traitement de l'eau - Ozone - Autres oxydants - Oxydation avancée - Réducteurs ,*Techniques de l'ingénieur*, W2702.

Balcioglu I.A., Arslan I., Sacan M.T. (2001), Homogenous and heterogenous advanced oxidation of two commercial reactive dyes. *Environmental Technology*, Volume 22, Issue 7 PP 813-822.

Beaudet R.(1999), Les eaux souterraines. Document de soutien à l'atelier de travail de la Commission du 3 juin 1999 à Québec. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, Canada.

Beaudry J.P. (1984),*Traitement des eaux*, Ed. Le Griffon d'argile INC, Canada.

Becker, E., Durfor C.J.(1972), Constituents and properties of water, *Water quality in a stressed environment: readings in environmental hydrology*, W.A. Pettyjohn (dir. de publ.), Burgess Publishing Company, Minneapolis, USA.

Bellar, T. A., Lichtenberg, J. J. (1974), Determining Volatile Organics at Microgram-per-Litre Levels by Gas Chromatography, *Journal American Water Works Association*, Volume 66, N° 12, PP 739-744.

Benblidia M. (2011), L'efficience d'utilisation de l'eau et approche économique- Etude nationale, Algérie, Plan Bleu, Centre d'activités régionales PNUE/PAM, Sophia-Antipolis, France.

Bernet C., Garcia V.(2005), Acide peracétique : activité et usages en établissement de santé. C. CLIN Sud-Est Centre Hospitalier Lyon-Sud. Pierre Bénite, France.

Bhowmick M., Semmens M.J.(1994). Ultraviolet photo-oxidation for the destruction of VOCs in air. *Water Res*, Volume 28, Issue 11, PP 2407-2415.

Blachère M.(2011), La Seine au robinet: 150 ans de traitement de l'eau à l'usine de Choisy-le-Roi, Association d'Histoire Louis Luc.

Bliefert C., Perraud R. (2001), Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets. Ed. De Boeck université , Paris, 477P.

Block J. C. (1982), Mécanismes d'inactivation des microorganismes par les oxydants, Techniques et sciences municipales, Volume 77, Issue 11, PP 521-524.

Block S.S.(1991), Peroxygen compounds, Disinfection, sterilization, and preservation, 4 th Edition, Philadelphia: Lea and Febiger, PP 167-181.

Boeglin J. C. (2001), Propriétés des eaux naturelles. Bases Techniques d'analyse, Techniques de l'Ingénieur, G 1110.

Boisdon V. (1995), Efficacité de la désinfection par les procédés d'oxydation chimique et de rayonnement ultraviolet, Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural, T.S.M, No 3, PP 228-235.

Bolton J. R.(1999), Light Compendium – Ultraviolet Principles and Applications , Inter-American Photochemical Society Newsletter, Volume. 22, Number 2, 31P.

Bontoux J. (1993), Introduction à l'étude des eaux douces :eaux naturelles, eaux uses, eaux de boisson ,Qualité et santé, Ed.Cebedoc.

Boorman G.A., Dellarco V., Dunnick J.K. (1999) , Drinking water Disinfection by products : Review and approach to toxicity Evaluation – Environmental Health perspectives ,Volume 106, PP 337- 345.

Botta A., Bellon L. (2001), Pollution de l'eau et santé humaine, Laboratoire de biogénotoxicologie et mutagenèse environnementale, Université Euro- Méditerranée TEHYS.

Bouafia S.(2010), Dégradation des colorants textiles par les procédés d'oxydations avancées basées sur le procédé Fenton,Thèse de Doctorat, Université Saad Dahlab, Blida, Algérie.

Bouchemal F., Achour S. (2015), Qualité physico-chimique et paramètres de pollution des eaux souterraines de la région de Biskra, LARHYSS Journal, N° 22, Juin, PP 197-212.

Bremond R., Vuichard R. (1973), Paramètres de la qualité des eaux, OSPEPE, Paris, 179P.

Brun J.P.(1989), Procédés de séparation par membrane, Ed. Masson, Paris, France.

Burlion N., Schrooten D., Charlier G.(2004), Analyse des technologies existantes en matière de désinfection des piscines, convention n° 01/13243, rapport final, Liège.

Buxton G.V., Greenstock C. L., Helman W. P., Ross A. B. (1988), Critical review of rate constant for reactions of hydrated electrons, hydrogen atoms and hydroxyl radicals (HO•/O•-) in aqueous solution. *Journal of Physical Chemistry Reference Data*, 17, 613-759.

Bzioui M, (2005). Rapport sous régional Sur la mise en valeur Des ressources en eau En Afrique du nord, UN Water-Africa.

Campagna C., Phaneuf D., Levallois P. (2012), Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Ed. Institut national de santé publique, Québec, P 11.

Cardot C. (1999), Génie de l'environnement. Techniques appliquées au traitement de l'eau, Ellipses Edition Marketing S.A., Paris.

Carruthers S.(1997), Introduction to Ozone Generation, *Practical Hydroponics & Greenhouses Magazine*, Issue 36.

Caurant A., Ghestem J.P.(2014), Impact des opérations de chloration sur les données de surveillance des masses d'eau souterraine, Amélioration des opérations d'échantillonnage Rapport final. BRGM/RP-63389-FR, 46 P.

Chang J.C.H., Osoff S.F., Lobe D.C., Dorfman M.H., Dumais C.M., Qualls R.G., Johnson J.D., (1985). UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms, *Applied and Environmental Microbiology*, Volume. 49, No. 6, PP 1361–1365

Chapgier J., Leone J., Carlot Y., Combe C. (2005), Livret ressources : Eau, fleuves et patrimoine, La Direction de l'Eau du Grand Lyon et l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée, Lyon, France, 63P.

Charron I. (2003), Traitement des composés odorants soufrés par lavage basique au peroxyde d'hydrogène, Thèse de l'Université de Rennes I, Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Rennes, Rennes, 187 P.

Chartrand J. (2000), Etude descriptive des résultats du programme de dépistage de l'hypothyroïdie congénitale de trois municipalités québécoises en fonction de l'utilisation du dioxyde de chlore comme désinfectant de l'eau potable (1993-1998), *Bulletin d'information*

Saint Laurent Vision 2000, Unité de recherche en santé publique du centre hospitalier universitaire de Québec, 26 P.

Chen S., Sun D., Chung J.S., (2007), Treatment of pesticide wastewater by moving-bed biofilm reactor combined with Fenton-coagulation pre-treatment, *Journal of Hazardous Materials*. Volume 144, Issues 1–2, PP 577-784.

Chergui-Bouafia S., Alloune R. (2007), Procédé d'oxydation avancée pour le traitement des eaux usées: Principe et applications, *Revue des Energies Renouvelables*, ICRES-07 Tlemcen. PP 163- 170

Cheval A. (1982), La désinfection des eaux de consommation, Ed.Office international de l'eau , France.

Chikhi M.(2008), Etude de la complexation des cations métalliques en vue de leur séparation par un procédé membranaire, Thèse de Doctorat ,Université Mentouri -Constantine,120 P.

