

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique
Université LARBI BEN M'HIDI
Faculté des sciences exactes et Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de la Nature et de la Vie

N° d'ordre :

N° de série :

MEMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Magister en

ECOLOGIE

Option : Ecologie des écosystèmes aquatiques

THÈME

**Contribution à l'étude de la pollution par les rejets de la
tannerie et les rejets urbains d'Ain Fakroun dans l'Oued de
Sigus- Oum El Bouaghi**

Présenté par : El Hatabi Ilyes

Membres de jury :

Président : *OULDJAOUI ABDALLAH (MCA, université Larbi Ben
M'hidi, Oum El-Bouaghi)*

Examineurs : *BOULAKHSSAIM MOULOUD (MCA, université Larbi
Ben M'hidi, Oum El-Bouaghi)*

*BOULAHBAL SOUAD (MCA, université Larbi Ben
M'hidi Oum El-Bouaghi)*

*MAAZI MOHAMED CHERIF (MCA, université
Messaadia mohamed cherif, Souk- Ahras)*

Encadreur : *Mr.SAHEB MENOUAR (M.C.A) Université Larbi Ben
M'hidi Oum El-Bouaghi*

2013-2014

REMECIEMENTS

En tout premier, je remercie Dieu qui m'a donné la santé, et de la volonté pour poursuivre mes études.

Mes remerciements à mon promoteur Mr SAHEB MENOVAR Maître de conférences à l'Université d'Oum El Bouaghi, qui a accepté de diriger ce mémoire et d'avoir contribué par son savoir-faire et son sérieux à l'enrichissement de ce modeste travail.

Je remercie Monsieur KHAMMAR HICHEM adjoint chef département de l'institut de science de la nature et de la vie (université Larbi Ben M'Hidi- Oum el bouaghi) pour son entière disponibilité et sa participation pour avoir m'avoir prêté main droite dans ce travail.

Mes remerciements vont, aussi à Monsieur KHIARI ABDELKADER, professeur à l'Université d'Oum El Bouaghi, pour avoir accepté de participer à ce jury. Comme je n'oublierai pas de le remercier pour m'avoir aidé pour la mise en disponibilité de tous les moyens nécessaires à la réalisation de ce travail.

Je remercie également Monsieur ABD RAZAK SAHBI (responsable de laboratoire des analyses physico-chimiques) pour son grand aide pendant toute cette période.

Mes vifs remerciements à madame BOUFAMA responsables du laboratoire des analyses bactériologiques (Ain Fakroun) et son équipe pour son soutien dans cette étude.

Mille mercis à tous les membres de ma famille qui m'ont soutenu et aide tout au long de mon travail : mes chers parents, mes sœurs, mes oncles et tantes.

Je tiens à remercier profondément mes fidèles amis qui mon vivement aidé dans la réalisation de ce travail : KOUACHI ABDERRAOUF, MESSAI MOSTAPHA, KALACHE AYOUB, ...

Remerciements aux administrations et établissements qui m'ont aidé et ont accepté de travailler avec moi : la direction de l'hydraulique de la wilaya de Oum El Bouaghi, la direction de la santé de la wilaya de Oum El Bouaghi, le personnel des laboratoires de recherche, de biologie, et de chimie de l'université de Oum El Bouaghi, le personnel de l'algérienne des eaux (ADE, Oum El Bouaghi).

Enfin, j'exprime ma vive et profonde reconnaissance à tous ceux que j'ai oublié de citer et qui, de près ou de loin se sont associés pour l'élaboration de ce travail, que ce soit sur le plan éducatif ou instructif.

DÉDICACES

JE DÉDIE CE MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDE :

À MES CHERS PARENTS, QUE DIEU LES GARDE POUR MOI.

À MES SŒURS ASMA ET IMENE

À MES ONCLES, TANTES ET LEURS FAMILLES.

À TOUS LES MEMBRES DE MA FAMILLE EL HATABI ET ACHOURI

À MON AMI PRÉFÉRÉ QUI M'A ENCOURAGÉ ET SOUTENUE TOUT AU LONG DE
MON TRAVAIL : KOUACHI ABDERRAOUF.

À TOUS MES AMIS(E) « MESSAI MOSTAPHA, MEHDI HAMDI,... » ET MES
COLLÈGUES D'ÉTUDE.

À TOUS MES ENSEIGNANTS, QUI M'ONT SUIVI DE MES PREMIÈRES ANNÉES À
L'ÉCOLE JUSQU'ICI.

Résumé

Le but de ce travail est d'évaluer le niveau de la pollution causée par la Tannerie d'Ain Fakroun- Oum El Bouaghi et l'influence des métaux lourds (Cr, Pb, Cd, Hg) sur l'oued de Sigus et aussi d'évaluer les risques écologiques posés par ces derniers. Des échantillons d'eau ont été prélevés et soumis à une digestion totale et analysés pour le Cr, Pb, Cd, Hg. Les concentrations des métaux dans les solutions ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique.

Les résultats montrent que les concentrations des métaux lourds étudiés sont élevées surtout pour le chrome et dépasse dans la plupart des cas les normes admissibles, aussi pour les paramètres physico-chimiques et bactériologiques qui indiquent une forte pollution qui est par suite d'une étude d'enquête réalisée au périmètre de cette zone montre que les dégâts enregistrés à partir de l'an 2000 sont catastrophiques : 1 homme décédé, 50 malades par intoxication, 70 vaches mortes, 60 moutons morts, une contamination des puits ...etc.

Cette étude démontre que les eaux de cet Oued sont fortement polluées et cette région d'étude nécessite une réalisation d'une station d'épuration au niveau du collecteur principale de la ville d'Ain Fakroun pour diminué le risque d'une destruction finale de l'écosystème.

Mots clés : Oued d'Ain Fakroun, tannerie, métaux lourds, pollution, écosystème.

Abstract

The aim of this study is to assess the level of pollution caused by the Tannery of Ain Fakroun - Oum El Bouaghi, and the influence of heavy metals (Cr, Pb, Cd, Hg) on Sigus' river. To evaluate these last ones' environmental risks, water samples were taken and subjected to a total digestion and analyzed for Cr, Pb, Cd, Hg. Concentrations of metals in the solutions were determined by atomic absorption spectrometry.

The results show that the concentrations of the studied heavy metals are high, especially for the Chromium, and exceeds in most cases the acceptable standards. In addition to the physico-chemical and biological parameters which indicate a strong pollution, and as a result of a survey conducted at the perimeter of the area, it is shown that the damage recorded from the year 2000 and on are catastrophic: one dead man, 50 poisoned patients, 70 dead cows, 60 dead sheep, contamination of wells ... etc.

This study demonstrates that the waters of the river are heavily polluted, and this area of study requires building a water treatment plant at the main collector of Ain Fakroun city to decrease the risk of a total destruction of the ecosystem.

Keywords: River, Ain Fakroun, tannery, heavy metal, pollution, ecosystem.

ملخص

الهدف من هذا العمل هو تقييم مقدار التلوث الناتج من مصنع الدباغة لمدينة عين فكرون- أم البواقي- ومدى تأثير المعادن الثقيلة Cr, Hg, Pb, Cd على واد سيقوس، وأيضا تقييم المخاطر البيئية الناتجة عن هذه الأخيرة. خلال هذه الدراسة أخذت عينات من الماء بغرض الدراسة ومعرفة قيمة المعادن الثقيلة فيها.

تبين النتائج بأن تركيز المعادن الثقيلة مرتفع خاصة منها Cr والذي يفوق في عديد الحالات الحد المسموح به، نفس الشيء فيما يخص المعايير الفيزيوكيميائية والباكتريولوجية والتي تدل على نسبة عالية من التلوث، حيث أجرينا بحث حول منطقة الدراسة وتبين لنا بأن هناك نتائج كارثية مسجلة منذ سنة 2000م تتمثل في: 01 حالة وفاة شخص، 50 حالة تسمم، وفاة 70 رأس بقر و60 رأس غنم بالإضافة إلى تلوث الآبار...إلخ.

هذه الدراسة تبين بأن مياه هذه المنطقة جد ملوثة وتحتاج إلى تدخل سريع من خلال إنشاء محطة تصفية المياه خاصة بمدينة عين فكرون ولذلك لتفادي تخريب تام للنظام البيئي.

Sommaire

Introduction.....	01
<i>Chapitre 1 : Définitions et généralités des eaux résiduelles</i>	
1.1. La pollution.....	03
1.2. Différents types de pollutions.....	03
1.2.1. La pollution de l'air.....	03
1.2.2. La pollution du sol.....	03
1.2.3. La pollution des eaux.....	04
1.2.3.1. Différents types ou forme de pollution des eaux.....	04
1.2.3.1.1. Pollution physique.....	04
1.2.3.1.2. Pollution chimique.....	04
1.2.3.1.3. Pollution biologique.....	05
1.2.3.2. Effluents urbains (eaux usées).....	06
1.2.3.2.1. Eau de ruissellement ou pluviales.....	06
1.2.3.2.2. Eaux domestiques.....	06
1.2.3.2.3. Eaux industrielles.....	06
1.2.3.3. Les principaux polluants des eaux.....	07
1.2.3.3.1. Classification alternative (la concentration).....	07
1.2.3.3.2. Les nitrates et phosphores.....	07
1.2.3.3.3. Effluents agricoles.....	07
1.2.4. Conséquences générales de la pollution des rivières.....	08
1.3. Les écosystèmes.....	08
1.4. La biosphère.....	08
1.5. Conséquences générales de la pollution des rivières.....	09
1.5.1. Atteintes chimiques.....	09
1.5.2. Atteintes physiques	09
1.5.3. L'eutrophisation.....	09
1.5.3.1. Définition de l'eutrophisation.....	09
1.5.3.2. Causes de l'eutrophisation	10
1.5.3.3. Conséquences de l'eutrophisation.....	11
1.6. La pollution par les éléments traces métalliques.....	12
1.6.1. Définition des éléments traces métalliques.....	12

1.6.2. Propriétés physicochimiques des éléments traces métalliques.....	13
1.6.2.1. La solubilité	13
1.6.2.2. La persistance	13
1.6.2.3. La volatilité	13
1.6.3. Origine des éléments traces métalliques.....	13
1.6.3.1. Fond géochimique	13
1.6.3.2. Les retombées atmosphériques	14
1.6.5. Constituants des sols impliqués dans la mobilité des éléments métalliques	14
1.6.4. Mobilité des polluants métalliques dans les sols	14
1.6.3.3. Apports anthropiques	14
1.6.5.1. Les argiles	15
1.6.5.2. Les oxy-hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium.....	15
1.6.5.3. Les carbonates, phosphates, sulfates, sulfures et chlorures.....	15
1.6.5.4. La matière organique.....	16
1.6.6. Facteurs modifiants la mobilité des éléments métalliques.....	16
1.6.6.1. pH.....	16
1.6.6.2. Le potentiel redox.....	16
1.6.6.3. La matière organique	17
1.6.6.4. La capacité d'échange cationique (CEC).....	17
1.6.6.5. La texture du sol.....	17
1.6.6.6. Le calcaire total.....	17
1.6.6.7. La force ionique.....	17
1.6.6.8. La température.....	18
1.6.6.9. Action des micro-organismes.....	18
1.7. Biodisponibilité et bioaccumulation des polluants métalliques.....	18
1.7.1. La biodisponibilité.....	18
1.7.2. La bioaccumulation.....	19

Chapitre 2 : Les Tanneries

2. Tannerie et fabrique de cuir.....	20
2.1. La peau.....	20
2.1.1 Les protéines.....	20
2.1.2. Structure fibreuse du derme (collagène).....	21
2.3. Origine des eaux résiduaires des tannerie-mégisseries.....	22
2.3.1. Les eaux de trempe.....	22
2.3.2. Les eaux d'épilage-pelange.....	23
2.3.3. Les eaux de l'atelier de tannage.....	23
2.4. Caractéristiques générales des eaux résiduaires des tanneries.....	24
2.6. Les détersifs.....	25
2.7. Génération et valorisation des déchets de Tanneries.....	25
2.7.1. Génération des déchets.....	26
2.7.2. Récupération des déchets.....	26
2.7.3. Conclusion.....	29
2.8. Effet des sels.....	30
2.9. Effet des métaux lourds.....	30
2.10. Les éléments traces métalliques étudiés.....	31
2.10.1. Cadmium (Cd).....	31
2.10.1.1. Définition et propriétés physico-chimiques.....	31
2.10.1.2. Origine.....	32
2.10.2.2. Comportement du cadmium dans l'environnement (l'eau)	32
2.10.2. Chrome (Cr).....	33
2.10.2.1. Définition et propriétés physico-chimiques.....	33
2.10.2.2. Origine.....	33
2.10.2.3. Comportement du chrome dans l'environnement (l'eau).....	34
2.10.3. Plomb (Pb).....	34
2.10.3.1. Définition et propriétés physico-chimiques.....	34
2.10.3.2. origine.....	34

2.10.3.3. Comportement du plomb dans l'environnement (l'eau).....	35
2.10.4. Mercure (Hg).....	35
2.10.4.1. Définition et propriétés physico-chimiques.....	35
2.10.4.3. Comportement du mercure dans l'environnement (l'eau)	36
2.10.4.2. Origine.....	36
2.10.4.3. Comportement du mercure dans l'environnement (l'eau)	36

Chapitre Trois : Description du site d'étude

3. Données générales sur la région d'Oum El Bouaghi	38
3.1. Topographie de la Wilaya	38
3.2. Hydrologie	38
3.3. Hydrogéologie	39
3.4. Présentation générale de la ville d'Ain Fakroun	39
3.4.1. Données géographiques de la ville	39
3.4.2. Relief.....	40
3.5. Etude hydrologique	41
3.5.1. Description de la zone d'étude	41
3.5.2. Détermination des différentes caractéristiques hydromorphométriques.....	41
3.5.3. Caractéristiques physiques des bassins versants.....	41
3.6. Climat	41
3.6.1. Température	43
3.6.2. L'humidité	44
3.6.3. Vent	44
3.6.4. Précipitation	45
3.6.5. Synthèse climatique	46
3.6.5.1. Le diagramme ombrothermique (Selon H. Gaussen).....	46

Chapitre quatre : Matériels et méthodes

4.1. L'échantillonnage.....	48
4.1.1. Matériel de prélèvement.....	48
4.1.2. Mode de prélèvement.....	48
4.1.3. Enregistrement, transport et conservation des échantillons.....	48

4.2. Méthode et matériel pour la réalisation des analyses.....	49
4.2.1. Méthodes d'analyse des caractères organoleptiques.....	49
4.2.1.1. La couleur apparente.....	49
4.2.1.2. Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimique.....	50
4.2.1.2.1. La température.....	50
4.2.1.2.2. Le potentiel hydrogène (Le pH).....	51
4.2.1.2.3. La conductivité électrique.....	51
4.2.1.2.4. La salinité.....	52
4.2.1.2.5. La turbidité.....	52
4.2.1.2.6. Dosage des chlorures.....	53
4.2.1.2.7. Le taux des sels dissous (TDS).....	53
4.2.1.2.8. Détermination de l'alcalinité (TA - TAC).....	54
4.2.1.2.9.1. Dosage des nitrates (NO ₃).....	54
4.2.1.2.9. Les formes d'azote.....	55
4.2.1.2.9.2. Dosage des nitrites (NO ₂).....	56
4.2.1.2.9.3. Dosage de l'azote ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	56
4.2.1.3. Méthodes d'analyse bactériologique	57
4.2.1.2.11. Dosage du Sulfates (SO ₄ ²⁻).....	58
4.2.1.2.10. Dosage des phosphates (PO ₄ ²⁻).....	59
4.2.1.3.1. Matériel utilisé pour l'analyse microbiologique.....	60
4.2.1.3.2. Dénombrement de germes indicateurs de contamination fécale.....	61
4.2.1.3.3. Les coliformes totaux et coliformes fécaux (thermo-tolérants).....	61
4.2.1.3.4. Les streptocoques fécaux (streptocoque du groupe «D»).....	63
4.2.1.3.5. Recherche et dénombrement des spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices.....	65
4.2.1.3.6. Recherche et dénombrement des bactéries aérobies revivifiables (germe totaux).....	67
4.2.1.3.7. Recherche des germes pathogènes.....	69
4.2.1.3.8. Recherche de Staphylocoques.....	69
4.2.1.3.9. Recherche de <i>Salmonella</i>	70
4.2.1.4. Méthodes d'analyse des métaux lourds	70

Chapitre cinq : Résultats et discussions

5.1. Résultats des caractères organoleptiques.....	72
---	-----------

5.1.1. La couleur apparente.....	72
5.2. Les caractères physico-chimiques	72
5.2.1. Températures	72
5.2.2. pH	73
5.2.3. Conductivité électrique (CE).....	73
5.2.4. La salinité.....	74
5.2.5. La turbidité	75
5.2.6. Taux des sels dissous (TDS)	76
5.2.7. L'alcalinité	77
5.2.8. Matière en suspension (MES)	77
5.2.9. Chlorures	78
5.2.10. Les orthophosphates	79
5.2.11. Les sulfates	80
5.2.12. DCO	81
5.2.13. L'Ammonium	82
5.2.14. Les nitrites	83
5.2.15. Les Nitrates	84
5.3. Les métaux lourds	85
5.3.1. Le Chrome	85
5.3.2. Cadmium	86
5.3.3. Plomb	87
5.3.4. Mercure	88
5.4. Les résultats bactériologiques	89
5.4.1. Les germes totaux	89
5.4.2. Les germes indicateurs de contamination fécale.....	89
5.4.2.1. Les coliformes totaux et coliformes fécaux (thermo-tolérants).....	89
5.4.2.2. Les streptocoques fécaux et les staphylocoques	90
5.4.2.3. Les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices.....	90

Liste des tableaux

Numéro	Titre	page
Tab 2.1	Proportion de substance peau réutilisable dans les déchets	28
Tab 2.2	Proportions d'eaux usées produits	29
Tab 3.1	Principaux oueds de la Wilaya de Oum El Bouaghi (D H W OEB, 2014)	39
Tab 3.2	Les données climatiques de la wilaya d'Oum El Bouaghi (2004-2013)	43
Tab 4.1	Classifications des eaux d'après leur pH (Agrigon, 2000; Hakmi, 2002)	51
Tab 4.2	Classifications des eaux d'après leur pH (Agrigon, 2000; Hakmi, 2002)	52
Tab 4.3	Classes de turbidité usuelles (NTU). (Hakmi, 2002)	53
Tab 5.1	les résultats bactériologiques durant la période Janvier – Mars 2014.	90
Tab 5.2	les résultats bactériologiques durant la période Avril – Juin 2014	90

Liste des figures

Numéro	Titre	page
Fig 2.1	Génération des déchets de tannerie	27
Fig 3.1	La situation géographique d'Ain Fakroun prise (D.H.W.Oum El Bouaghi 2014).	40
Fig 3.2	la carte géologique de la wilaya d'Oum El Bouaghi	41
Fig 3.3	la situation géographique du bassin versant Kébir Rhumel (ANRH 2014).	42
Fig 3.4	la situation géographique des points de prélèvement.	43
Fig 3.5	Diagramme ombrothermique de la région d'Oum El Bouaghi (2004-2013)	46
Fig 3.6	Situation de la région Oum El Bouaghi dans le climagramme d'Emberger. (2004-2013)	47
Fig 4.1	Recherche et dénombrement des Coliformes Totaux et Coliformes Fécaux, méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP) de Mac Grady	63
Fig 4.2	Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux (Streptocoques Fécaux), méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP)	65
Fig 4.3	Recherche et dénombrement des Clostridium sulfuto-réducteur	67
Fig 4.4	Recherche et dénombrement des micro-organismes revivifiables à 22 et à 37°C dans les eaux	68
Fig. 5.1	Variations de la température de l'eau du site d'étude.	72
Fig. 5.2	Variations du pH dans l'eau du site d'étude	73
Fig. 5.3	Variations de la conductivité dans l'eau du site d'étude	74
Fig. 5.4	Variations de la salinité dans l'eau du site d'étude	75
Fig 5.5	Variations de la turbidité dans l'eau du site d'étude	76
Fig 5.6	Variations spatio-temporelles du Taux de sels dissous (TDS) dans l'eau du site d'étude	76
Fig 5.7	Variations du MES dans l'eau du site d'étude	77
Fig. 5.8	Variations des carbonates en mg/l de l'eau de l'oued	78
Fig. 5.9	Teneurs des chlorures en mg/l dans l'eau du site étudié	79

Fig. 5.10	Teneurs des orthophosphates en mg/l dans l'eau du site étudié	80
Fig. 5.11	Teneurs des sulfates en mg/l dans l'eau du site étudié	81
Fig. 5.12	Teneurs des DCO en mg d'O ₂ /L dans l'eau du site	82
Fig. 5.13	Variations des teneurs en ammonium dans l'eau de l'oued	83
Fig. 5.14	Variations des teneurs en nitrite dans l'eau de l'oued	84
Fig. 5.15	Variations des teneurs en nitrates dans l'eau de l'oued	85
Fig. 5.16	Variations des teneurs en chrome dans l'eau de l'oued	86
Fig. 5.17	Variations des teneurs en cadmium dans l'eau de l'oued.	87
Fig. 5.18	Variations des teneurs en plomb dans l'eau de l'oued	87
Fig. 5.19	Variations des teneurs en mercure dans l'eau de l'oued	88

Liste des abréviations

ANRH : agence nationale des ressources Hydrauliques	S/C : Simple concentration
ASR : anaérobies sulfito-réductrices	S : Station
C °: Degré Celsius	TAB. : tableaux
C.S.M :Constantinois-Seybousse-Mellegue	TAC : Titre Alcalimétrique Complet
Ca ²⁺ : calcium	TDS : Taux de Sels Dissous
CF : Coliformes fécaux	TH : dureté totale
Cm : centimètre	μS : Micro siemens
CNES : Conseil National Economique et Social	T : Température
Cond : Conductivité	
CT : Coliformes Totaux	TA : Titre Alcalimétrique
ETM : éléments traces métalliques	
D/C : Double Concentration	
DHWCNE : Direction de l'Hydrolique de la Wilaya de Constontine	
EH : D'Equivalent- Habitant	
EPA : Eau Peptonée Alcaline	
F° : Degré Française	
Fig. : Figure	
g/l : Gramme par litre	
H : Heure	
IND : Indole	
K° : Kalven	
Km ² : Kilomètre carré	
L : Litre	
M.A.T.E : Ministère d'Aménagement du Territoire de l'Environnement	
m/s : Mètre par second	
MES : Matières En Suspension	
Mg ²⁺ : magnésium	
mg/l : Milligramme par litre	
ml : Millilitre	
MO : Matières Oxydables	
MTH : Maladies à transmission hydrique	
N.P.P : Nombre le Plus Probable	
NH ⁴⁺ : Ammonium	
NO ³⁻ : Nitrate	
NO ²⁻ : Nitrite	
OMS : Organisation Mondiale de Santé	
ONM : Office Nationale de la Météo	
P : Période	
PNAD : Plan National d'Aménagement et Développement	
Po ₄ ²⁻ : Matières phosphorées	
PO ₄ ³⁻ : Orthophosphate	
PT : Phosphore Total	
q.s.p : Quantité Suffisante Pour	
Q2 : Quotient pluviométrique d'Emberger	

Introduction

Un problème environnemental majeur, généré par les émissions industrielles et les déchets urbains dus aux activités humaines, réside dans la contamination du sol, de l'eau et de l'air par une diversité de composants organiques et inorganiques (Adriano, 2001).

Les zones humides sont considérées sur un plan écologique comme un système aquatique d'une très grande importance car hébergeant une très grande variété d'espèces animales et végétales. La pollution de ces zones humides par des substances chimiques diverses peut avoir des conséquences graves sur l'équilibre écologique.

Les substances polluantes présentes dans le sol sont extrêmement nombreuses et au nombre des plus répandues figurent : les hydrocarbures, des solvants divers, les pesticides, les matières plastiques, l'amiante, et les métaux lourds ...

Parmi les principaux polluants inorganiques du sol, ceux qui ont le plus retenu l'attention sont les métaux rejetés en plus ou moins grandes quantités par les activités industrielles et anthropogéniques. Si certains éléments métalliques (Oligo-éléments), présents à l'état de traces, sont essentiels pour l'organisme, l'accroissement de leur concentration peut représenter un danger pour les être vivants. D'autres éléments ne sont pas nécessaires et ne peuvent produire que des effets toxiques. A cette catégorie appartiennent différents éléments tels que le plomb, le mercure, le cadmium... dont la présence est fortement aggravée par les activités humaines (Aoun, 2009).

L'accumulation de métaux dans les végétaux doit être quantifiée si l'on veut étudier les flux dans les écosystèmes et les réseaux trophiques, et si l'on souhaite évaluer la faisabilité des méthodes naturelles de dépollution des eaux (phytoremédiation) (Redon, 2009)

La prévention de ce risque passe ainsi par une meilleure compréhension du milieu naturel (sol, eau) et du devenir de ces polluants dans ce milieu. Aujourd'hui, de nombreuses études environnementales ayant pour but d'évaluer les risques cherchent donc à déterminer la dynamique à plus ou moins long terme des contaminants métalliques de la surface vers la nappe (mobilité) ou vers l'homme, la faune du sol, les microorganismes et les plantes (biodisponibilité). Si la connaissance des teneurs totales en métaux contenus dans une eau constitue une étape indispensable à l'évaluation de l'importance de la contamination (danger), ce sont davantage les formes chimiques sous lesquelles se trouvent les métaux (spéciation)

ainsi que les conditions physico-chimiques du milieu qui permettent d'appréhender le risque de ces polluants pour l'environnement et pour l'homme.

Pour cela, nous avons essayé de déterminer, le cas de pollution de l'eau de l'Oued Sigus (la partie d'Ain Fakroun) (O. E.B)

Ce dernier est exposé aux déversements des eaux usées et aussi aux eaux industrielles de l'usine de tannerie de la ville d'Ain Fakroun. Pour cette raison plusieurs question nous viennent a l'esprit parmi elles:

- Ce déversement des eaux usées et industrielles brut dans le milieu naturel a-t-il des conséquences néfastes sur l'environnement et la sanitaire publique?
- Quelle est la qualité physico-chimique et microbiologique et le degré des métaux lourds dans cet écosystème ?
- Ya-t-il des solutions pour mettre fin à cet acte?

La présentation de ce travail s'articule autour de deux parties :

Une première partie qui se divise en deux chapitres, le premier est une synthèse bibliographique consacré à des généralités sur les eaux résiduaires, le second abordera la tannerie et le processus de cette industrie.

La deuxième partie est consacrée à l'étude expérimentale qui expose la description du site d'étude, le matériel, les méthodes d'une part et les résultats et leurs discussions d'une autre part.

Le travail sera clôturé par une conclusion ainsi que des perspectives afin d'améliorer la conservation des zones humides et la protection de ses écosystèmes des risques de la pollution.

Chapitre 01 : Généralités et définitions des eaux résiduelles

Les eaux résiduaires industrielles, souvent dénommées effluents, proviennent de l'activité des industries et sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. Il faut tout d'abord donner quelques définitions sur le phénomène de la pollution.

1.1. La pollution

Le terme de pollution peut être défini comme « une modification défavorable du milieu naturel qui résulte en totalité ou en partie de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects, altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la composition physique-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes » (Barbaut, 2003).

1.2. Différents types de pollutions

Il y'a trois types de pollution dans la nature ; la pollution de l'air, la pollution de l'eau et la pollution du sol (Mackenzie et al., 2000).

1.2.1. La pollution de l'air

La pollution atmosphérique résulte d'un apport de gaz de particules émis par l'activité humaine. Ces émissions sont dits « anthropiques », mais les processus atmosphériques impliquent autant les gaz et les aérosols naturels que les gaz et les aérosols anthropiques (Masclat, 2005).

Le gaz d'échappement, les feux de forêt, l'industrie, la combustion par les centres d'énergies électriques, ainsi que d'autres sources, sont responsables de l'émission de gaz toxiques dans l'atmosphère qui diminuent la qualité de l'air. Il y'a plusieurs formes de pollution de l'air incluant les pluies acides et industrielles, la diminution de la couche d'ozone et l'effet de serre (Ramade, 1993).

1.2.2. La pollution du sol

Un sol est dit pollué quand il contient un ou plusieurs polluant(s) ou contaminant(s) susceptibles de causer des altérations biologiques, physiques et chimiques de l'écosystème constitué par le sol (AFNOR, 1994).

La pollution du sol est liée aux rejets de produits domestiques dans les décharges qui provoquent une pollution du sol par le pourrissement (Mackenzie et al., 2000). Cependant la cause de contamination des sols la plus ubiquiste résulte de la

pollution diffuse due à l'usage systématique en agriculture de nombreux produits chimiques : engrais et pesticides (Ramade, 2000).

1.2.3. La pollution des eaux

La pollution de l'eau est une altération qui rend son utilisation dangereuse et (ou) perturbe l'écosystème aquatique. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et/ou les eaux souterraines.

La pollution des eaux est le fait de divers types de rejets ponctuels ou diffus, qui apportent au milieu soit des calories, des substances minérales ou organique ou des microorganismes pathogènes. Elles ont comme principales origines : l'activité humaine, les industries, et l'agriculture (Dégrément, 1998).

1.2.3.1. Différents types ou forme de pollution des eaux

1.2.3.1.1. Pollution physique

Une pollution de nature physique peut être mécanique, thermique ou radioactive. Elle est liée aux facteurs influents sur l'état physique de l'eau.

La pollution physique mécanique est due à une charge importante des eaux en éléments en suspension qui se subdivisent en plusieurs catégories selon leur nature et leur dimension.

La pollution thermique elle est causée par les rejets d'eaux chaudes (centrales électrique, source thermale...etc.) (Tuffery, 1980).

1.2.3.1.2. Pollution chimique

L'immense majorité des nuisances sont causées par l'entrée de ce type d'élément (ou plusieurs) indésirable dans la composition chimique de l'eau initialement destinée à un usage bien précis (Tuffery, 1980). Parmi lesquels, on distingue selon la nature de la pollution chimique :

Les éléments chimiques minéraux : est le fait d'éléments tels les phosphores, les nitrates, les nitrites, les sulfates, l'ammoniaque...etc.