Cho M., Chung H .,Yoon J. (2003), Disinfection of Water Containing Natural Organic Matter by Using Ozone-Initiated Radical Reactions, *Appl. Environ. Microbiol*, Volume. 69, N° 4, PP 2284-229.

Chocat B. (1997), Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Ed Tec & Doc, Lavoisier, Paris ,France,1124 P.

CIRC (2009). Classifications du Centre International de Recherche sur le Cancer. En ligne :<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/crthallalph.php>

Cléret D.(2004), Retour d 'expérience de l'utilisation des procédés membranaires pour la potabilisation des eaux au sein de Véolia Water, Xième colloque Aquatech, Limoges, France ,43P.

Cloete T. E., Jacobs L ., Brözel V. S .(1998). The chemical control of biofouling in industrial water systems, *Biodegradation* , Volume 9, Issue 1, PP 23-37.

CNRS (2009), La pollution d'eau ,Centre national de la recherche scientifique. Education à l'environnement,Disponible sur le site Internet : www.environnement.ecoles.free.fr/menaces-et-avenir-pollution.htm

Colas R. (1977), La pollution des eaux, coll. « Que Sais je ? », Ed P U F, 4ème édition, Paris. 128 P.

Coleman W. E., Munch J.W., Kaylor W.H., Streicher R.P., Ringhand H.P., Meier J.R. (1984), Gaz chromatography/mass spectroscopy analysis of mutagenic extracts of aqueous chlorinated humic acid. A comparison of the by-products to drinking water contaminants, Environ. Sci. technol, Volume.18, N° 9, PP 674-681.

Condie L. W. (1986), Toxicological problems associated with chlorine dioxide., Journal - American Water Works Association, Volume 78, Number 6, PP 73-78.

Connell G.F. (1996), The chlorination/chloramination handbook, American Water Works Association, Water disinfection series Denver, CO.

Costet-Deiber N. (2013), Effets sanitaires de l'exposition aux sous-produits de chloration de l'eau, Thèse Doctorat, Université de Rennes, France.

Courtois S. (2003), Usine de traitement des eaux de la Meuse à Tailfer, Tribune de l'eau, CEBEDOC, Volume.56, N°625.

Curci R., Edwards J.O. (1992), Activation of Hydrogen Peroxide by Organic Compounds, Chapitre 3, in : Catalytic Oxidations with Hydrogen Peroxide as Oxidant, Kluwer Academic Publishers, Boston, London, PP 45-95.

Crini G., Badot P.M., Crini M., Torri N. G. (2007), Traitement et épuration des eaux industrielles polluées, Presses universitaire de Franche-Comté, France, 356P.

Croué J.P. (1987), Contribution a l'étude de l'oxydation par le chlore et l'ozone d'acides fulviques naturels extraits d'eaux de surface. Thèse de Docteur d'université, Poitiers, France.

DAS T.K. (2002), Evaluating the life cycle environmental performance of chlorine disinfection and ultraviolet technologies, Clean Technologies and Environmental Policy, Volume 4, Issue 1, PP 32-43

Daufin G., Rene F., Aimar P. (1998), Les séparations à membranes dans les procédés de l'industrie alimentaire. Techniques et documentation, Ed. Lavoisier, Paris, France, 592P.

DDASS (2005), Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales du BAS- RHIN Service Sann-Environnement, Qualité des eaux d'alimentation, syndicat des eaux de drulingen .Secieur Rimsdorf , France .

De Laat, J., Merlet, N., Doré, M. (1982), Chloration de composés organiques: demande en chlore et réactivité vis-a-vis de la formation des trihalométhanes. Incidence de l'azote ammoniacal, Water Research, Volume 16, Issue 10, PP 1437-1450

Degrémont. (1989), Mémento technique de l'eau, 9 ème édition , Ed. Lavoisier, Paris.

Degrémont. (2005), Mémento technique de l'eau, 10 ème édition, Ed. Lavoisier, Paris.

Dernat M., Pouillot M. (1994), L'action du dioxyde de chlore en préoxydation et en désinfection des eaux. Revue l'eau, l'industrie, les nuisances, Volume. 172, PP 44-48.

Desjardins C.(1999), Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (ACTIFLO) à l'aide d'une procédure modifiée de Jar test. Mémoire présenté en vue de l'obtention de diplôme de maîtrise en sciences appliquées, Université de Montréal. Canada.

Desjardins R.(1997), Le Traitement Des Eaux, 2ème Édition, Ed. De L'École Polytechnique De Montréal.

Detay M. (1993), Le Forage D'eau : Réalisation, Entretien et Réhabilitation, Collection Ingénierie De L'environnement, Ed Masson. Paris, 375 P

Dinnat E.P.(2003), La détermination de la salinité de surface des océans à partir de mesures radiométriques hyperfréquences en bande, Thèse de Doctorat, Université Paris VI, France.

Doré M. (1989), Chimie des oxydants- Traitement des eaux, Ed. Lavoisier, Paris.

Droste R.L.(1997), Theory and practice of water and wastewater treatment. John Wiley and Sons Ltd New York, 816 p

Duperron J.C. (1999), Peroxyde d'hydrogène, Techniques de l'ingénieur, J 6485 .

ECETOC.(2001), Peracetic Acid and its Equilibrium Solutions. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Joint Assessment of Commodity Chemicals, JACC, Report n° 40, Brussels.

Eckenfelder W.W. (1982), Gestion des eaux usées urbaines et industrielles: caractérisations, techniques d'épuration, aspect économique, Ed TEC & Doc, Lavoisier, Paris. 520 P.

Edeline F. (2001), Le dioxyde de chlore pour la maîtrise de la qualité des eaux, Tribune de l'eau, Volume. 54, N° 5 et 6, PP 613-614.

Edeline F.(2000), L'eau et les techniques membranaires, Tribune de l'eau, , Volume.53, n° 603, PP 604-605.

Edeline M. F. (1992), L'épuration physico-chimique des eaux : théorie & technologie, 2ème édition, Ed.CEBEDOC, France.

Edward A. Bryant., George P Fulton., George C Budd., Hazen and Sawyer. .(1992),Disinfection Alternatives for Safe Drinking Water, Van Nostrand Reinhold, New York.

Ellis K.V. (1991), Water disinfection: A review with some consideration of the requirements of the third World, Critical Reviews . Rev. Environ. Control ,Volume.20, Issue 5-6, PP 341-407.

Encyclopédie Encarta (2005) © 1993-2004 Microsoft Corporation. Tous droits réservés.

Esplugas S., Giménez J., Contreras S., Pascual E., Rodríguez M.(2002), Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation, Water Research, Volume 36, Issue 4, PP 1034–1042.

FAO (2015), Rapport régional sur l'Algérie, AQUASTAT-FAO' s Information System on Water and Agriculture, Food and Agriculture Organization of the United Nations ;

Ferrere M. (1986), L'utilisation des rayons ultraviolets comme méthode alternative pour le traitement des eaux, revue l'Eau l'Industrie et les Nuisances, p 45-47.

Flessinger F., Richard Y., Montiel A ., Musquere P .(1981), Advantages and disadvantages of chemical oxidation and disinfection by ozone and chlorine dioxide. Science of The Total Environment, Environmental Science, Volume 18,P 245-261.

Flotron V., Delteil C., Bermond A ., Camel V.(2003), Remediation of matrices contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbon: use of Fenton's reagent. Polycyclic Aromatic Compounds,Volume 23,Issue 4, PP 353-376.

Franco A., L'hopitaux J.C., Delattre J.M., Delesmont R. (1987), Effets de la chloration en milieu marin, Rapport de l'Institut Pasteur de Lille, France, 52 P.

Franzin L., Cabodi D., Fantino C. (2002), Evaluation of the efficacy of ultraviolet irradiation for disinfection of hospital water contaminated by Legionella, Journal of Hospital Infection, Volume 51, Issue 4, PP 269-274

Froese K. L., Wolanski A., Hruddy S. E. (1999), Factors governing odorous aldehyde formation as disinfection by-products in drinking water, Water Research, Volume 33, Issue 6, PP 1355-1364.

Garamoon A.A., Elakshar F.F., Nossair A.M., Kotp E.F. (2002), Experimental study of ozone synthesis, Plasma Sources Science and Technology, Volume 11, Number 3, PP 254-259.

García M.T., Pelaz C. (2008). Effectiveness of Disinfectants Used in Cooling Towers against Legionella pneumophila. Chemotherapy, Volume 54, Issue 2, PP 107-116.

Géhin C. (1987), Suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau de deux piscines nancéiennes, Thèse Pharmacie Université de Nancy I, N° 91.

Gehr R., Cochrane D., French M. (2002), Peracetic acid (PAA) as a disinfectant for municipal wastewaters: encouraging performance results from physicochemical as well as biological effluents. Water Environment Federation disinfection specialty conference, Tampa, Florida, Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, USA, PP 17-20.

Gehr R., Wagner M., Veerasubramanian P., Payment P. (2003), Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater, Water Research, Volume. 37, N° 19, p 4573-4586.

Ghecham F.Z. (2011), Chloration de l'Histidine et de la caféine dans des milieux de minéralisation variable Mémoire de Magister en Hydraulique, Université de Biskra, Algérie.

Glaze W.H., Kang J.W., Chapin D.H. (1987), The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation, Ozone: Science & Engineering, Volume 9, Issue 4, PP 335-342.

Glaze W.H., Koga M., Cancilla D. (1989). Ozonation byproducts. 2. Improvement of an aqueous-phase derivatization method for the detection of formaldehyde and other carbonyl

compounds formed by the ozonation of drinking water. Environ. Sci. Technol, Volume 23, Issue 7, PP 838-847.

GLS (2006), La problématique des THM dans l'eau destinée à la consommation humaine, Memotech n°9, Revision A, P 2.

Godart H.(2000), Eaux de distribution-Traitements unitaires, Techniques de l'ingénieur C5200.

Gogate P.R., Pandit A.B.(2004), A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. Advances in Environmental Research, Volume 8, Issues 3-4, PP 501-551.

Gomez M., Fillaza F., Garrolon G., Perez J., GomezM.A.(2007), A comparative study of tertiary Wastewater treatment by physico-chemical-UV process and macrofiltration- UF Technology , Desalination, Volume 202, Issues 1-3, PP 369-376.

Goncharuk V.V.,Potapchenko N.G., Savluk O.S., Kosinova V.N., Sova A.N.(2003), Study of various conditions for O3/UV disinfection of water. Khimiya i Tecknologiya Vody, Volume 25, Issue 5, PP 487-496.

Gordon R. F., Miodrag B.(2002),Controlling Giardia spp and Cryptosporidium spp. In drinking water by microbial reduction processes, Journal of Environmental Engineering and Science, Volume 1, Issue 1, PP 17-31.

Gouvernement du Québec. (2008), Règlement sur la qualité de l'eau potable, Gazette officielle du Québec.

Grondin P. M. (2005), Chloration en milieu rural dans les pays en voie de développement, Actes de la réunion organisée par le pS-eau, Cahiers Techniques n° 10, Ed. pS-Eau - GRET Paris ,88 P.

Grosclaude G.(1999), L'eau: usage et polluants, tome II,. Ed. Inra-Quae ,Paris,France, 210 P.

Gruau G. (2004), Les Sous-Produits Chlorés dans les Eaux Destinés à l'Alimentation Humaine. Facteurs de Formation. Impacts sur la Santé. Evaluation des Risques dans le cas de la Bretagne, Rapport d'étude DRASS et Région Bretagne. France, 47 P.

Guergazi S. (2006), Influence de la minéralisation sur l'action d'oxydants vis-à-vis de la matière organique des eaux naturelles, Thèse de Doctorat en Sciences en Hydraulique, Université de Biskra, Algérie.

Guergazi S., Achour S. (2005), Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'alimentation de la ville de Biskra. Pratique de la chloration, Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°4, 119-127.

Haas C. (1990), "Disinfection". Water quality and treatment, A handbook of community water supplies. FA Pontius, McGraw-Hill, NY ,Chapter 14.

Habila S. (2008), Etude de l'impact du barrage Beni Haroun sur l'environnement : Effets écotoxicologique, Mémoire de magister, Université de Jijel, 176 P.

Hamlil N.(2005), Traitement biologique des eaux contaminées par les hydrocarbures dans un bioréacteur à lit fluidisé triphasique. Mémoire de Magister en Génie des Procédés. Université des Sciences et de la Technologie- Houari Boumediene.145 P.

Harrat N. (2007), Qualité des eaux de surface de l'Est algérien et leur réactivité vis-à-vis du chlore, Mémoire de Magister en Géologie (Hydrochimie), Université d'Annaba.

Harrat N., Achour S. (2010), Pollution physico-chimique des eaux de Barrage de la région d'El Tarf. Impact sur la chloration, Larhyss Journal, n°8, 47-54.

Harrat N., Achour S. (2011), Qualité et réactivité des eaux de barrage de Zit El-Emba alimentant la station de traitement d'Azzaba. Courrier du Savoir, N°11, PP 113-117

Hasley C., Leclerc H. (1993), Microbiologie des Eaux d'Alimentation. Ed. Tec.et Doc. Lavoisier, Paris.

Haut B., Martinelli L ., Talvy S.(2009), Un partenariat vital entre l'ULB et Vivaqua pour préserver l'Eau, notre si précieux patrimoine. Le journal des ingénieurs, n°123, PP 16–20.

Hecini L., Achour S. (2014), Coagulation-floculation au sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et effet de sels de calcium et de magnésium, Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, Volume. 27, n° 3, PP 271-280.

Hellal A., Achour S. (2017), Effet des ions nitrites sur la réactivité de la tyrosine au cours de la chloration d'une eau superficielle algérienne, LARHYSS Journal, N° 27, PP 299-311.

Hemimed M.(2016), Suivi de la qualité physico-chimique des eaux de la station de traitement du barrage Kissir (Jijel), Mémoire de Master en Hydraulique urbaine, Université Mohamed khider – Biskra.