Les éléments chimiques organiques : ont des origines multiples. Les sources principales sont les rejets des eaux usées domestique, les industries agro-alimentaires (laiteries, conserveries). Elle se traduit par plusieurs formes et d'origine différentes : matières organiques, les hydrocarbures, les huiles et graisses, les pesticides, les phénols, les détergents.

Les éléments chimiques toxiques : substances qui sont généralement peu abondantes, mais avec le temps, elles s'accumulent à tous niveaux dans l'eau (flore, faune...).

Chapitre 01 : Généralités et définitions des eaux résiduelles

Les plus importants sont les métaux lourds (le plomb, mercure, cadmium, l'arsenic...) (Bouziane, 2000).

1.2.3.1.3. Pollution biologique

Un grand nombre de microorganismes peuvent proliférer dans les eaux, dans les aliments et dans les milieux naturels grâce aux conditions favorables que leur crée l'homme.

L'importance de la pollution de l'eau dépend également des conditions d'hygiène des populations, mais aussi des caractéristiques écologiques et épidémiologiques.

Les principaux organismes pathogènes qui se multiplient ou qui sont transportés dans l'eau sont : les bactéries, les virus, les parasites, les champignons et les algues. On parle ainsi de pollution : bactérienne, virale, ou parasitaire.

Les eaux polluées peuvent contenir de très nombreuses colonies des bactéries pathogènes qui transmettent plusieurs types d'affections dites maladies à transmission hydrique (MTH). La plupart de ces germes pathogènes ont une origine fécale et leur transmission est dite oro-fécale.

Parmi les germes pathogènes les plus répandus dans une eau polluée, on distingue : Les germes banals : les Bacilles coliformes, et les streptocoques responsables de gastro-entérites.

Les bacilles les shigella, les salmonelles, les vibrions cholera provoquent des foyers épidémiques surtout dans les localités ne disposant pas de réseau d'assainissement.

Il y a aussi les mycobactéries responsables de plusieurs types d'infection comme la tuberculeuses...etc.

Parmi les virus responsables de maladies hydriques, on distingue : les poliovirus sauvages, les virus des hépatites, virus responsable des gastro-entérites...etc.

Parmi les parasites pathogènes les plus fréquents dans l'eau on distingue : l'amibe *Entamoeba histolytica* qui est responsable de la dysenterie, les helminthes sous forme de kyste il provoque de graves anémies. On trouve aussi les vers parasites de l'homme et les insectes dont les larves sont aquatiques (Bouziane, 2000).

1.2.3.2. Effluents urbains (eaux usées)

1.2.3.2.1. Eau de ruissellement ou pluviales

Elles peuvent, constituer une cause de pollutions importantes des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...).

1.2.3.2.2. Eaux domestiques

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Elles se répartissent en ;

a- Eaux ménagères, qui ont pour origine les salles de bains et les cuisines, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, etc.

b- Eaux "vannes", chargées de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux, constituant un substrat équilibré pour le développement des bactéries.

1.2.3.2.3. Eaux industrielles

Les eaux résiduaires industrielles sont les déchets liquides résultant, selon les activités exercées, de l'extraction ou de la transformation de matières premières en produits industriels (produits primaires), de la transformation éventuelle de ces produits primaires (produits dérivés), ainsi que de l'utilisation des produits primaires ou dérivés pour la fabrication de biens de consommation. Tant au point de vue de leur volume qu'à celui de leur composition, et contrairement aux eaux résiduaires domestiques, les caractéristiques des eaux résiduaires industrielles sont variables pour chaque branche industrielle, voire pour chaque établissement d'une même branche.

L'industrie rejette bon nombre de substances qui vont polluer les rivières, parfois même d'une manière d'autant plus pernicieuse que l'on n'en connaît pas les effets à long terme. On distingue selon leur caractère :

Eaux à caractère minéral dominant : ce sont les eaux provenant des carrières, des mines et de toute activité d'extraction de minerais « industrie chimique minérale » ;

Eaux à caractère organique dominant : ce sont les eaux provenant des usines, a résidus industriels alimentaires telles que les laiteries, qui contiennent des graisses, des protéines, des glucides ;

Eaux à caractère mixte : contiennent un ou plusieurs constituants biodégradables, mais aussi d'autres constituants provenant des raffineries, des usines pétrochimiques, des papeteries.

En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micro-polluants organiques, des hydrocarbures dissous émulsionnés ou sous forme de films superficiels, des tensioactifs, des phénols.

1.2.3.3. Les principaux polluants des eaux

1.2.3.3.1. Classification alternative (la concentration)

On peut classer et parler de polluants primaires ou secondaires, en fonction de leur concentration habituelle dans l'eau.

Polluants primaires : dont la concentration dans l'eau dépasse souvent les 5 ppm.

Polluants secondaires : ceux dont la concentration dépasse souvent 0.1 ppm.

Polluants tertiaires : la concentration dépasse souvent 0.01 ppm.

Les traces : ces polluants dont la concentration est généralement inférieure à 0.01ppm.

Composants non permanents : la concentration de nombreux composants de l'eau est soumise à des changements dus au contact avec l'air, avec les matériaux de récipients et conduites, ou à l'activité biologique. Il s'agit en particulier de :

- Acidité et alcalinité
- Produits de cycles biologiques (cycle du carbone, cycle de l'oxygène, cycle de l'azote, réactions redox qui donne des Oxydants, Réducteurs).
- Radionucléides : essentiellement le Radon, qui est un problème réel pour la santé humaine.

1.2.3.3.2. Les nitrates et phosphores

Ces dernières années, l'utilisation massive d'engrais a engendré une pollution des eaux de ruissellement, de rivières, de lacs, et des eaux de mers. Or, l'azote et le phosphore jouent un rôle très important dans le cycle de l'azote du phytoplancton et des micro-algues marines et contribue donc à l'eutrophisation des eaux.

1.2.3.3.3. Effluents agricoles

L'agriculture intensive tire la meilleure partie de l'eau en irriguant quand l'apport d'eau a un effet positif, mais aussi quand l'eau n'est plus un facteur limitant, en augmentant les rendements par d'autres moyens : fertilisation, destruction des

Chapitre 01 : Généralités et définitions des eaux résiduelles

mauvaises herbes, lutte contre les insectes... Cela est le plus souvent obtenu par l'emploi de produits chimiques : engrais de synthèse, herbicides, insecticides, fongicides.

Dans ces pratiques, et de façon quasi inévitable, une partie des produits utilisés diffuse vers l'atmosphère, les plans d'eau ou les nappes. C'est ainsi que des produits nécessaires aux cultures, comme les nitrates ou le phosphore, sont aujourd'hui considérés comme potentiellement dangereux lorsqu'ils sont en excès dans l'eau.

Le rôle de l'agriculture dans la pollution des milieux aquatiques a été souvent sous-estimé en comparaison aux sources ponctuelles qui sont plus répandues et plus contrôlables (Sadani, 2005). Le fonctionnement des bassins versants et les agro systèmes induit plus ou moins inéluctablement un accroissement des pertes de sols (Dorioz, et al.1998).

1.2.4. Conséquences générales de la pollution des rivières

En fonction d'un degré croissant de pollution, les pertes d'usage concernent en premier lieu la potabilité, puis l'aptitude des eaux de rivières à permettre le développement normal de la faune, en suite, on note l'impossibilité d'utilisation pour la baignade, la perte d'usage agricole relative tant à l'utilisation des eaux pour abreuver les animaux que pour l'irrigation. Enfin, il en résulte une perte d'usage industriel (Ramade, 2000).

1.3. Les écosystèmes

Les écosystèmes peuvent être considérés comme des mosaïques de domaines physiques de différentes espèces de plantes et d'animaux ; les nutriments libérés en excès dans un élément de la mosaïque peuvent diffuser et être absorbés dans des taches adjacentes ou ces nutriments font défaut. Ce mode de fonctionnement en mosaïque est volontairement manipulé dans la plupart des systèmes agroforestiers. Les successions secondaires dans les forêts peuvent aussi permettre l'accumulation de nutriments dans la phase mature de la forêt, sous des formes organiques complexes et leur minéralisation au moment de la repousse après la mort des arbres.

1.4. La biosphère

À cette échelle, les circulations globales atmosphériques et océaniques permettent une redistribution des nutriments par les dépôts de poussières atmosphériques ou les « conveyor belts » océaniques.

Ces divers niveaux de régulation sont organisés hiérarchiquement, car chaque niveau est constitué de la somme des éléments présents au niveau inférieur suivant.

1.5. Conséquences générales de la pollution des rivières

En fonction d'un degré croissant de pollution, les pertes d'usage concernent en premier lieu la potabilité, puis l'aptitude des eaux de rivières à permettre le développement normal de la faune, en suite, on note l'impossibilité d'utilisation pour la baignade, la perte d'usage agricole relative tant à l'utilisation des eaux pour abreuver les animaux que pour l'irrigation. Enfin, il en résulte une perte d'usage industriel (Ramade, 2000).

1.5.1. Atteintes chimiques

Les atteintes chimiques s'étendent aux polluants inorganiques, métalliques et organiques. Elles proviennent des eaux usées domestiques et des eaux résiduaires industrielles ainsi que des sédiments et du biofilm accumulés par temps sec dans les canalisations. En outre, les précipitations lessivent les polluants de l'atmosphère, provoquent un effet de dissolution sur certaines surfaces et lessivent des substances polluantes accumulées par temps sec sur des surfaces comme les toitures et les voies de communication.

Les contaminations chimiques modifient la composition des cours d'eau et peuvent ainsi produire des effets négatifs sur les organismes vivant dans l'eau.

1.5.2. Atteintes physiques

Les atteintes physiques comme les atteintes chimiques représentent une modification de l'espace vital des cours d'eau. Aussi, la communauté biologique des cours d'eau subit un stress pouvant conduire, selon l'ampleur, jusqu'à la disparition de certaines espèces.

L'atteinte physique est de deux types : atteintes mécaniques-hydrauliques et thermiques (Devidal, 2007).

1.5.3. L'eutrophisation

1.5.3.1. Définition de l'eutrophisation

L'eutrophisation est définie, comme l'enrichissement des eaux en nutriments qui vont favoriser la croissance des végétaux pour finalement induire des microalgues, des algues flottantes à la surface des eaux et des macrophytes notamment des algues sur les rivages ou sur les fonds (Lacaze, 1996).

Les principaux nutriments à l'origine de l'eutrophisation sont le phosphore (Principalement sous forme de phosphates) et l'azote (sous forme d'ammonium, de nitrates ou organique). La matière organique joue également un rôle important. Les paramètres physiques du milieu comme l'ensoleillement ou la température de l'eau, peuvent eux aussi favoriser le processus d'eutrophisation (Devidal, 2007).

1.5.3.2. Causes de l'eutrophisation

Nous pouvons différencier deux types de causes de l'eutrophisation, les causes naturelles et les causes artificielles (dont l'homme est responsable).

Les causes naturelles

L'eutrophisation naturelle est donc un enrichissement naturel des eaux en sels dissous nutritifs, ce qui a normalement pour conséquence une augmentation des végétaux aussi bien les microphytes que les macrophytes. Ces éléments sont soit apportés à l'état de sels minéraux soit inclus dans les matières organiques biodégradables.

Dans les plans d'eau qui ont subi une eutrophisation, les algues prolifèrent puis sédimentent, leurs dégradations entraînent une perte d'oxygène et le milieu devient alors réducteur et certains éléments comme le phosphore peuvent être largués et le phénomène d'eutrophisation s'accélère de lui-même puisque le libéré favorise la croissance des algues.

Les causes artificielles

Lorsqu'on examine les causes de cette eutrophisation artificielle on peut distinguer, les sources diffuses et ponctuelles.

***Les sources ponctuelles :** eaux ménagères qui contiennent du savon graisse, détergents riches en phosphores, traitement des rejets industriels par les stations municipales augmenter la teneur en éléments nutritifs, certaines sources de pollutions urbaines et rurales atteignent parfois le plan d'eau sous une forme concentrée.

*** Les sources diffuses (non ponctuelles) :** Les apports nutritifs par ruissellement à partir des zones agricoles est l'utilisation de diverses substances dans les bassins versant, notamment l'épandage d'engrais d'origines organique et minérale (Ryding et Rast, 1993).

Il y a deux types de sels qui ont une influence prépondérante : les nitrates et les phosphates.

- L'azote est lessivé du sol sous forme de nitrate principalement et parvient aux rivières par les eaux de drainage, de ruissellement.
- Le lessivage du phosphore sous forme de phosphate à partir des terres agricoles et des prairies est à peu près négligeable. Par contre, l'érosion des terres peut apporter aux eaux de surface des charges phosphoriques beaucoup plus considérables ; les phosphates des engrais chimiques se perdent peu car ils se fixent bien dans le sol (Mellanby et Vincent, 1976).

1.5.3.3. Conséquences de l'eutrophisation

***Asphyxie du milieu :**

Lorsque les quantités de matières organiques sont importantes, en voie de décomposition brutale, les quantités d'oxygène prélevées dans le milieu sont elles aussi importantes et ne sont plus compensées par les apports normaux qui proviennent de l'aération à l'interface air-eau. Ceci peut provoquer la diminution des teneurs en oxygène de l'eau pouvant aller jusqu'à l'asphyxie des espèces animales dont les poissons, les plus sensibles d'abord et les plus résistantes ensuite.

***Déséquilibre écologique :**

Modification dans la flore : dans les rivières eutrophies, les fortes concentrations en nutriments favorisent des biomasses élevées. Leur développement peut devenir excessif, ce qui va favoriser les envasements organiques.

Modification dans la faune : il peut y avoir certaines modifications dans l'un ou l'autre échelon de la chaîne alimentaire, ce qui peut provoquer des altérations du comportement alimentaire de certaines espèces de poissons et une modification de l'équilibre interspécifique ou même intraspécifique.

***Apparition des composés toxiques :**

La décomposition de matières azotées produit de l'ammoniac celui-ci est ensuite oxydé sous l'action des bactéries en nitrites puis en nitrates. Les deux premiers sont toxiques pour beaucoup d'animaux aquatiques alors que le troisième ne l'est pas. Normalement, ces transformations sont rapides et les teneurs en ammoniac et en nitrites restent faibles. Ils ne sont pas ainsi si il y a de fortes quantités de matières organiques ce qui produit de plus grandes quantités d'ammoniac et de nitrites, ou lorsque les teneurs en oxygène dissous sont faibles.

***Potabilisation difficile :**

L'utilisation des eaux qui ont subi une eutrophisation pour la production d'eau potable pose de sérieux problèmes d'exploitation sur les installations de potabilisation (Ryding et Rast, 1993).

1.6. La pollution par les éléments traces métalliques

1.6.1. Définition des éléments traces métalliques :

Les éléments traces métalliques sont généralement définis comme des métaux lourds. Cependant, la classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement < lourds > (par exemple le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas des métaux (c'est le cas de l'arsenic qui est un métalloïde).

Ce terme générique désigne donc indistinctement des métaux et métalloïdes réputés toxiques. Pour ces différentes raisons, l'appellation < éléments traces métalliques > ETM ou par < éléments traces > est préférable à celle de métaux lourds (Burnol et Al., 2006).