Hernandez De Leon H. R.(2006), Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable, thèse de doctorat en Sciences Appliquées, Toulouse.

Hesby J.C. (2005), Oxidation and disinfection, chapter 10, in : Water Treatment Plant design, 4th Ed.,Mc Graw Hill, New York.

Hoigné J. (1988), The Chemistry of Ozone in Water, Process Technologies for Water Treatment, Earlier Brown Boveri Symposia, Plenum Press, New York. PP 121-141

Hoigné J., Bader H. (1983), Rate Constants of Reaction of Ozone with Organic and Inorganic Compounds in Water - I. Dissociating Organic Compounds, Water Research, Volume 17, Issue 2, PP 185-194.

Hrudey S.E. (2008), Les sous-produits de la désinfection (SPD) par chloration dans l'eau potable et la santé publique au Canada. Centre de collaboration nationale en santé environnementale, Canada.

Hsing H.J.,Chiang P.C., Chang E.E.,Chen M.Y.(2007), The decolorization and mineralization of acid orange 6 azo dye in aqueous solution by advanced oxidation processes: A comparative study, Journal of Hazardous Materials, Volume 141, Issue 1, PP 8-16.

Ikehata K.,El-Din M.G.(2006),Aqueous pesticide degradation by hydrogen peroxide/ultraviolet irradiation and Fenton-type advanced oxidation processes: a review, Journal of Environmental Engineering and Science ,Volume 5 Issue 2, PP 81-135.

INRS (2001), Fiche toxicologique, Acide peracétique n° 239, FT 239, Paris, France, 5 P

INSP (2008), Rapport sur la surveillance de la qualité d'eau potable en Algérie, Institut National de Santé Publique, Ministère de la santé, Algérie.

INSP (2011), Bulletin de l'état épidémiologique de l'année 2011 sur la base des cas rapportés à l'INSP, R.E.M, Volume 22, No 5, PP .1-2.

INSP (2014), Situation épidémiologique provisoire de l'année 2014 sur la base des cas déclarés à l' I .N.S.P., R.E.M, Volume. 25.

IPCS (2000), Disinfectants and disinfection by-products, Environmental Health Criteria 216, International program of chemical safety, WHO Publications, Geneva.499 P.

Iriarte U., Álvarez-Uriarte, J.I., López-Fonseca R.,González-Velasco J.R.(2003),Trihalomethane formation in ozonated and chlorinated surface water, Environmental Chemistry Letters, Volume 1, Issue 1, PP 57–61.

IRIS EPA. (2010), Integrated Risk Information Environmental Protection Agency. En ligne :<http://www.epa.gov/iris/>

Isaac R. A (1996), Disinfection dialogue: The evolving perception of need, benefits and detriments, Water Environ and Technol, Volume 8, Issue 5, PP 67-72.

Ishikawa T., Sato T.,Ose Y.,Nagase H.(1986), Reaction of chlorine and bromine with humic substance., The science of the total environ, Volume 54, PP 185-194.

Ishizaki K.,Shirinki N., Ueda T.(1984), Degradation of nucleic acids with ozone. V. Mechanism of action of ozone on desoxyribonucleoside 5'- monophosphate", Chem. Pharm. Bull. (Tokyo) ,Volume 32, Issue 9 ,PP 3601-3606 .

Jacangelo J.G. , Olivieri V. P.(1985), Aspect of the mode of action of monochloramine. In Water chlorination, chemistry, environmental impact and health effects. Eds. Lewis publishers: Chelsea . PP 575-586.

Jadas-Hécart A., El Morer A., Stitou M., Bouillot P., Legube B. (1992), Modélisation de la demande en chlore d'une eau traitée, Water Research, Volume 26, Issue 8, PP 1073-1084.

Jadas-Hécart, A. (1989), Contribution à l'étude de la demande en chlore à long terme d'une eau potable, Modélisation et identification des précurseurs organiques, Thèse de doctorat, Université de Poitiers, France.

Jason L. R., Amy M. D., Sara A. R, Benito J. M.(2000), Synergy n sequential inactivation of *Cryptosporidium parvum* with ozone / Free chlorine and ozone / monochloramine, Water Research, Volume 34, n°17, PP 4121-4130,

JORDAP (2011). Journal Officiel De La République Algérienne N°18. Décret exécutif n° 11-125, du 23 mars 2011, relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine.

Juery C .(2004), Définition des caractéristiques techniques de fonctionnement et domaine d'emploi des appareils de désinfection, Office International de l'Eau SNIDE. Document technique FNDAE n°2, France.

Juven B.J., Pierson M.D.(1996),Antibacterial Effects of Hydrogen Peroxide and Methods for Its Detection and Quantitation., Journal of Food Protection ,Volume 59, Issue 11 ,PP 1233- 1241

Khadre M.A., Yousef A.E., Kim J.G. (2001), Microbiological Aspects of Ozone Applications in Food, A Review, Journal of Food Science, Volume 66, Issue 9, PP 1242-1252.

Khallef M.(2004),Evaluation de l'activité mutagène et génotoxique des eaux potables traitées par le chlore (station chaiba : ville d'annaba), Mémoire de Magister en Microbiologie appliquée, Université Badji Mokhtar de Annaba.

Kim B. R., Anderson J. E., Mueller S. A., Gaines W.A., Kendall A. M.,(2002). Efficacy of various disinfectants against Legionella in water systems.Water Research.36, 4433-4444.

Kitis M. (2004), Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. Environment International, Volume. 30, N° 1, PP 47-55.

Kline L.B., Hull R.N. (1960), The virucidal properties of peracetic acid, American Journal Of Clinical Pathology, Volume. 33, N° 1, PP 30-33.

Kogelschitz U., Elaisson B., Hirth M. (1988), Ozone generation from oxygen and air: discharge physics and reaction mechanisms, Ozone Science Technology, Volume 10, Issue 4 ,PP 367-377.

Krasner S. W., McGuire M. J., Jacangelo J. G., Patania N. L., Reagan K. M ., Aieta E. M. (1989).,The occurrence of disinfection by-products in US drinking water.,Journal of the American Water Works Association, Volume 81, n° 8, p 41-53.

Krasner S.W., Scilimenti M.J., Coffey B.M. (1993) Testing biologically active filters for removing aldehydes formed during ozonation. American Water Works Association Journal ,Volume. 85, No. 5, PP 62-71

Kurokawa Y., Maekawa A., Takahashi M., Hayashi Y.(1990), Toxicity and carcinogenicity of potassium bromate - A new rénal carcinogen. Environmental Health Perspectives, ,, Volume 87, PP 309-335.

Kurokawa Y., Takayama S., Konishi Y, Hiasa Y, Asahina S., Takahashi M., Maekawa A., Hayashi Y.(1986), Longterm in vivo carcinogenicity test of potassium bromate, sodium hypochlorite and sodium chlorite conducted in japan. Environmental Health Perspectives, Volume 69, PP 221- 235.

Kylefors, K., Ecke, H., Lagerkvist, A. (1999), Relevancy of discharge limit of COD for landfill leachates. In: Proceeding of Sardinia, 7th International Landfill Symposium. Sardinia 99, Cagliari , Italy. Volume IV, PP 201-206.

Laferrière, M., Levallois, P. et Gingras, S. (1999), La problématique des trihalométhanes dans les réseaux d'eau potable s'alimentant en eau de surface dans le Bas St-Laurent, Vecteur Environnement, Volume 32, Issue 3,PP 38-43.

Langlais B., Reckhow D.A., Brink D.R. (1991). Ozone in water treatment. Application and engineering. : cooperative research report , American Water Works Association Research Foundation, Compagnie generale des eaux, Ed.Chelsea, Mich: Lewis Publishers,592 P.

Lapertot M. (2006), A strategy for xenobiotic removal using photocatalytic treatment, microbial degradation or integrated photocatalytic-biological process, Thèse de Doctorat; University of Dijon, France.

Laribi A.(2012),Contribution à l'amélioration des techniques de traitement des eaux de surface (cas de la station de Boudouaou), Mémoire de magister en Science de l'eau, École Nationale Polytechnique, Algerie.

Lawrencee J., Cappelle F P.(1977), Ozone in drinking water treatment: a review, The Science of the Total Environment, Volume 7, Issue 2, PP 99-108.

Le Besq R., Le Galliot B. (1993), La désinfection des eaux potables Agence de l'eau Loire-Bretagne.

Le Comité de gestion de l'eau de Pointe-Claire. (2004), Rapport sur la gestion de l'eau à Pointe-Claire, une réussite depuis le début, Annexe 5, 31p .

Le Curieux, F., Marzin, D., Brice, A., ERB, F. (1996), Utilisation de trois tests de génotoxicité pour l'étude de l'activité génotoxique de composés organohalogénés, d'acides fulviques chlorés et d'échantillons d'eaux en cours de traitement de potabilisation, *Revue des sciences de l'eau*, Volume 9, N° 1, PP 75–95.

Le Quillec S, , Brajeul É, Sédilot C, Raynal-Lacroix C, Letard M, Grasselly D (2002), Gestion des effluents des cultures légumières sur substrat. CTIFL. Document technique, Ed.Lavoisier, Paris, 198 P.

Lebleu N.(2007), Désinfection des eaux par procédés membranaires : étude des mécanismes de transfert des bactéries, Thèse de Doctorat, Université de Toulouse.

Leclerc H., Mosson D.A.A. (1989), Microbiologie : le tube digestif, l'eau et les aliments, Ed. Doin, Paris, 468 P.

Legrini O., Oliveros E., Braun A.M.(1993), Photochemical Processes for Water Treatment, *Chem. Rev*, Volume 93, PP 671-698.

Legube, B., Xiong, F., Croué, J.P., Doré, M. (1990), Etude sur les acides fulviques Extraits d'eaux superficielles francaises: Extraction, caractérisation et réactivité avec le chlore, *Rev. Sci. Eau*, Volume 3, Issue 4, PP 399-424.

Lehr J. H., Keeley J., Lehr J.(2005), *Water Encyclopedia :Domestic, Municipal, and Industrial Water Supply and Waste Disposal*, , John Wiley & Sons .New York, Volume 1, ISBN: 978-0-471-73687-5.

Lévesque, B., Ayotte, P., Tardif, R., Ferron, L., Schlouch, E., Gingras, G., Levallois, P., Dewailly, E.(2002), Cancer risk associated with household exposure to chloroform, *Journal Toxicol Environ Health A*, Volume 65, Issue 7, PP 489-502.

Lide D. L. (1990), *CRC Handbook of chemistry and physics*, seventy-first edition, CRC Press, Boca Raton, FL.

Lind C .(1994), Coagulation control and Optimisation: Part 2, *Public Work* for October, PP 32-33.

Lisle J.T., Rose J.B.(1995), Cryptosporidium contamination of water in the USA and UK: a mini-review, *J. Water SRT - Aqua London* ,Volume 44, Issue 3, PP 103-117.

Livingstone D.A.(1963) , Chapter G. Chemical Composition of Rivers and Lakes, Data of Geochemisûp, 6 th ed., Geological Survey. Professional Paper.440-G, USA.

MacCarthy P., Clapp C.E., Malcom R.L., Bloom P.R. (1990), Humic substances in soil and crop sciences: Selected readings, Madison, Wisconsin, Soil Sci. Society of America, PP 261-271.

Malchesky P.(1993), Peracetic acid and its application to medical instrument sterilization, Artif Organs, Volume 17, Issue 3, PP 147-152.

Mallevalle J., Odendaal P.E., Wiesner M.R. (1996), The emergence of membranes in water and waste water treatment, Water treatment Membranes Process, , McGraw-Hill, New York, USA.

Martin, B. (1995), La matière organique naturelle dissoute des eaux de surface: Fractionnement, caractérisation et réactivité. Thèse de doctorat, Université de Poitiers.

Martinez-Huitle C.A ., Ferro S.(2006), Electrochemical oxidation of organic pollutants for the wastewater treatment: direct and indirect processes. Chemical Society Reviews, Volume 35, PP 1324-1340.

Marvin V., Moretti G., Rasso M.(1989), Effect of ionization of the air on some bacterial strains, Annali di Igiene, Volume 1, Issue 6, PP 1491-1500.

Masschelein W. J .(1991), Ozone et ozonation des eaux, 2ème éd. Tec & Doc,, Lavoisier Paris.

Masschelein W.J.(1997), Utilisation du permanganate de potassium dans le traitement des eaux, Tribune de l'Eau.

Masten S.J ., Davies S.H.R .(1994), The use of ozonation to degrade organic contaminants in wastewaters. Environ. Sci. Technol, Volume 28, Issue 4, PP 180-185.

Maurin J., Mazoit L. P., Dodin A., Escallier G.(1974), Application pratique du pouvoir germicide du rayonnement ultra-violet à l'eau de consommation, Bull World Health Organ.; Volume 51, Issue 1, PP 35–39.

Mazoua, S., Chauveheid E. (2005), Aerobic spore-forming bacteria for assessing quality of drinking water produced from surface water. *Water Research*, Volume 39, Issue 20, PP 5186–5198.

McDonnell G.E.(2007), Antisepsis, Disinfection and Sterilization, Types, Action and Resistance, Washington, DC: American Society for Microbiology, Ed.ASM Press, 378 P.

Meier J. R. (1988), Genotoxic activity of organic chemicals in drinking water, *Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology*, Volume 196, Issue 3, PP 211-245.

Mekhalif F.(2009), Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement, Mémoire de magister. Université du 20 Août 1955 Skikda.

Mentel R., Schmidt J.(1973) ,Investigations on rhinovirus inactivation by hydrogen peroxide. *Acta Virol*, Volume 17, Issue 4, PP 351-354.

Merlet N. (1986), Contribution à l'étude du mécanisme de formation des trihalométhanes et des composés organohalogénés non volatils lors de la chloration de molécules modèles, Doctorat Es Sciences Physiques, Université de Poitiers, France.