Les éléments traces métalliques (ETM) sont des micro-éléments inorganiques présents en concentrations très faibles dans les organismes et pouvant avoir des effets toxiques sur ceux-ci. Ils existent à l'état naturel dans l'environnement et comprennent des métaux et des métalloïdes. Ils interviennent aussi de manière positive pour certaines plantes et certains animaux dans leur métabolisme. Leur densité est supérieure à 6,1 g/cm³ (Vedy, 2002).

Les éléments traces métalliques sont conventionnellement définis comme les métaux dont la concentration naturelle moyenne dans la croûte continentale supérieure est inférieure à 1000 mg/kg (OPECST, 2001).

La plupart des éléments traces métalliques ne sont que très faiblement volatils et sont pas biodégradables. Ces deux principales caractéristiques confèrent aux éléments traces métalliques un grand pouvoir d'accumulation dans tous les compartiments de la biosphère (Baize, 1997).

*Trois groupes d'éléments traces métalliques sont distingués :

- Ceux qui sont essentiels pour la croissance des plantes supérieures (Cuivre, Fer, Manganèse, Molybdène, Zinc).
- Ceux appelés bénéfiques car ils semblent essentiels à certains groupes de végétaux (Cobalt, Nickel, Vanadium).
- **Ceux qui peuvent être potentiellement toxiques** (Aluminium, Argent, Cadmium, Chrome, Mercure, et le Plomb) (Vedy, 2002).

1.6.2. Propriétés physicochimiques des éléments traces métalliques

1.6.2.1. La solubilité :

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné et le chimisme de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, concentration en ligands, et des phases solides environnantes) qui interagissent avec la composition de cette phase. L'hydro-solubilité de nombreux métaux est fortement accrue par l'acidité (Lemière et al., 2001). La solubilité d'un élément ou de ces composés joue un rôle important pour son activité toxique réelle dans l'environnement (Bliefert et Perraud, 2003).

1.6.2.2. La persistance :

Contrairement aux polluants organiques, les métaux lourds ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement, ils sont persistants (Bliefert et Perraud, 2003). C'est pour cette raison, que les métaux peuvent atteindre des concentrations qui sont supérieures de plusieurs fois à celles trouvées dans l'eau, dans l'air et dans le sol (Lemière et al., 2001). Cela peut aller plus loin qu'une plante ou un animal ne puisse plus servir de nourriture pour l'homme (Bliefert et Perraud, 2003).

1.6.2.3. La volatilité :

La plupart des métaux lourds sont considérés comme non volatils, sauf le mercure dont point d'ébullition est de 357°C à une pression de 101 kPa (Lemière et al., 2001).

1.6.3. Origine des éléments traces métalliques

Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais généralement en quantités très faibles (en traces) (Le Goff et Bonnet, 2004).

La présence de métaux dans le milieu est d'origine naturelle, du fait de la nature géochimique des terrains drainés par les cours d'eau ou l'aquifère et les activités anthropiques peuvent conduire à une augmentation de ces concentrations naturelles (Boucheseiche et al., 2002).

1.6.3.1. Fond géochimique :

Les éléments traces métalliques sont naturellement présent dans les divers types de roches. L'érosion des roches et leurs altérations chimiques libèrent ces éléments et les entraînent sous forme particulaire ou colloïdale ou dissoute dans les eaux de surface et souterraines (Boucheseiche et al., 2002 ; Burnol et al., 2004).

Les éléments traces métalliques présent dans les roches se concentrent au cours de la pédogenèse dans certains horizons et constituent des roches, appelés fonds pédo-géochimiques (Steuler, 2003), qui est par définition « la teneur naturelle

Chapitre 01 : Généralités et définitions des eaux résiduelles

ou originale en éléments traces dans un sol en absence de tout processus d'apport ou d'exportation vers ou hors d'un site considéré (Académie des sciences, 1998).

Cette teneur dépend d'abord de la nature du matériau parental (héritage de la roche mère) mais également des processus qui sont intervenus lors de la formation du sol, qui ont pu lessiver, ou plus généralement concentrer les éléments (Burnol et al., 2004 ; Baize et al., 2005).

1.6.3.2. Les retombées atmosphériques :

Des apports par la voie atmosphérique existent également : volcanisme, érosion et transport éoliens de poussières, transport d'aérosols d'origine océanique, feux de forêts... etc. (Le goff et Bonnomet, 2004).

1.6.3.3. Apports anthropiques :

Selon Baize, (1997), il arrive que dans certains sols, les teneurs en éléments traces seraient exceptionnellement élevées, résultat des différentes activités humaines ;

- Activité agricole d'épandage et d'amendement agricole (engrais phosphatés, déchets d'élevage, compost...) ;
- Activité industrielle, fonderies, incinération d'ordures, industries de transformation des métaux ;
- Activité urbaine, processus de combustion, trafic routier.

Les métaux provenant d'apports anthropiques sont présent sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques très supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes (Steulet, 2003).

1.6.4. Mobilité des polluants métalliques dans les sols :

La mobilité des espèces chimiques métalliques peut être définie par leur aptitude à être transférées vers des compartiments du sol où elles sont moins énergiquement retenues, le compartiment ultime étant la phase liquide représentée par la solution du sol.

Les processus de transferts entre la phase solide et la phase liquide sont multiples ; ils dépendent fortement de la nature de la liaison entre les métaux et la phase solide, appelée également phase porteuse ou phase de rétention, ainsi que des conditions physico-chimiques régnant dans le sol. Il convient alors de traiter séparément ces aspects pour expliquer la mobilité des métaux lourds (Remon, 2006).

1.6.5. Constituants des sols impliqués dans la mobilité des éléments métalliques :

La nature et la proportion des composés du sol influencent pour une grande part la rétention des métaux dans le milieu. Nous intéresserons en particuliers au rôle des argiles,

des carbonates, des sulfures, des phosphates, des oxydes métalliques et de matière organique.

1.6.5.1. Les argiles

D'une part, les argiles ont une structure formée d'une superposition de feuillets (phyllosilicate) qui leur confère une surface spécifique interne très variée. D'autre part, les argiles se caractérisent par une surface non neutre, qui détermine leur capacité d'échange ionique. Ces minéraux portent des charges négatives et positives, dans la grande majorité des cas, la charge, globalement négative associée à une surface importante confère une forte réactivité vis-à-vis des métaux (Remon, 2006).

1.6.5.2. Les oxy-hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium

Les (hydro) oxydes de fer et d'aluminium, sous forme amorphe ou cristalline, sont des constituants communs dans les sols naturels. Comme les argiles, la réactivité des (hydro) oxydes de fer et d'aluminium provient de leur importante surface spécifique et de la charge de surface, variable avec le pH du milieu (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

En effet, suivant les conditions physico-chimiques, ils présentent des charges de surface variables permettant d'absorber les anions et les cations par des liaisons de haut niveau d'énergie.

Ils jouent en conséquence un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques (Blanchard, 2000).

En outre, les (hydro) oxydes peuvent précipiter en piégeant les métaux à l'intérieur des mailles cristallines, permettant ainsi la fixation de métaux en quantité supérieure à leur CEC (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

1.6.5.3. Les carbonates, phosphates, sulfates, sulfures et chlorures

Les carbonates, assez solubles, ont une influence majeure sur le pH des sols, et par conséquent sur les phénomènes de sorption des métaux. En outre, les réactions de dissolution/ précipitation des carbonates favorisent le piégeage des ions métalliques au sein des cristaux formés (Blanchard, 2000).

Les phosphates sont des minéraux peu abondants dans les sols, mais susceptibles, comme les carbonates, de substitution de calcium par des éléments métalliques divalents (Zn, Pb, Cu), en particulier dans des sols à tendance basique (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

Les sulfates et les arsénates, les sulfures, les arséniures et les chlorures sont des espèces présentes en quantité généralement négligeable dans la plupart des sols, mais qui peuvent être abondantes en contexte industriel ou minier. Les couples sulfate-sulfure et arséniate- arséniure sont très sensibles aux conditions d'oxydoréduction du milieu, et les

microorganismes peuvent jouer un rôle essentiel à cet égard. En condition anoxique, la réduction du sulfate en sulfure est fréquente, et inversement, l'oxydation de certains sulfures est rapide lorsque la saturation en oxygène est atteinte.

Les solubilités des formes réduites et oxydées d'un élément chimique donné lorsqu'elles existent peuvent être très différentes, rendant les cations métalliques plus au moins disponibles. Or ceux-ci sont facilement assimilables par les plantes, et ils représentent une voie privilégiée de contamination de la chaîne alimentaire. La spéciation des éléments chimiques dans les phases solide et liquide du sol est donc un critère déterminant de leur disponibilité pour les plantes (Remon, 2006).

1.6.5.4. La matière organique

Les matières organiques peuvent agir en tant que ligands sur les métaux, modifiant leur spéciation, leur dynamique et leur impacts en tant que polluants, les matières organiques interviennent dans la rétention des métaux par leurs groupements carboxyles R-COOH, phénol R-OH, amines R-NH₂ et thiols R-SH (Fernandez- Cornudet, 2006).

La matière organique est donc un facteur clef des échanges ioniques et des cycles géochimiques des éléments métalliques (Remon, 2006).

1.6.6. Facteurs modifiants la mobilité des éléments métalliques

1.6.6.1. pH

Le pH constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (Remon, 2006).

D'une façon générale, l'abaissement du pH favorise la mobilisation du métal par échanges protoniques, mise en solution des sels insoluble ou encore destruction de la phase de rétention. Inversement l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation des composées ou accroissement de la capacité d'échange cationique (Tremel-Schaud et Feix, 2005).

Les variations de pH ont donc des conséquences complexes et parfois contraires sur la mobilité des métaux lourds, en particulier en présence de ligands organiques et inorganiques (Remon, 2006).

1.6.6.2. Le potentiel redox

Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges d'électrons entre les espèces chimiques. Ainsi, les formes oxydées prédominent pour un potentiel redox élevé, alors que les faibles valeurs favorisent l'apparition d'espèces réduites. De plus, la modification du degré d'oxydation des ligands ou des éléments se liant avec le métal influence indirectement la solubilité des métaux lourds (Remon, 2006).

1.6.6.3. La matière organique

La matière organique dissoute joue un rôle important dans la détermination de la spéciation et de la biodisponibilité des métaux. Les métaux peuvent être complexés par les substances composant la MO et plus particulièrement par les sites carboxyliques (groupements contribuant à la majorité des sites de complexation), azotés et sulfurés qui s'y trouvent (le Goff et Bennomet, 2004).

1.6.6.4. La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) est une mesure essentielle en agronomie et en science du sol pour estimer l'état physico-chimique d'un sol. Elle permet de faire une classification des sols.

La CEC représente un élément important dans la compréhension de l'absorption des ETM dans les sols (Ahumada et al., 1984 in Abdul Rida, 1992). (Yang, (2003) in Behaz 2005), montre qu'il y a une rétention des éléments (Cd, Zn, Pb et Ni) par le sol quand la CEC est élevée. Cette augmentation de la CEC abaisse la biodisponibilité de ces éléments d'où la diminution de leurs teneurs dans les plantes.

1.6.6.5. La texture du sol

La texture des sols réfère à la proportion de différentes particules des sols à l'état primaire. Les unités texturales sont le sable, le limon et l'argile. Une relation positive entre les teneurs en éléments traces métalliques et celle en argile et en limon a été signalée (Aubert et Pinta, 1971 in Abdul Rida, 1992).

En plus, la partie fine du sol (fraction argileuse) joue un rôle important dans les processus d'absorption des éléments traces, l'importance de la fraction fine est due aux propriétés colloïdales qu'elle possède et permet de fixer une quantité appréciable d'éléments métalliques (Abdul Rida, 1992).

On trouve une fraction importante des ETM du sol dans la phase argileuse : ils sont inclus dans les réseaux silicatés sous forme très peu disponible, ou encore absorbés à la périphérie des argiles (Perrono, 1999).

1.6.6.6. Le calcaire total

En sol calcaire, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des éléments traces métalliques, soit par absorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO₃ (Perrono, 1999).

1.6.6.7. La force ionique

La force ionique, notée I est un des principaux facteurs influençant l'activité des ions en solution aqueuse. Elle s'exprime en mol

Plus la force ionique est élevée, moins le nombre des réactions de complexation de surface intervenant entre les espèces métalliques en solution et les groupes fonctionnels à la surface des particules est important (Dechelette et Palvadeau, 2004). Les liaisons d'absorption physique qui sont basées sur les interactions électrostatiques sont plus sensibles à la force ionique que les liaisons d'absorption chimique (Audry, 2003).

1.6.6.8. La température

La température a un impact direct sur la mobilité des éléments métalliques en déplaçant les équilibres des réactions de dissolution – précipitation et co-précipitation, et un impact indirect, en modifiant la teneur en eau du sol, le pH ou l'Eh (Remon, 2006).

1.6.6.9. Action des micro-organismes

Les organismes du sol peuvent également modifier la mobilité des éléments en traces métalliques, notamment en les absorbant ou en modifiant les conditions du milieu (Tremel-Schaub et Feix, 2005). Les principaux phénomènes d'action sur la mobilité des polluants métalliques sont la solubilisation, l'insolubilisation et la volatilisation (Remon, 2006).

1.7. Biodisponibilité et bioaccumulation des polluants métalliques

Les polluants métalliques se distinguent des autres polluants chimiques par une faible biodégradabilité et un important pouvoir de bioaccumulation le long de la chaîne trophique, ce qui pourrait être nuisible aussi bien à la population qu'à la faune et la flore (Nassali et al., 2002).

1.7.1. La biodisponibilité

La biodisponibilité se définit comme la propriété d'un élément ou d'une substance d'atteindre les membranes cellulaires des organismes vivants (Boucheseiche et al., 2002).

Ainsi les métaux sont aisément disponibles s'ils sont présents sous leurs forme libre, c'est-à-dire si les ions (Cu ou Zn) par exemple ne sont pas complexés par les molécules d'eau, leur disponibilité est plus faible que s'ils sont complexés avec les ligands organiques et inorganiques faibles, et en fin les métaux ne seront pas du tout disponibles s'ils sont liés à des ligands organiques forts (Audry, 2003).

Certains facteurs peuvent influencer la biodisponibilité des ETM dans le sol ; la nature elle-même de l'élément et certaines propriétés physico-chimiques et microbiologiques du milieu tel que le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la capacité d'échange cationique, la salinité et la teneur en matière organique (Juste, 1988 ; Dousset et al., 1999), et aussi l'espèce et la variété de l'organisme vivant considéré (génome) (Baise, 1997).

Chapitre 01 : Généralités et définitions des eaux résiduelles

La notion de phytodisponibilité découle de la biodisponibilité, qui peut être définie comme « l'aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment du sol vers un organisme vivant (bactérie, végétal, animal, homme) » (Baize, 1997). Lorsque l'organisme vivant est une plante, on parle de phytodisponibilité (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Les quantités de métaux lourds absorbés par les plantes sont fonction de nombreux facteurs :

Premièrement : Il y a les facteurs liés au sol tels que le matériau parental le type de pédogenèse, le pH, la matière organique ...