Merlet N., De Laat J., Doré M. (1982), oxydation des bromures au cours de la chloration des eaux de surface, Incidence sur la production de composés organohalogénés, *Rev. Sci. Eau*, Volume 1, PP 215- 231.

Mesbah S. (2009), Maladies infectieuses émergentes et réémergentes : le risque et la riposte en Algérie, *Med. Trop*, Volume 69, PP 27-32

Meunier L, Canonica S., Von Gunten U. (2006), Implications of sequential use of UV and ozone for drinking water quality, *Water Research*, Volume 40, Issue 9, PP 1864 - 1876.

Millet M.(1992), L'oxygène et les radicaux libres, *Bios*. Volume 23, Issue1-2, PP 67-70.

Mills C.J., Bull R.J., Cantor K.P., Reif J., Hrudey S.E., Huston P., et un groupe d'experts, (1998), Risques pour la santé liés à la consommation de sous-produits de la chloration de l'eau potable: rapport d'un groupe d'experts. *Maladies chroniques au Canada*.

Milous H.(2011), Modélisation par la méthode numérique de la dynamique des fluides du procédé de désinfection des eaux par les rayonnements ultraviolets, Mémoire de magister en chimie, Université de Mentouri -Constantine.

Miltner R.J., Shukairy H.M., Summers R.S. (1992) Disinfection by-product formation and control by ozonation and biotreatment. American Water Works Association Journal, Volume 84, No 11, PP 53-62.

Miquel G. (2003), Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France, office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Assemblée Nationale Française, France, 293 P.

Mokrini A., Oussi D., Esplugas S. (1997), Oxidation of aromatic compounds with UV radiation/ozone/hydrogen peroxide, Water Science and Technology, Volume 35, Issue 4, PP 95-102.

Moles J. (2007), Eaux de distribution, Désinfection, Technologies de l'eau, Technique de l'ingénieur. W5 500.

Moles J. (2007), Eaux de distribution- Désinfection, Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines, Techniques de l'Ingénieur, Doc. W 5 500.

Montgomery J.M. (1985), Water Treatment Principles And Design, John Wiley & Sons, New York, USA, ISBN 0-471-04384-2, 696 P.

Morris R.D., Audet A.M., Angelillo I.F. (1992), Chlorination, chlorination byproducts and cancer: A meta-analysis, Am. J. Public Health, Volume 82, Issue 7, PP 955-963.

Mouchet P. (1991), Les modalités de traitement des eaux brute. STP. Pharma-pratiques. P 136-148.

Mouchet P. (2000), Traitement des eaux avant utilisation. Substances dissoutes, Techniques de l'Ingénieur, G1171.

MRE (2014), données du ministère des ressources en eau, <http://www.mre.dz/>

MSPRH (2007), Ministère de la Santé de la Population et de la Réforme Hospitalière, Politique nationale de santé : diagnostic et perspectives.

NALCO (1993), Manuel de l'eau, Ed. Tec et Doc, Lavoisier, Paris.

Nieumenhuuijsen M.J., Toledano M.B., Eaton N.E. Fawell J., Elliott P. (2000), chlorination disinfection by products in water and their association with adverse reproductive outcomes: a review, Occupational Environmental Medicine, Volume 57, p73 - 85.

OFSP (2010) , Office fédéral de la santé publique, Procédés reconnus destinés au traitement de l'eau potable, guide pratique , Berne.

OMS (1994). Directives de qualité pour l'eau de boisson (1994). deuxième édition , Volume.1, Recommandations Genève, OMS, 202 P.

OMS (1995), Disinfectants and disinfection by-products, dans : WHO seminar pack for drinking water quality, Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.

OMS (1997), Disinfection, dans : WHO seminar pack for drinking water quality, Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.

OMS (1998). « Désinfection », dans : WHO seminar pack for drinking water quality, Organisation mondiale de la santé, Genève. Suisse. (consulté le 10 février 2006).

OMS (2003), Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. World Health Organisation.Geneva.

OMS (2004), Guidelines for drinking-water quality, 3rd Ed, Volume. 1, Recommendation World Health Organization, Geneva, 542 P.

ONA (2016), Bilan d'exploitation de l'année 2016, Office National d'Assainissement, Ministère des Ressources en Eau et de l'Environnement, Algérie, Rapport , 53 P.

Ouahdi A.(1995), Les maladies à transmission hydrique. Santé plus, N°45 Alger.

Oxenford J.L.(1996) ,Disinfection by-products : current practices and future directions. Disinfection by products in water treatment : the chemistry of their formation and control, Lewis Publisher, 502 P.

Page D.W., Leeuwen J.A.V., Spark K.M., Drikas M., Withers N., Mulcahy D.E. (2002), Effect of alum treatment on the trihalomethane formation and bacterial regrowth potential of natural and synthetic waters,Water Research ,Volume 36, Issue 19 Issue 4884-4892.

Parsons S.A.,Williams M.(2004), Advanced Oxidation Processes for Water and Wastewater Treatment , IWA Publishing. Alliance House, Londres, Angleterre.

Patterson K.S., Lykins Jr.B.W., Richardson S.D. (1995), Mutagenicity of drinking water following disinfection, Journal Of Water Supply: Research And Technology - Aqua. Iwa Publishing , Londres, Angleterre, Volume 44, Issue 1, PP 1-9.

Payment P.(2005), Évaluation des risques sanitaires associés au rejet de la station d'épuration de la Ville de Montréal suite à des essais de désinfection, Rapport présenté à la Ville de Montréal, Université du Québec, Institut national de recherche scientifique, Institut Armand-Frappier, Laval, 25 P.

Perrine D.(1984), Efficacité du procédé d'ozonation des eaux recyclées de piscine dans la destruction des kystes d'amibes libres pathogènes ou non. Eau, Ind., Nuis, N°82 ,PP 29-32.

Petitjean P., Gruau G. (2005), Matière organique dans les eaux naturelles, dosage et problèmes inhérents, Formation relative à la pollution des rivières de Bretagne par les Matières Organiques, Centre Armoricaïn de Recherches en Environnement, France.

PNUD (2009). Problématique du secteur de l'eau et impacts liés au climat en Algérie, 07 Mars, Rapport Algérie/ONU.

Putois T.(2012), Etude du traitement de désinfection des eaux de refroidissement par le couplage H₂O₂/UV Application à une tour aéroréfrigérante, Thèse de Doctorat, Université de Grenoble.

Qualls R. C., Johnson J. D.(1983), Kinetics of the short term consumption of chlorine by fulvic acid, Environ. Sci. Technol, Volume 17, Issue 11, PP 692- 698.

Rabiet M. (2006), Contamination de la ressource en eau par les eaux usées dans un bassin versant méditerranéen apport des éléments majeurs, traces et terres rares, Thèse de Doctorat, Université Montpellier II.

Ramade F.(1995), Pollution des eaux continentales et océaniques, in Eléments d'écologie : Ecologie fondamentale, Ediscience international, 5^{ème} édition. Paris,France, 445 P.