Deuxièmement : L'absorption et le transfert du polluant est fonction de la plante (espèce, cultivar, morphologie racinaire, types d'exsudats...). La plante peut produire des exsudats racinaires susceptibles d'entrer en interaction avec les métaux lourds ou de provoquer le développement d'une flore microbienne entrant en compétition avec le végétal pour l'absorption de certains éléments ou favorisant d'absorption de ces éléments via la production de ligands organiques.

Troisièmement : Les caractéristiques de l'environnement physique comme la température, l'humidité,...etc. jouent également un rôle. Enfin, l'absorption est fonction de l'environnement microbien ainsi que des éléments eux-mêmes et de leurs interactions (Colinet, 2003 ; Juste, 1988).

1.7.2. La bioaccumulation

Après ingestion, plutôt que d'être éliminées, certaines substances ont tendance à être stockées dans les tissus adipeux des animaux. Ce stockage est stable et définitif. En remontant le long de la chaîne alimentaire, on se rend compte que la concentration de ces substances augmente au sein des diverses espèces

La bioaccumulation, également nommée bioconcentration est, en plus de la toxicité et de la persistance, l'une des caractéristiques qui définit la dangerosité d'une substance. La bioaccumulation est donc la concentration progressive d'une substance spécifique dans le corps d'un organisme vivant et ce, à partir de sa nourriture ou de son milieu ambiant (eau, sols). De nombreuses molécules produites par les activités humaines ont la propriété de « circuler » dans les réseaux trophiques (organochlorés, métaux lourds, radionucléides, pesticides...) et la bioaccumulation peut causer des effets toxiques à longue échéance, pour eux-mêmes ou pour ceux qui les mangent.

Le travail présenté dans ce mémoire concerne les rejets d'une industrie qui se développe de plus en plus en Algérie. Il s'agit de l'industrie du cuir qui se caractérise par une forte consommation en eau, par des rejets important en volume et véhiculant des charges polluantes très élevées.

Les rejets de tanneries sont très pollués, ils contiennent des colloïdes protéiques, des graisses et des tanins, des débris de chair et des poils, des colorants, ainsi que des éléments toxiques tels que les sulfures et le chrome.

Ces charges diverses créent des conditions telles que cette pollution ne peut être résorbée dans le milieu naturel et bien au contraire, stoppe les phénomènes d'autoépuration, d'une part en raison de fortes charges organiques diverses, d'autre part, du fait de la présence de grandes quantités d'éléments toxiques. Il en résulte des réactions bactériennes anaérobioses qui confèrent à ces eaux et au milieu récepteur des odeurs désagréables qui entravent toute vie aquatique.

La dépollution des effluents de tannerie est délicate et coûteuse, ceci à cause du volume important des eaux à traiter, ainsi que de la grande variété des composés polluants qu'elles contiennent.

2. Tannerie et fabrique de cuir

La tannerie est une industrie dont le rôle est de transformer les sous-produits d'abattoir très putrescible, les dépouilles d'animaux, en cuir de toute sorte, dont la caractéristique essentielle est l'imputrescibilité et une des fonctions premières, la protection de tout ce qu'ils habillent contre les éléments extérieurs (industrie de la chaussure, de la maroquinerie, de la ganterie et de l'habillement).

2.1. La peau

Les peaux transformées en cuir dans les tanneries possèdent trois couches distinctes : L'épiderme, qui forme la couche extérieure, le derme, qui forme la couche intermédiaire et constitue donc le vrai cuir et enfin l'hypoderme, formé de tissu adipeux. Dans la tannerie, les couches extérieures et intérieures sont enlevées, et seule est gardée la couche intermédiaire servant à la préparation du cuir. Cette peau est constituée par des protéines et du collagène.

2.1.1 Les protéines

Sont des macromolécules formées par la condensation d'un grand nombre d'acides aminés. Les protéines sont typiquement caractérisées par l'existence d'un

nombre plus ou moins grand de chaînes polypeptidiques, reliées entre elles par des liaisons hydrogène, disulfure (pont disulfure), ioniques (salines) et hydrophobes (de van der waals).

On passe par un pH où la molécule est sous la forme dipolaire (charge neutre) et où la charge de la molécule est nulle, c'est le point isoélectrique. Dans beaucoup de méthodes de fractionnement de protéines on met à profit le fait qu'à force ionique et température constante, la solubilité d'une protéine est minimale au voisinage du pH isoélectrique.

2.1.2. Structure fibreuse du derme (collagène)

Le collagène (du grec kolla, colle) est une protéine fibreuse, mécaniquement résistante, du tissu conjonctif. Les collagènes que l'on trouve dans les tissus conjonctifs, les cartilages, les tendons (par chauffage avec de l'eau à l'autoclave donnent naissances aux gélatines) et les kératines trouvées dans la peau et les phanères (cheveux, poils, ongles et cornes) sont des protéines constituées de fibres pratiquement insolubles. Les kératines sont dissociables en milieu aqueux par réduction et oxydation.

L'enchaînement collagénique contient donc des radicaux sous forme ionisé, certains acides d'autres basiques. L'ensemble est un polyampholyte. Au pH isoélectrique la molécule est neutre électriquement, car il y'a alors un nombre égal de radicaux aminés chargés positivement et de radicaux carboxyliques chargés négativement.

Le pH isoélectrique (pHi) de :

- *Collagène natif (bovin)* 7,0 - 7,8
- *Collagène pelané* 4,9 - 5,5
- *Kératines* 3,7 - 5,0

Les liaisons transversales covalentes interchaînes sont celles qui influencent de la manière la plus décisive la structure, la réactivité et le comportement global des protéines.

Les liaisons transversales covalentes créées par les agents tannants sont la base de l'explication du phénomène de tannage, Les groupes COOH du collagène et les atomes de chrome forment des complexes.

Après les travaux effectués au niveau de l'atelier des peaux brutes, ces peaux sont envoyées à la section rivière.

L'imputrescibilité est acquise lors d'une opération appelée tannage qui consiste en une stabilisation chimique des groupements réactifs du collagène (élément constitutif principal du derme), réalisé à l'aide d'agents minéraux (fer, aluminium, zirconium, titane, chrome...), ou organiques (tannins végétaux, synthétiques, aldéhydes etc...).

Cette stabilisation du collagène ne peut cependant être réalisée qu'après une préparation très soignée de la peau brute par le travail de rivière.

Par ailleurs, le seul tannage ne suffit pas à conférer au cuir toutes les propriétés auxquelles il doit répondre, d'autres traitements post-tannage lui sont appliqués, de façon à lui donner son aspect marchand si recherché. C'est pourquoi la fabrication du cuir se décompose en une succession d'opérations très différentes mais interdépendantes dont le choix et la maîtrise conditionne la qualité de l'article fini.

2.3. Origine des eaux résiduaires des tannerie-mégisseries

L'analyse du procédé de fabrication permet une évaluation de la consommation d'eau et de produits chimiques à chaque opération.

2.3.1. Les eaux de trempage

Le reverdissage (prétrempage ou trempage) est une opération qui a pour but essentiel, au moyen d'un séjour dans l'eau, de rendre aux peaux conservées leur souplesse naturelle. En même temps, elle débarrasse les peaux de toutes les impuretés éliminables à l'eau, ainsi que de toutes les substances solubles dont la présence ne peut que nuire au tannage.

Parfois les peaux sont fortement salées. Pour les sèches, on ajoute à l'eau de trempage de la soude caustique, des agents mouillants ou de l'acide lactique. En absorbant de l'eau pendant le trempage, la peau retrouve sa souplesse et sa douceur initiale.

Le reverdissage est une opération délicate malgré sa simplicité apparente, elle doit être surveillée avec la plus grande attention. De part la teneur des peaux brutes en sérum sanguin, en débris d'excrément et d'autres impuretés les eaux de trempage sont riches en matières organiques décomposables, et ont par la suite tendance à ce putréfier.

2.3.2. Les eaux d'épilage-pelanage

L'épilage est une attaque assez vigoureuse de l'épiderme et des poils. Le pelanage est une attaque atténuée du derme, c'est à dire du collagène, attaque qui doit être suffisamment faible pour ne pas provoquer de perte de substance.

Le but principal de cette opération combinée étant de dissoudre partiellement la kératine dont sont constitués l'épiderme et les poils, on peut la réaliser par une attaque alcaline, à condition de ne pas nuire au derme.

L'épilage alcalin est le plus souvent utilisé, il repose sur l'action des solutions alcalines sur la kératine. Cependant, à partir d'une certaine température, ces solutions sont susceptibles de dissoudre partiellement le derme, il est donc indispensable de les employer froides. Elles sont généralement à base de chaux pure, soit de sulfure de sodium, soit d'un mélange de chaux et de sulfure de sodium, ou de chaux et de sulfure d'arsenic.

Le pelanage est suivi d'un rinçage à l'eau. L'écharnage permet d'éliminer les graisses et la partie sous-cutanée. Les effluents de pelanage renferment une forte quantité de chaux vive libre, et aussi, le plus souvent des quantités importantes de sulfures de sodium.

Les eaux d'épilage et d'écharnage des peaux se caractérisent principalement par une très forte teneur en matières solides, car elles entraînent les poils et les débris de chair enlevés, elles ont aussi une teneur moyennement élevée en substances dissoutes.

2.3.3. Les eaux de l'atelier de tannage

Après les travaux de rivière les peaux sont appelées "peaux en tripe". Celle-ci étant gonflées et alcalines, ne convient pas pour le tannage.

Les opérations préparatoires pour le tannage sont :

- Le décrassage ;
- Le déchaulage ;
- Le confitage ;
- Le dégraissage ;
- Le picklage.

Le tannage se faisait autrefois exclusivement sous forme de "tannage acide aux fosses". Ce procédé est déjà supplanté, dans une grande mesure, par le tannage rapide dans des foulants.

On distingue les procédés à un seul et à deux bains ; le procédé à deux bains est rarement utilisé.

Les procédés de tannage varient d'une façon assez large suivant : les peaux à traiter, les sortes de cuir tanné à obtenir, et les tanneries.

Le tannage à un seul bain est appliqué à des petites peaux naturellement minces et souples.

Le tannage à deux bains est appliqué spécialement du point de vue finesse de la fleur. On utilise les sels de chrome basique généralement les sulfates de chrome, qui sont sous forme de poudre.

Lorsque la peau est pénétrée à cœur, on fixe le tannin par une opération chimique qui consiste à basifier faiblement la peau et le bain avec une solution de Na_2CO_3 , de ce fait le chrome est fixé sous la forme trivalente par la substance des peaux. La stabilisation irréversible de la substance peau est obtenue par des liaisons transversales entre les chaînes de collagène avec les divers agents tannants.

Les eaux de déchaulage contiennent des impuretés minérales dissoutes, mais peuvent aussi, selon le mode de travail, présenter parfois une pollution organique importante. Elles ont un pH acide.

Ces eaux résiduaires exercent par la suite une forte action décapante et toxique sur la flore et la faune aquatiques, on considère comme étant, de toutes les eaux résiduaires, les plus dangereuses pour l'émissaire.

Parmi les eaux résiduaires de l'atelier de tannage, les bains de tannage épuisés qui se caractérisent par leur coloration foncée, elles présentent une pollution organique considérable et elles sont riches en oxyde de chrome.

2.4. Caractéristiques générales des eaux résiduaires des tanneries

D'une façon générale, les eaux résiduaires de tannerie peuvent être caractérisées par un taux de matières solides élevé, par une couleur variable, par des odeurs désagréables et par des matières concentrées solubles et insolubles, organiques et inorganiques.

Des études qualitatives ont montré que les eaux résiduaires de tannerie sont chargées principalement en : chaux, protéines, sulfures, sels de chrome, carbonate de sodium, huiles, pétrole, détergents, sable et poils.

Les effluents de tannerie sont regroupés en trois rejets :

- rejet de l'atelier de rivière (basique, 80% de charge organique) ;
- rejet de l'atelier de tannage (acide, 20% de charge organique) ;
- rejet du collecteur principal.

2.5. Toxicité et pollution des effluents de tannerie

L'emploi de certains produits chimiques dans le processus de transformation de la peau en cuir, et leur présence dans l'effluent même à faible concentration exerce une action toxique sur le milieu récepteur. Cette toxicité se traduit par une perturbation plus ou moins grave du métabolisme d'un organisme selon qu'il soit une bactérie, une algue, un microcrustacé, un poisson ou l'être humain.

2.6. Les détersifs

Les détergents sont constitués par des agents de surfaces le plus souvent anioniques (alkylsulfates, alkylsulfonates...) dont l'action est complétée par des adjuvants (polyphosphates, carbonates, silicates).

La consommation des détergents a augmenté brusquement ces dernières années et a contribué à la pollution des eaux.

Les matières tensioactives provoquent la formation de mousses qui entraîne le ralentissement de la réoxygénation des eaux réduisant ainsi les processus d'autoépuration.

La toxicité de divers détersifs pour les êtres vivants n'est pas toujours négligeable. L'indigestion d'une forte dose de détergents est nuisibles pour l'homme, car ces derniers s'absorbent sur la paroi intestinale et s'y concentrent. Parmi les détergents les plus dangereux, figurent ceux qui comportent un noyau benzénique aux propriétés cancérigène, l'accumulation des détergents dans les plantes exerce une action dénaturante au niveau des tissus.

Des perturbations de la croissance, des modifications morphologiques et des réductions du taux de chlorophylle ont été observées chez les plantes irriguées par des eaux contenant différentes concentrations de détergents. Sur les plantes aquatiques

telles que les algues, l'effet nocif des détergents se manifeste généralement par un ralentissement ou un arrêt de la multiplication cellulaire.

En terme de nuisance, les phosphates sont les plus grands responsables parmi tous les adjuvants existants, leur déversement dans les lacs a pour conséquence l'apparition massive d'algues. Cette dernière est l'une des manifestations les plus gênantes car elle diminue la transparence de l'eau perturbant ainsi la vie en profondeur.

Plusieurs d'entre eux sont bactériostatiques et entravent l'action des bactéries autoépuratrices des eaux tant dans les écosystèmes que dans les lits bactériens des stations d'épuration.

De façon générale, la toxicité des détersifs pour la faune d'eau douce croit avec la température, conjuguant de fait ses effets avec la diminution du taux d'oxygène dissous.

L'oxygène joue un rôle important pour le maintien de la vie aquatique. Une forte concentration en détergent (5ppm ou plus) réduit la vitesse d'oxygénation de l'eau des rivières considérablement et empêche toute forme de vie.

On emploie aujourd'hui de plus en plus des détergents biodégradables, à structure en chaîne non ramifiée, facilement destructibles par les microorganismes.

2.7. Génération et valorisation des déchets de Tanneries

2.7.1. Génération des déchets

Les industries du cuir ont un bilan matière extrêmement défavorable : seule une partie de la peau brute telle qu'elle sort de l'abattoir peut être transformée en cuir, comme on peut le voir sur la figure suivante :

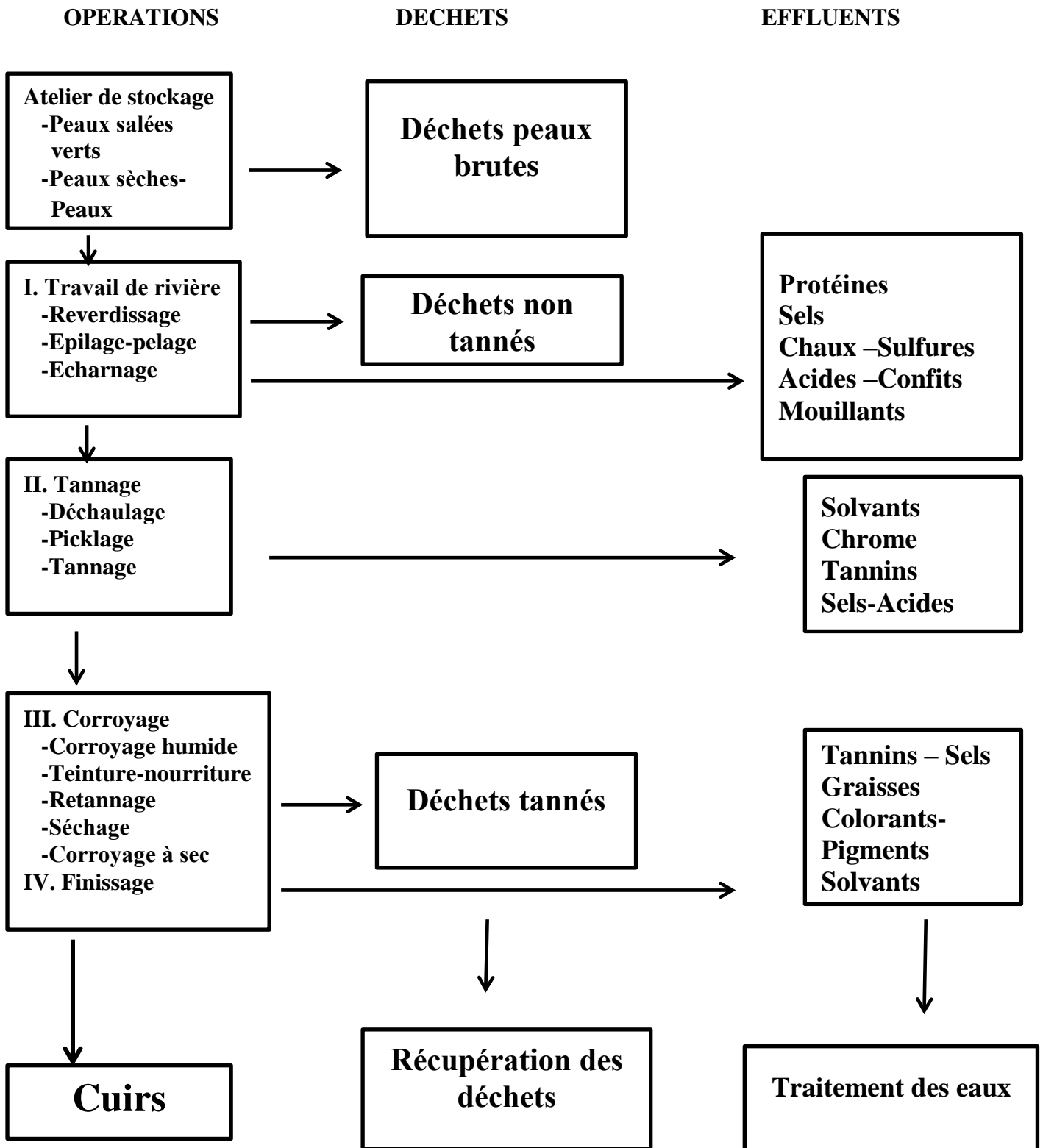


Figure 2.1 : Génération des déchets de tannerie.

Tous ces déchets constituent une source de pollution et un gaspillage que l'industrie du cuir ne peut plus se permettre dans cette crise qui la marque depuis plusieurs années et qui ne va qu'empirant. Ces déchets peuvent trouver des utilisations dans les industries les plus diverses et les plus éloignées : de la pharmacie au nettoyage des sols industriels.

Proportions de substance peau réutilisable dans les déchets (calculées sur le pourcentage du poids de la peau brute salée), voir tableau 1.

Tableau 2.1 : Proportion de substance peau réutilisable dans les déchets.

Substance peau	Proportions réutilisables (%)
Déchets de peaux avec poils	6 – 8
Matières protéiques solubles dans les eaux usées	6 – 8
Déchets de refentes	6 – 8
Tombées d'échantillonnage	8 – 10
Déchets d'écharnage	14 – 16
Déchets tannés	4 – 6
Total déchets environ	50
Substance utilisable pour le cuir environ	50

Proportions d'effluents produits par divers procédés (% du total des eaux usées dans une méthode normale de travail), voir tableau 2.1.

Tableau 2.2 : Proportions d’eaux usées produits.

Opération	Pourcentage d’eaux usées (%)
Reverdissage, Pelanage, Rinçage	30 – 40
Déchaulage, Confitage, Rinçage	15 – 20
Picklage, Tannage au chrome	5 – 10
Tannage végétal et synthétique	20 – 25
Neutralisation, Teinture, Nourriture	15 – 20
Essorage, Nettoyage	2 – 7
Eau de nettoyage général	2 – 5

2.7.2. Récupération des déchets

1. Laine → Usines de textiles.

Poils, soies → Production de feutres, tapis, brosses ou balais.

2. Déchets de refentes et tombées d’échantillonnage → Gélatine, poudre de protéine, films médicaux et chirurgicaux et substrats de tissu.

3. Déchets d’écharnage pour la colle → Colle, aliments, fertilisants.

4. Dérayures, échantillons de cuir → Synderme, non tissés, matières synthétiques, simili-cuir, auxiliaires chimiques, aliments fertilisants.

Les déchets tannés peuvent être traités pour obtenir des protéines hydrolysées, des gélatines et du chrome recyclable.

La farine de l’industrie du cuir est un important engrais organique azoté en Italie. Elle présente une valeur fertilisante attractive pour l’agriculture comme source de matières organiques et d’éléments fertilisants (10-13% d’azote, 40-50% de carbone).

2.7.3. Conclusion

Ces déchets constituent une véritable mine d’or. Les facteurs économiques et le souci de préserver l’environnement ont fait prendre conscience de la nécessité d’une meilleure gestion des ressources valorisables et surtout l’eau.

2.8. Effet des sels

De fortes teneurs en sels dissous peuvent inhiber l'activité microbienne et provoquer une certaine défloculation et dispersion de la boue activée, avec pour conséquence, une élévation des matières en suspension dans l'effluent. Ces matières sont dispersées et non décantables.

Les États-Unis d'Amérique perdent chaque année 1% de leurs terres cultivables, devenues trop salées et un tiers des terres irriguées dans le monde souffrent d'un excès de salinité.

Les chlorure et sulfate de sodium sont les deux sels présents en majorité dans les effluent de tannerie. Les doses correspond aux seuils de toxicité aiguë sont très élevées quel que soit le réactif biologique considéré, même si l'on remarque toujours des différences de réactivité entre les espèces.

Les concentrations habituelles des effluents de tanneries en chlorure de sodium étant comprises entre 5 et 10 g/l, le problème de la toxicité due aux sels dissous est, de ce fait, négligeable.

2.9. Effet des métaux lourds

La plupart des métaux lourds sont toxiques tant pour les systèmes biologiques aérobies qu'anaérobies.

Le fer ferreux et ferrique, l'aluminium et zirconium, utilisés pour le tannage des peaux et dans le traitement des eaux résiduaires ne présentent pas d'activité toxique sur les bactéries, les algues, daphnies et poisson, comme le chrome III.

Le cobalt se révèle nettement plus toxique que le manganèse.

Les seuils d'inhibition d'activité sont :

- pour le cobalt de 25mg/l ;
- pour le manganèse un début d'activité toxique se révèle entre 200 et 500mg/l.

C'est sans doute une des raisons pour lesquelles les sels de manganèse sont préférés aux sels de cobalts dans leur utilisation en épuration comme catalyseur d'oxydation des sulfures par l'oxygène de l'air.

Le chrome présente trois valences, II, III, VI. Les sels hexavalents sont considérés comme les plus dangereux.

L'action toxique des sels chromiques sur les végétaux se manifeste par un dépérissement général de toutes les parties du végétal, et par une destruction graduelle de l'appareil chlorophyllien.

Des études faites sur la toxicité du chrome contenu dans les déchets de tanneries ont montré que :

- répandues sur le sol, les boues de tanneries constituent un amendement valable;
- l'oxyde de chrome des déchets tannés n'a aucune influence sur la végétation;
- le sulfate de chrome dans des conditions particulières peut limiter le développement racinaire et la croissance des parties aériennes ainsi que le rendement. En sol calcaire les risques de toxicité sont faibles tandis qu'en sol acide, la végétation est réduite et on constate une diminution de l'acide phosphorique assimilable.

La toxicité des déchets solides de tannerie est contrôlée par la procédure TCLP (Toxicity Characteristic leaching Procedure) prescrite par l'EPA (Environmental Protection Agency- U.S.).

Les métaux lourds Cr, Ni, Zn et Cu inhibent la fermentation. Cet effet dépendra de leur état ionique, de leur solubilité et des possibilités de précipitation avec les sulfures.

En présence de matière en suspension, de matières organiques et de ligands inorganiques ; les métaux vont pouvoir former des espèces dissoutes et insolubles, une grande majorité de ces espèces va se trouver liée au sédiment. La toxicité directe est de ce fait fortement réduite au niveau de l'eau alors que le sédiment devient un important réservoir toxique en accumulant ces Métaux. Ces polluants peuvent devenir dangereux en s'incorporant dans la chaîne alimentaire ou en passant dans les couches d'eau potable voisinante.

2.10. Les éléments traces métalliques étudiés

2.10.1. Cadmium (Cd)

2.10.1.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Le cadmium est un élément chalcophile, associé généralement au zinc. Les deux éléments ayant des structures ioniques et une électronégativité proches (Burnol et al., 2006). Le cadmium est un métal ductile, blanc argenté avec teintes de bleu, lustré, dont le point de fusion est de 320,9°C, le point d'ébullition est de 765 °C. Le cadmium élémentaire a un numéro atomique de 48, une masse atomique de 112 g/mol et une masse volumique de 8,6g/ cm³ à 20°C (Wright et welbourn, 2000).

Le cadmium peut se présenter sous forme de sulfures de zinc (ZnS_(s)) (sphalérite ou blende et wurzite) et de carbonates tels que la smithsonite (ZnCO₃). Il peut également se trouver dans des gisements de sulfures où il est présent sous la forme de greenockite (CdS_(s)) (Burnol et al., 2006).

2.10.1.2. Origine

Le cadmium rejeté dans l'environnement provient de sources naturelles et anthropiques.

a. Sources naturelles

Elément assez rare dans la croûte terrestre (0,15 g/tonne de terre en moyenne) (Savary, 2003). La source de dispersion naturelle de cadmium dans l'atmosphère est principalement liée à l'activité volcanique. L'enrichissement en cadmium des sols et des systèmes aquatiques résulte de l'altération des métaux de croûte terrestre et des retombés atmosphériques (Bisson et al., 2011).

b. Sources anthropiques

Les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejets atmosphériques.

Les principales sources de dispersion du cadmium dans les sols et les systèmes aquatiques sont liées aux nombreuses activités industrielles, du lessivage des décharges et à l'épandage d'engrais phosphatés faisant intervenir cet élément.

De plus, le cadmium est un métal à usage industriel : il est utilisé pour la métallisation anticorrosion des surfaces (cadmiage), il entre dans la fabrication des accumulateurs électriques (batteries et piles), des pigments, des stabilisateurs de matière plastiques et des alliages (Bisson et al., 2011).

2.10.1.3. Comportement du cadmium dans l'environnement (l'eau)

Le cadmium est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimiques (minérale ou organique). Un ensemble de variables physico-chimiques du milieu (salinité, pH, caractéristique sédimentologique, concentration en chlorure...) gouvernent les transformations du cadmium dans l'environnement (Gonzalez et al., 1999, Chiffolleau et al., 2001).

La solubilité du cadmium dans l'eau dépend de sa spéciation et du pH (Bisson et al., 2011). Le Cd^{2+} libre et les espèces hydrolysées sont les principales espèces retrouvées dans les eaux (les espèces carbontées et sulfatées présentent une faible contribution).

Le cadmium forme des complexes solubles avec l'ion chlorure (Cl⁻) ce qui accroît sa mobilité. En effet, la solubilité des carbonates de cadmium augmente quand la concentration en chlorure augmente (Burnol et al., 2006).

2.10.2. Chrome (Cr)

2.10.2.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Le chrome élémentaire est un métal gris lustré qui résiste extrêmement bien aux corrodants ordinaires. Il porte le numéro atomique 24 et il a une masse atomique de 52,0 g/mol. Il possède une densité de 7,2 g/cm³, un point de fusion de 1857°C, et point d'ébullition de 2672°C (Norberg et al., 2005).

La teneur moyenne du chrome dans la croûte terrestre serait comprise entre 100 et 200 mg/kg (Burnol et al., 2006, Baise et al., 2005). Se trouve rarement naturellement sous sa forme élémentaire. Il est rencontré dans les roches magmatiques (ou ignées) où il se substitue facilement au fer, qui possède un rayon ionique proche de celui de Cr(III) (Burnol et al., 2006).

Bien que le chrome puisse prendre neuf états d'oxydation différents, de (-II) à (VI), seuls le chrome trivalent [Cr(III)] et le chrome hexavalent [Cr(VI)] sont communs en milieu naturel (loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1994).

2.10.2.2. Origine

a. Sources naturelles

Le chrome se rencontre en petites quantités à l'état naturel dans tous les types de roches et de sols sous forme de Cr(III) solide et relativement inerte et il est entraîné dans le milieu aquatique en quantités limitées par l'altération et l'érosion de ces matières. La pénétration du chrome dans l'atmosphère a d'autres causes que l'activité humaine, notamment les poussières entraînées par le vent, les émissions volcaniques, les aérosols de sels marins, les poussières provenant des feux de brousse et des débris de la végétation (Nriagu et al., 1993).

b. Sources anthropiques

Les principales sources d'émission de chrome dans l'atmosphère sont l'industrie chimique, la combustion de gaz naturel, d'huile et de charbon. Le transport par le vent des poussières de route, les usines de production de ciment, les industries utilisant le chrome ou des composés du chrome constituent d'autres sources d'émission atmosphérique (Pichard et al., 2005).

2.10.2.3. Comportement du chrome dans l'environnement (l'eau)

La solubilité du chrome VI est importante alors que le chrome III est généralement peu soluble (Pichard et al., 2005).

Le chrome peut se rencontrer dans l'environnement aquatique sous deux états d'oxydation stables, Cr(III) et Cr(VI). La forme chimique Cr(III) est peu soluble à l'état libre dans l'eau ; de plus, elle tend à former dans ce milieu des complexes hydroxylés, ce qui lui confère de fortes capacités d'adsorption sur les particules : elle devrait donc a priori être rapidement enlevée de la colonne d'eau. Cependant, en présence de matière organique dissoute, cette forme chimique s'associe très facilement à la matière organique, pour former des complexes solubles en milieu aquatique (Chiffolleau, 1994).