Rebenné L.M., Gonzalez A.C., Olson T.M. (1996), Aqueous chlorination kinetics and mechanism of substituted dihydroxy-benzenes.,Water Disinfection and Natural Organic Matter: Characterization and Control. Chicago: American Chemical Society, Environ. Sci. Technol, Volume 30, Issue 7,PP 2235–2242.

Reckhow D.A. (1984), Organic halide formation and the use of preozonation and alum coagulation to control organic halide precursors, Ph. D. Thesis, Department of Environmental Sciences and Engineering, University of North Carolina at Chapel Hill.

Reckhow D.A., Singer P., Malcolm R.I. (1990), Chlorination of humic material: byproducts formation and chemical interpretations. *Environmental science of technology*, Volume 24, Issue 11, PP 1655-1664.

Rejsek F. (2002), Analyse des eaux. Aspects réglementaires et techniques, Série Sciences et techniques de l'environnement, Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine, Bordeaux. France. 360 P.

Rice R. G., Robson C.M., Miller G.W., Hill A.G (1981), Uses of ozone in drinking water treatment, Alternative Disinfectants 1: Principles, *Journal American Water Works Association*, Volume 73, N° 1 , PP 44-57.

Rice, R G. (1997), Applications of ozone for industrial wastewater treatment , A review." *Ozone" : science & engineering*, Volume 18, Issue 6, PP 477-515.

Richardson S. D., . Plewa M. J., Wagner E. D., Schoeny R., Demarini D. M. (2007), Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research, *Mutation Research -Reviews in Mutation Research*, Volume 636, Issue 1-3, PP 178-242.

Richardson S.D., Thruston A.D., Jr., Caughran T.V. and Chen P.H. (1999). Identification of new ozone disinfection byproducts in drinking water, *Environ Sci Technol*, Volume 33, Issue 19, PP 3368, 3377.

Rincòn A,G.,Pulgarin C.(2006), Comparative evaluation of Fe³⁺ and TiO₂ photoassisted processes in solar photocatalytic disinfection of water., *Applied Catalysis B: Environmental*, Volume 63, Issue 3-4, PP 222-231.

Rodier J. (1984), L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 7^{ème} édition, Ed. Dunod. Paris.

Rodier J. (1996), L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, 8ème Edition, Ed. Dunod, , Paris.

Rodier J., Legube B., Merlet N., Brunet R. (2009), L'analyse de l'eau, Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer: Analyse de l'eau, 9ème édition, Dunod, Paris, 1600 P.

Rook J. (1974), formation of haloforme during chlorination of natural. waters, *Journal Of Water Treatment Examination* ,Volume 23 , No2, PP 234-243.

Ruiz B., Bauza J., Benito J., Pascual A. (2007), Use of ozone for Legionella reduction in water systems, OA Conference and Exhibition, Valencia, Spain, 7 P.

Runia W.T.(1994), Elimination of root-infecting pathogens in recirculation water from closed cultivation Systems by ultra-violet radiation. Acta Horticulturae ,N°361, PP 361-371.

Saadali B. (2007), Etude de la qualité des eaux des sources issues du massif dunaire de Bouteldja (Algérie extrême Nord orientale), Mémoire de magister, Université Badji Mokhtar, Annaba.

Sadiq R., Rodriguez M.J. (2004), Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review, Sci Total Environ, Volume 321, Issue 1,3, PP 21,46.

Safferman S. (2010), Drinking water disinfection, Water world Education course, PenWell Corporation Ed., Tulsa, OK, USA.

Santé Canada (1987), Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Document technique – Le manganèse.

Santé Canada (1998), Le bromate. Ottawa (Ontario) : Santé Canada. 13 P.

Santé Canada (2000), Chlorinated disinfection by-products, Préparé pour le Groupe d'étude sur les sous-produits de la désinfection par le chlore.

Santé Canada (2003), Trihalométhanes, Institut national de santé publique du Québec, Canada, PP 1-11.

Santé Canada (2006), Recommandations pour la qualité de l'eau potable. Document technique –les trihalométhanes, Ottawa, Ontario, 75 P.

Santé Canada (2008), Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada, Tableau sommaire; 14 pages.

Santé Canada (2009), Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada document technique – Le chlore , Ottawa (Ontario). (No de catalogue H128-1/09-588F).

Sarria Muñoz V.M.(2003), Coupled Advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment, Thèse de doctorat en sciences techniques N° 2785, Ecole polytechnique Fédérale de Lausanne ,Suisse,150 P

Saunier B.(1976), La cinétique de la chloration au point de rupture :Application à l'élimination de l'ammoniaque des eaux potables et des eaux usées, L'eau et l'industrie, N° 8, PP 1- 77.

Sayah A.(2011), Contribution a la traitabilite des eaux de barrage par le chitosane comme aide coagulant naturel, Mémoire de magister en biotechnologie et environnement, Ecole nationale polytechnique, Algerie,83 P.

Scheupein R. J. (1985), Formaldehyde : Analytical chemistry and toxicology. Advance in chemistry series, Chapter 16, Ed.Turovski Victor., Volume 210, PP 237 - 245.

SEDIF (2016) Inf eau ,techniques et environnement ,Le magazine du du Syndicat des Eaux d'Ile-de-France ,N 90.

Senet D. (2003), les désinfectants existants pour le traitement de l'eau et la désinfection des Installations, _Note Technique ,Ed.Oieau Limoges, office international de l'eau, 32 P.

Shang C., Blatchley E.R. (2001), Chlorination of pure bacterial cultures in aqueous solution, Wat. Res, Volume 35, Issue 1, PP 244-254.

Siegrist R.L., Urynowicz M.A., West O.R., Crimi M.L., Lowe K.S. (2001), Principles and Practices of In Situ Chemical Oxidation Using Permanganate, Battelle Press, Ohio, USA, 336P.

Sigg L., Behra P., Stumm W.(2000), Chimie des milieux aquatiques, chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 3rd Ed. Dunod, Paris.

Singer P.C. (1992), Formation and Characterization of Disinfection Byproducts, Presented at the First International Conference on the Safety of Water Disinfection : Balancing Chemical and Microbial Risks., Ed Craun , Int. Life Sciences Inst. Press, Washington, USA, PP 201-219.

Sobotka J.(1993), The Efficiency of Water Treatment and Disinfection by Means of Ultraviolet Radiation,Water Sci. Technol. 27(3- 4):343-346.

Song W., Ravindran V., Pirbazari M.(2008), Process optimization using a kinetic model for the ultraviolet radiation-hydrogen peroxide decomposition of natural and synthetic organic compounds in groundwater,Chemical engineering science,Volume 63,Issue 12, PP 3249-3270.

Stahelin J., Hoigné J. (1982), Decomposition of ozone in water, rate of inhibition by hydroxide ions and hydrogen peroxide, *Environmental Sciences & Technology*, Volume 16, Issue 10, PP 676-681.

Storz G., Christman M.F., Sies H., Ames B.N. (1987), Spontaneous mutagenesis and oxidative damage to DNA in *Salmonella typhimurium*, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Volume 84, Issue 24, PP 8917-8921.