2.10.3. Plomb (Pb)

2.10.3.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Élément chimique métallique d'un gris bleuâtre, le symbole Pb et de numéro atomique 82, rarement disponible à l'état natif, le plomb est très souvent associé au zinc dans les minerais (Chiffolleau et al., 2001). Le plomb est mou et ductile (Ramade, 2000), il est présent dans divers minéraux dont les plus importants sont la galène (PbS), la cérusite (PbCO₃) et l'anglésite (Pb SO₄) (Pichard et al., 2003).

Il appartient à la catégorie des métaux lourds car sa densité (ou masse volumique) est de 11,35 g.cm⁻³. Sa masse atomique est de 270 g/mol, sa température de fusion est de 327°C et sa température d'ébullition de 1.740°C (Miquel, 2001).

Le plomb existe sous deux états de valence : +2 et +4 à cause de son caractère basique, cet élément ne s'hydrolyse qu'à des pH neutres ou alcalins (Burnol et al., 2006). La concentration moyenne en plomb de la croûte terrestre serait de l'ordre de 13 à 16 mg/kg (Baize, 1997a ; Burnol et al., 2006).

2.10.3.2. Origine

Le plomb est un polluant environnemental que l'on retrouve dans les sols et l'atmosphère, en particulier au voisinage des sites industriels.

Les pollutions de l'eau, de l'air et du sol peuvent être dues à des sources de plomb (Pb) naturelles ou anthropiques.

a. Origine naturelle

Dans les conditions naturelles le plomb est émis dans l'atmosphère principalement par volcanisme (16.10³ tonne/an) et dans une moindre mesure par

l'érosion éolienne ($5 \cdot 10^3$ tonne/an). Les autres sources (surtout feux de végétations et embruns marins) prisent ensembles étant inférieurs à 10^3 T/an (Ramade, 2000).

b. Origine anthropique

Certaines activités humaines induisent une contamination par le plomb de l'atmosphère, de l'eau et du sol. Le plomb est principalement utilisé dans les batteries électriques, son utilisation comme additif antidétonant dans les essences, de la sidérurgie, des industries de décapages et de traitement des métaux, de l'incinération des déchets, de la combustion du bois, des cimenteries et des industries de fabrication des accumulateurs (Pichard et al., 2003).

2.10.3.3. Comportement du plomb dans l'environnement (l'eau)

Etant donné que le plomb est en grande partie insoluble dans l'eau, c'est généralement un constituant mineur de l'eau de surface et de l'eau souterraine. Il tend à être absorbé par les particules de sol (Pichard et al., 2003). Les composés de plomb peuvent s'associer avec d'autres substances chimiques en fonction de l'acidité et de la température de l'eau (EPA, 1999).

Dans des conditions réductrices, les concentrations en plomb présentent dans les eaux souterraines sont limitées par la solubilité de la phase solide hydroxyde, ou dans certains cas, du plomb métallique, qui présente une stabilité élevée dans des conditions réductrices (Burnol et al., 2006).

2.10.4. Mercure (Hg)

2.10.4.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Le mercure est un élément chimique de symbole Hg. C'est un métal argenté brillant dont la particularité est de se présenter sous forme liquide dans les conditions normales de température et de pression.

Très dangereux, car il est un puissant neurotoxique et sous plusieurs de ses formes. Il existe quatre formes différentes de mercure:

**le mercure métallique*, sous forme liquide (noté Hg^0). C'est le mercure classique, sous sa forme la plus connue, qui est utilisé dans les thermomètres ou lors des travaux pratiques de chimie dans les lycées.

**le mercure sous forme gazeuse* (noté Hg^0). Le mercure, en chauffant, se transforme en vapeur. Cette première forme est notée Hg^0 .

**le mercure inorganique*, sous forme ionique. C'est ce qu'on appelle les atomes de mercure (notés Hg^{2+}).

**le mercure organique* se combine avec une molécule contenant du carbone, à la base de tout élément vivant (ou qui a été vivant).

Numéro atomique : 80

Masse atomique : 200,59 g.mol⁻¹

Electronégativité de Pauling : 1,9

Masse volumique : 13,6 g.cm⁻³ à 20°C

Température de Fusion : - 38,9 °C

Température d'ébullition : 356,6 °C

2.10.4.2. Origine

a. Origine naturelle

Le mercure est un composé que l'on peut trouver naturellement dans la nature, on peut le trouver sous forme métallique, sous forme de sels ou dans des composés organiques.

Le mercure métallique est utilisé dans beaucoup de produits ménagers, tels que les baromètres, les thermomètres, les ampoules des lampes fluorescentes. Le mercure de ces appareils est piégé et ne pose en général pas de problèmes de santé. Le mercure n'est pas naturellement présent dans les aliments, mais il peut s'y retrouver, étant donné qu'il peut se diffuser dans la chaîne alimentaire grâce à des organismes plus petits qui sont mangés par l'homme, par exemple les poissons.

b. Origine anthropique

Les produits d'élevage de bétail peuvent aussi contenir des quantités importantes de mercure. Il n'est pas communément trouvé dans les produits des plantes, mais il peut pénétrer dans le corps par l'intermédiaire de légumes ou d'autres cultures, quand on utilise des produits contenant du mercure dans l'agriculture.

2.10.4.3. Comportement du mercure dans l'environnement (l'eau)

Les eaux de surface acides peuvent contenir une quantité significative de mercure. Lorsque le pH est entre 5 et 7 les concentrations en mercure de l'eau augmentent car on mobilise le mercure du sol.

Une fois que le mercure a atteint les eaux de surface ou les sols, les micro-organismes peuvent le transformer en méthyl de mercure, une substance qui peut être absorbée rapidement par la plupart des organismes et dont on sait qu'elle cause des dommages aux nerfs. Les poissons sont des organismes qui absorbent des quantités importantes de méthyl de mercure des eaux de surfaces tous les jours. Par conséquent le méthyl de

mercure peut s'accumuler dans les poissons et les chaînes alimentaires auxquelles ils appartiennent.

Les effets du mercure sur les animaux sont des problèmes aux reins, une perturbation de l'estomac, des problèmes aux intestins, des échecs de reproduction ou une altération de l'ADN.

3. Données générales sur la région d'Oum El Bouaghi :

La wilaya d'Oum El Bouaghi compte douze daïras et 29 communes. Elle s'étend sur une superficie de 6 188 km², regroupant une importante population de 570 763 habitants, soit une densité de 92.25 hab. /km².

Elle est limitée par les Wilayas de Constantine, Souk Ahras et Guelma au Nord, par Batna et Khenchela au Sud, et par Tébessa à l'Est. Cette wilaya fait partie de la région hydrographique des hautes plaines constantinoises qui constitue une transition entre l'Atlas Tellien au Nord, représenté par les monts de chebkat Es Sellaoua, et l'Atlas Saharien au Sud, représenté par les monts de Tébessa et de Nemenchas (D H W OEB, 2010).

3.1. Topographie de la Wilaya :

La wilaya est constituée de vastes plaines et collines qui dominant environ 63 % du territoire, les montagnes y comptent pour 17.3 % et autres formations pour 18.9 %. Les classes de pente dominantes sont inférieures à 3% et représentent plus du tiers de la superficie. L'altitude varie entre 700 m et 1000 m (D H W OEB, 2014).

3.2. Hydrologie :

La wilaya d'Oum El Bouaghi fait partie de la région hydrographique des hautes plaines constantinoises qui constitue une zone de transition entre l'Atlas Tellien au Nord et l'Atlas Saharien au Sud.

Les eaux de surface : les cours d'eau s'écoulent irrégulièrement, ils sont secs pendant l'été et ne s'écoule qu'en fonction des périodes pluvieuses.

Les bassins salins : les sebkhas, les chotts.

Le réseau hydrographique de cette zone d'étude est caractérisé par les principaux oueds suivants (selon monographie –OEB 2002) (D H W OEB, 2014).

Chapiter03 : Description du site d'étude

Tableau 3.1 : Principaux oueds de la Wilaya de Oum El Bouaghi (D H W OEB, 2014).

Oueds	Zones traversées
Fezguia	Plaine Fezguia- Fourchi- Ain M'Lila
Ain Kercha	Ain Kercha
Dahmane	Ain Babouche – Ksar Sbihi
Meskiana	Meskiana- Dhalaâ
El Hassi	Berriche
Boulefreis	Ain Zitoun- Oum El Bouaghi
Maarouf	Ain Zitoun

3.3. Hydrogéologie :

Comme cela a été précisé par ailleurs, les ressources en eau de la wilaya d'Oum El Bouaghi sont essentiellement souterraines. D'un point de vue de hydrogéologique, la région recèle d'importantes nappes d'eau situés dans :

- La vallée de Meskiana
- La plaine de Remila
- La plaine de Boulhilet
- La nappe d'Ain Beida
- La plaine d'El Madher
- La plaine d'Ain M' Lila

Ces différentes nappes s'étalent sur la wilaya de Oum El Bouaghi, mais aussi sur d'autres wilayas limitrophes telles que Mila, Souk Ahras, Batna, Khenchela. Du point de vue hydrogéologique ces nappes sont mal connues et très peu des travaux ou de recherches faits à ce sujet. La seule documentation qui existe à ce jour est très synthétique et éparse à travers les différents services concernés (D H W OEB, 2014).

3.5. Présentation générale de la ville d'Ain Fakroun :

3.5.1. Données géographiques de la ville :

La ville d'Ain Fakroun est située à 24.5 km d'Oum el Bouaghi (chef-lieu de wilaya) et s'étend sur une superficie de 260.4 km².

Chapter03 : Description du site d'étude

La commune se situe dans les hautes plaines constantinoises, entourée de quelques montagnes isolées ; à une altitude de 956m.

Ses limites naturelles sont :

- Au nord, la commune de Sigus.
- A l'est, la commune de Ain Diss et Oum el Bouaghi.
- Au sud, la commune de Boughrara Saoudi.
- A l'ouest, la commune de Henchir Toumghani.

Le premier site d'étude se trouve en face du pont Hadj Achour a environ 3km de la ville de Ain Fakroun entre l'oued el mechta à l'ouest et Oued Fakroun a l'est et se termine vers Wled Mhawech. (Voir figure 3.3), son altitude est de 855m et ses coordonnées lambert sont : $x=875,194$ et $y=308,619$.



Figure 3.1 : La situation géographique d'Ain Fakroun (D.H.W.Oum El Bouaghi 2014).

3.5.2. Relief :

Le territoire de la wilaya est constitué de hautes terres entrecoupées de chaînons calcaires. Les plaines et collines occupent 63,8%, les montagnes 17,3%, les plateaux et autres 18,9%.

Chapter03 : Description du site d'étude

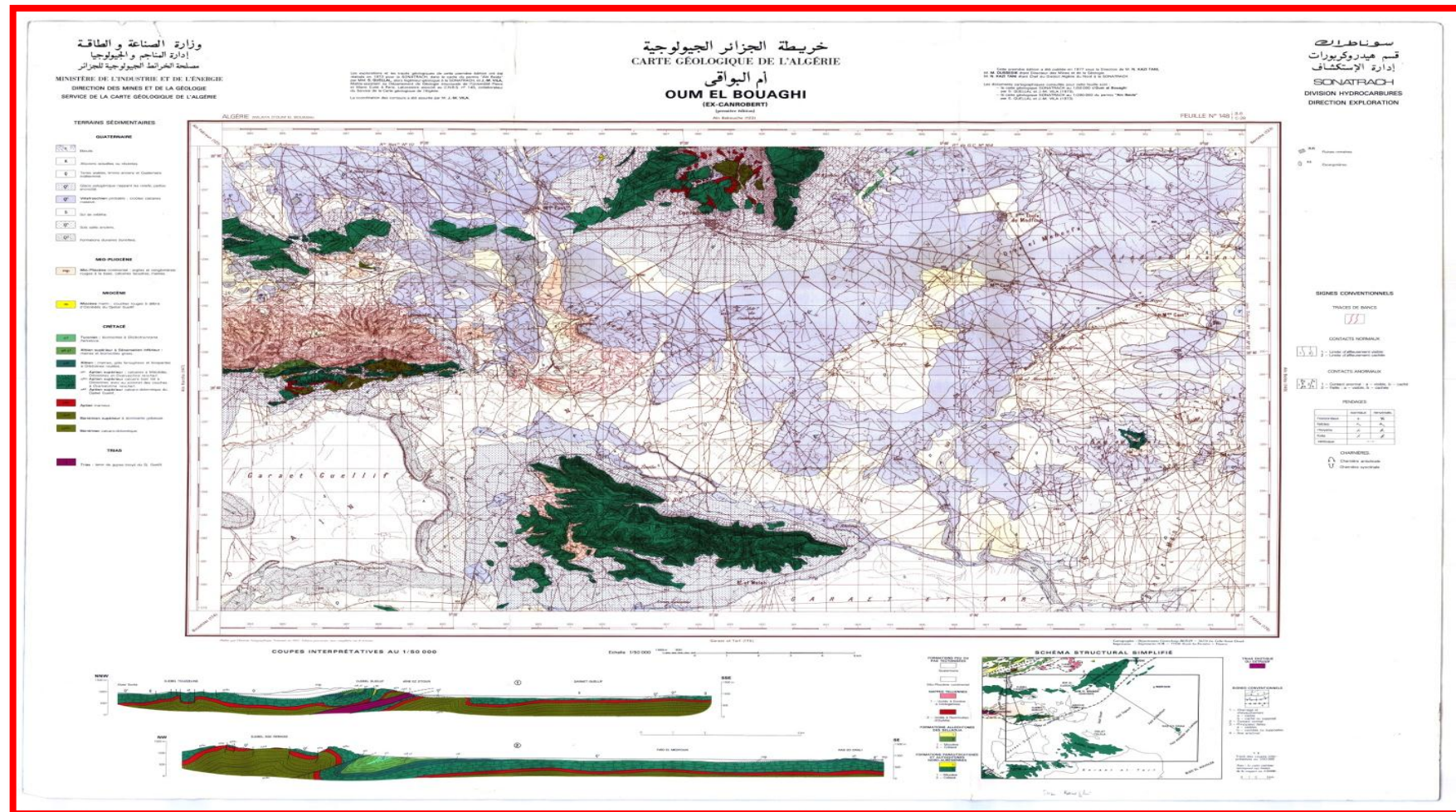


Figure 3.2: la carte géologique de la wilaya d'Oum El Bouaghi

La plaine de Ain Fakroun présente une topographie inclinée, en forme de quadrilatère, les altitudes se situent entre 850 et 900m, les pentes sont faibles et varient entre 0 et 3%, et les plaines sont recouvertes d'un manteau de matériels alluvionnaires du post pliocène.

3.5. Etude hydrologique :

3.5.1. Description de la zone d'étude :

La ville d'Ain fakroun se situe au nord-ouest de la wilaya d'Oum el Bouaghi. Elle est d'une superficie de 262 Km²

3.5.2. Détermination des différentes caractéristiques hydromorphométriques :

D'après les enquêtes sur terrain effectuées par des ingénieurs spécialistes, ainsi que des consultations des cartes topographiques, on peut repérer deux oueds qui traversent la région, ces oueds risquent donc de provoquer des inondations pour cela détermination des crues provoquées est nécessaire pour plus de sécurité et dans le but d'un aménagement probable.