Suzuki H., Seto K., Mori M., Suzuki M., Miura S., Jshii H. (1998), Monochloramine induced DNA fragmentation in gastric cell line MKN45, *American Journal of Physiology*, Volume 275, No 4, G712- G718.

Talbot, P. (2011), Etude et comparaison des temps caractéristiques de l'inactivation à l'ozone des spores de bacilles et de leur temps de contact avec l'ozone dans un bassin d'une usine de production d'eau potable, Mémoire de master en bioingénieur, Université libre de Bruxelles.

Tardat-Henry M., Beaudry J.P. (1984), Chimie des eaux, Ed. Le Griffon d'argile, INC, Québec. Canada.

Tchobanoglous G., L Burton, F., Stensel H.D. (2003), Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, 4th Ed., Mc Graw_Hill Higher Publication, Metcalf & Eddy, Inc, New York, PP 1218-1244.

Toledo R.T., Escher F.E., Ayers J.C. (1973), Sporicidal properties of hydrogen peroxide against food spoilage organisms, *Journal Applied microbiology*, Volume 26, Issue 4, PP 592-597.

Touati B. (2010), Les barrages et la politique hydraulique en Algérie : état, diagnostic et perspectives d'un aménagement durable. Thèse de Doctorat d'Etat en Aménagement du Territoire, Université de Constantine, Algérie.

UE (2001), Directive du Conseil de l'Union européenne NO 98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Conseil de l'Union Européenne.

USEPA (1986), Design Manual, Municipal Wastewater Disinfection, Cincinnati, Ohio.

USEPA (1994), National primary drinking regulations: Disinfectants and Disinfection by products; Proposed rule, *Federal register*, Volume 59, N°145, PP 38667-38829.

USEPA (1996), Ultraviolet Light Disinfection Technology in Drinking Water Application - An Overview, Office of Ground Water and Drinking Water, EPA 811-R-96-002.

USEPA. (1998), National primary drinking regulations: Disinfectants and Disinfection by products; Proposed rural, Federal register, Volume 63, N° 241, PP 69389-69476.

USEPA (1999), United States Environmental Protection Agency, Alternative disinfectants and oxidants. Guidance manual, Chapter 5, EPA 815-R-99-014.

USEPA (2002), National Primary Drinking Water Regulations, 40 CFR Part 141, PP 436-438.

USEPA (2005), Disinfectants and Disinfection By-products Rule, EPA 815-R-05-013, Environmental protection Agency Ed. USA.

USEPA (2006), Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule, EPA 815-R-06-007, Environmental protection Agency Ed. USA.

USEPA_b (2006), National Primary Drinking Water Regulations: Stage 2 Disinfectants and Disinfection By-products Rule ; Final Rule, Federal register, Volume 71, No 2 , PP 387-493.

USEPA (2011), Water Treatment Manual: Disinfection, Office of Environmental Enforcement ,Environmental Protection Agency Ed., USA, ISBN: 978-184095-421-0, 187 P.

Valentin N. (2000), Construction d'un capteur logiciel pour le contrôle automatique du procédé de coagulation en traitement d'eau potable. Thèse de Doctorat, Université de Technologie de Compiègne, France ,153P.

Van Hoof F., Janssens J.G., Van Dijck H. (1985), Formation of mutagenic activity during surface water preozonation and its removal in drinking water treatment, Chemosphere, Volume 14, Issue 5, PP 501-509.

Venosa A.D. (1983), Current state of the art of waste water disinfection, Journal Water Pollution Control Federation, Volume 55, No 5, PP 457-466.

Véronique N. (2003), Méthode d'évaluation de l'exposition de la population française aux sous produits de la chloration de l'eau potable. Mémoire de l'école nationale de la santé publique, Paris.

Viera M.R., Guiamet P.S., de Mele M.F.L., Videla H.A. (1999), Use of dissolved ozone for controlling planktonic and sessile bacteria in industrial cooling systems, *International Biodeterioration & Biodegradation*, Volume 44, Issue 4, PP 201-207.

Vilaginés R.(2003), Eau, Environnement et Santé Publique, 2ème édition, Ed.Tec&Doc , Paris, 198 P.

Von Gunten U.(2003), Ozonation of drinking water : Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine, *Water Research*, Volume 37, Issue 7, PP1469–1487.

Wagner M., Brumelis D.,Gehr R. (2002), Disinfection of Wastewater by Hydrogen Peroxide or Peracetic Acid: Development of Procedures for Measurement of Residual Disinfectant and Application to a Physicochemically Treated Municipal Effluent,*Water Environment Research*,Volume 74, No.1, PP 33-50.

Wang L. K., Hung Y.T., Shammass N. K.(2005), Physiochemistry Treatment Processes, Chapter 9 : Ozonation, in : *Handbook of Environmental Engineering*, Volume 3 :. Ed.Humana Press Inc,Totowa, NJ, United States ,723 P.

Wardle M.D., Renninger G.M. (1975),Biocidal effect of hydrogen peroxide in spacecraft bacterial isolates, *Appl Microbiol*, Volume 30, Issue 4, PP 710-711.

WCC (2008), Drinking water chlorination, World Chlorine Council position paper, American Chemistry Council Ed, Arlington, Va, USA.

Webber W. J., Posselt H. S. (1972), Disinfection. Physicochemical processes in Water quality control John Wiley et Sons, New York. 672 P.

Werdehoff, K.S., Singer P.C.(1987), Chlorine Dioxide Effects on THMFP, TOXFP and the Formation of Inorganic By-Products, *journal American Water Works Association*, Volume 79, N°9, PP 107-113.

White G.C. (1972), Handbook of chlorination, Ed Van Nostrand, New York, Chap 1, 10.

White G.C. (1992), Handbook of chlorination and alternative disinfectants, 3rd ed, Ed. Van Nostrand Reinhold, New York.

White, G.C. (1999), Handbook of chlorination and alternative disinfectants, 4e éd., John Wiley & Sons, New York.

WHO. (2006), World Health Organization, Guidelines for drinking-water quality: incorporating first addendum. WHO Press, 3rd ed, Volume. 1, Geneva. 515 P.

WHO. (2000), World Health Organization, Guidelines for safe recreational water environments, Volume 2, Final draft, chapter 4.

WHO. (2005), Trihalomethanes in Drinking Water, WHO Ed., Geneva.

Wu C.H., Chang C.L.(2006), Decolorization of reactive red 2 by advanced oxidation processes : comparative studies of homogeneous and heterogeneous systems, Journal of Hazardous Materials, Volume 128, Issues 2–3, PP 265-272.

Yahiaoui K. (2010), Incidence du procédé de la chloration sur l'élimination de la matière organique des eaux naturelles par adsorption sur charbon actif. Mémoire de Magister en Hydraulique urbaine et aménagement, Université de Biskra, Algérie.

Yamada H., Somiya I. (1989), The Determination of Carbonyl Compounds in Ozonated Water by the PFBOA Method, Ozone: Science & Engineering , Volume 11, Issues 2, PP 127-141.

Zhou H., Smith D.W.(2001), Advanced technologies in water and wastewater treatment. Journal of Environmental Engineering and Science, Volume 1, Issue 4, PP 247-264