3.5.3. Caractéristiques physiques des bassins versants :

Notre étude fut réalisée au niveau du Bassin hydrographique Kébir-Rhumel située dans la partie Nord-Est algérienne, avec une superficie de 8811 Km². Il Couvre 05 wilayas Algérienne et 52 de ces communes: Guelma, Oum El Bouaghi, constantine, mila et jjjel.

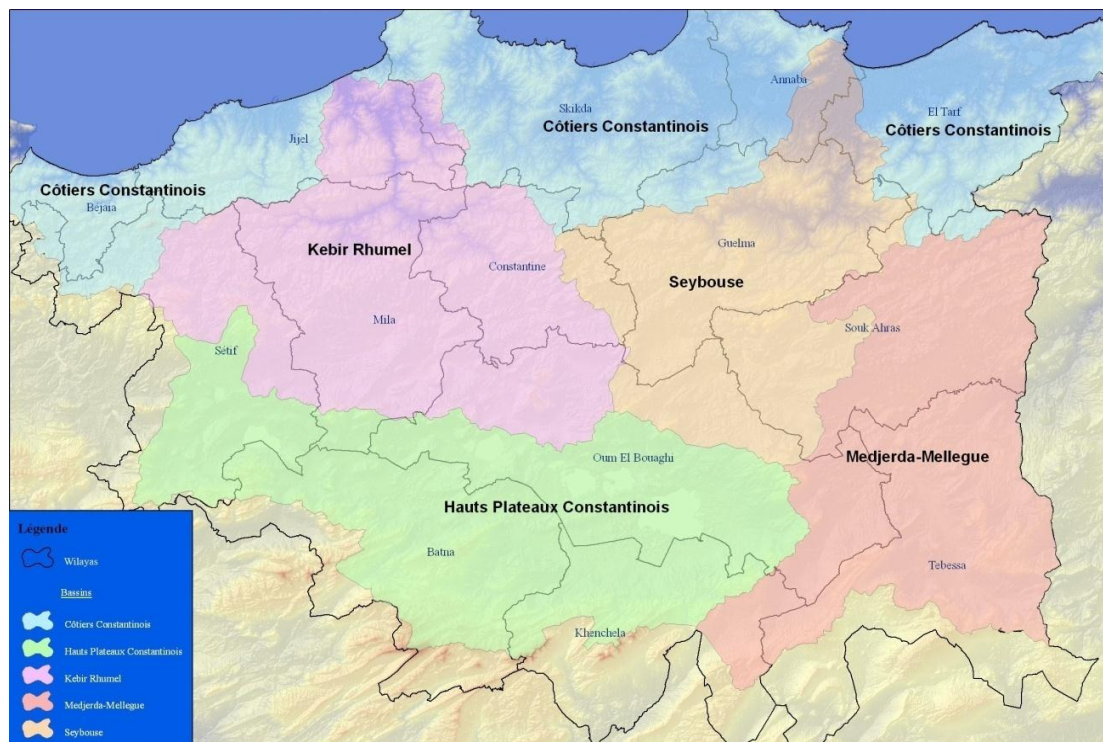


Figure 3.3 : la situation géographique du bassin versant Kébir Rhumel (ANRH 2014).

Caractéristiques des points, nature et période des prélèvements : Notre étude s'étale entre le mois de Janvier jusqu'au le mois de Juin 2014. Pour cela nous avons choisis 05 points de prélèvements (voir figure 3.4):

- Le point de déversement des E.U
- zone ezebri
- Ouled Aziz 1
- Ouled Aziz 2
- Ouled M'hawech

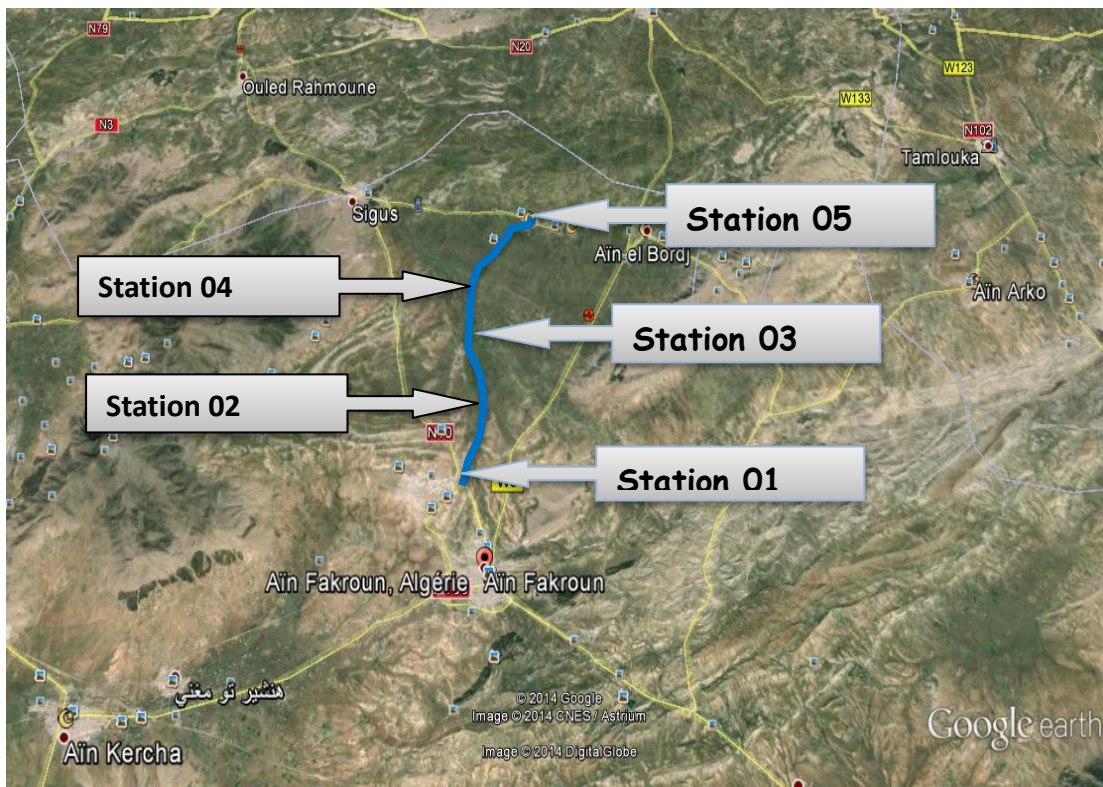


Figure 3.4 : la situation géographique des points de prélèvement.

3.6. Climat :

L'objectif de l'étude climatologique est de fournir un aperçu du contexte climatique dans lequel les ouvrages vont s'inscrire.

Des stations météorologiques fonctionnent depuis longtemps un peu partout en Algérie. Dans la zone qui nous intéresse, on relève particulièrement la station de Oum El Bouaghi qui nous semble la plus représentative.

Le climat de la région est de type continental, semi-aride avec un hiver souvent très froid et pluvieux et un été chaud et sec.

Chapiter03 : Description du site d'étude

Tableau 3.2 : Les données climatiques de la wilaya d'Oum El Bouaghi (2004-2013).

Paramètres Mois	Moyenne mensuelle T° mini (°C)	Moyenne mensuelle T° maxi (°C)	Précipitations moyenne mensuelle (en mm)	Moyenne mensuelle T°C
Janvier	1,18	11,64	48,83	6,72
Février	1,25	12,11	36,11	6,68
Mars	4,08	16,12	39,15	10,1
Avril	7 ,1	19,73	51,8	13,41
Mai	10,33	24,69	60,81	17,51
Juin	15,05	30,34	22,46	22,69
Juillet	18,01	34,41	10,01	26,21
Août	18,06	34,49	18,27	26,27
Septembre	14,47	28 ,38	40,16	21,42
Octobre	11 ,01	24,16	32,46	17,58
Novembre	5,43	16,91	29,8	11,17
Décembre	2,24	12,31	48,53	7,27
Moyenne annuelle des précipitations			483,93	

3.6.1. Température :

A la surface de la terre, l'importance de la température de l'air n'est plus à démontrer : elle règle les modalités de la météorisation des roches, elle conditionne l'évaporation physique et physiologique (évapotranspiration) et intervient ainsi largement dans le régime des cours d'eaux, tout en fixant aux êtres vivants des limites plus ou moins strictes de répartition (Estienne et Godard, 1998).

Selon les courbes des températures minima et maxima (fig 3.2) on observe que les mois les plus chauds sont Juillet et Août avec des moyennes des températures mensuelles : 26,21°. et le mois le plus froid est Janvier avec un moyenne de température mensuelle égale à : 1,18°C sur la période d'observation (2004-2013).

Du point de vue de ces valeurs on peut dire que ce climat est caractérisé par un hiver froid et une saison d'été chaude.

3.6.2. L'humidité :

Les êtres vivants renferment en moyenne 70 % d'eau nécessaire à leur fonctionnement. La disponibilité en eau du milieu et l'hygrométrie atmosphérique jouent donc un rôle essentiel dans l'écologie des organismes, en conjonction avec la température dont dépendent les pertes en eau des organismes (Barbault, 2003).

3.6.3. Vent :

On peut considérer le vent comme un déplacement d'air approximativement horizontal sauf dans les régions montagneuses où la topographie exerce une influence importante (Estienne et Godard, 1998).

Le vent est un facteur à un une grand influence sur les êtres vivants (facteur limitant dans certain conditions (Faurie et *all*, 1998), elle est responsable de l'érosion éolienne qui présente un caractère de gravité particulièrement dans les régions arides et semi-arides. Elle peut se rencontrer sous d'autres climats quand certains conditions favorables, exemple la saltation et la reptation des particules du sol (De Parcevaux et Huber, 2007).

Le fait marquant en Algérie, et notamment dans la zone d'étude est le sirocco, vent chaud et sec en provenance du Sahara.

3.6.4. Précipitation :

Avec la température, les précipitations représentent les facteurs les plus importants du climat, la quantité d'eau dont dispose la végétation dépend des pluies de la neige de la grêle, de la rosée, de la gelée blanche, des brouillards et des brumes, mais aussi de l'évaporation et la porosité du sol (Faurie et *all*, 1998).

La grande quantité des pluies marqué en mai et en retour la faible quantité marqué en juillet. Les précipitations sont concentrées durant l'hiver, mais aussi souvent sous forme d'orage en été et en automne.

3.6.5. Synthèse climatique :

3.6.5.1. Le diagramme ombrothermique (Selon H. Gaussen)

Rappel: La définition du climat moyen d'une station ne peut s'effectuer qu'à partir des relevés climatiques couvrant une trentaine d'années.

La représentation la plus judicieuse du climat est donnée par le diagramme mis au point par le botaniste/cartographe **Henri Gaussen**: il comporte une abscisse avec les mois de l'année et deux ordonnées: une pour les températures, une pour les précipitations en mm dont le tracé s'effectue selon la loi $P = 2T$. (Dajoz, 1985).

Selon le diagramme ombrothermique d'Oum El Bouaghi (2003-2012), (fig 05) on n'observe que la période sèche s'étend entre la fin mi-Mais et mi-Novembre, par contre la période humide s'étend entre Novembre et la fin du Mai.

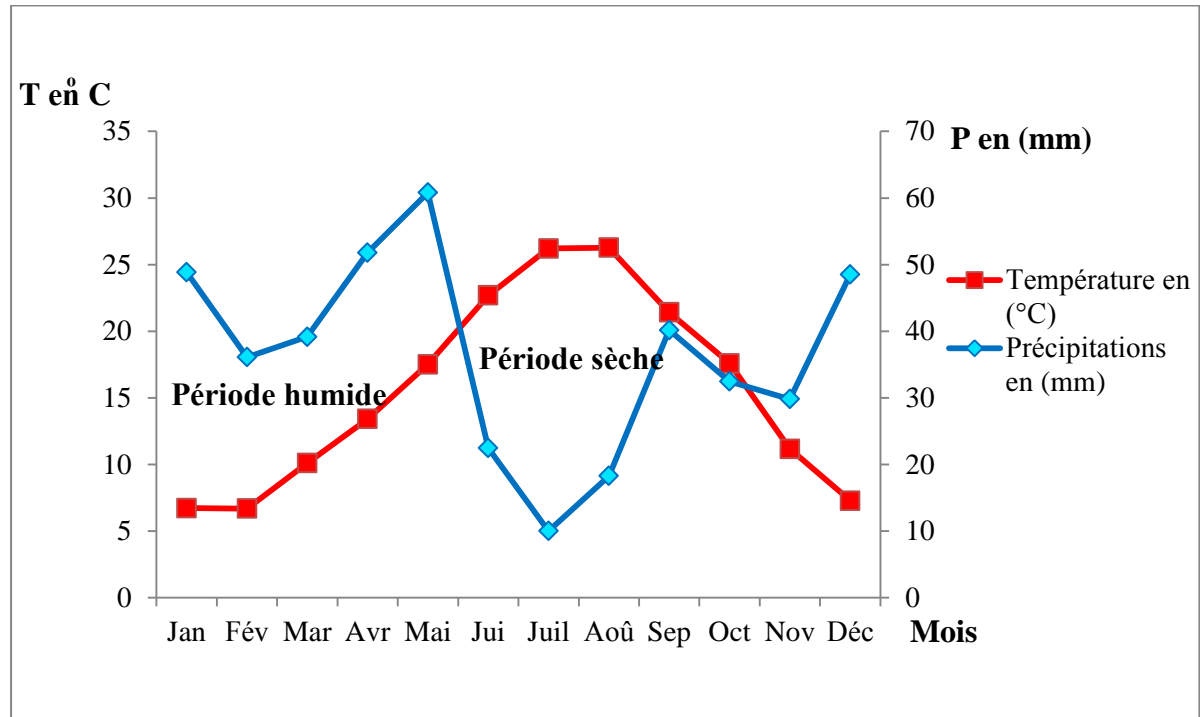


Figure 3.5: Diagramme ombrothermique de la région d'Oum El Bouaghi (2004-2013).

3.6.5.2. Quotient pluviométrique d'Emberger :

Selon Emberger (1963), la région méditerranéenne est subdivisée en cinq étages bioclimatiques. Pour déterminer l'étage bioclimatique de la zone d'étude, nous avons procédé au calcul du quotient pluviométrique d'Emberger (Q_2).

La formule du quotient d'Emberger (1955) s'exprime comme suit :

$$Q_2 = \frac{1000 \cdot P}{\frac{(M+m)(M-m)}{2}}$$

P : Précipitations moyenne annuelle en (mm).

M : Moyenne des maximums du mois le plus chaud. (° K)

m : moyenne des minimums du mois le plus froid. (° K)

Les températures sont exprimées en degrés absolus $T^{\circ}K = T^{\circ}C + 273,2$

Donc : $M=34,49+273,2=307,69$

$m=1,18+273,2=274,38$

Chapiter03 : Description du site d'étude

Donc avec un $Q_2 = 45,22$ et $m = 1,18$ °C l'étage où se situe le périmètre de notre étude se trouve selon le climagramme pluviométrique d'Emberger dans l'étage bioclimatique de végétation semi-aride (Fig: 06).

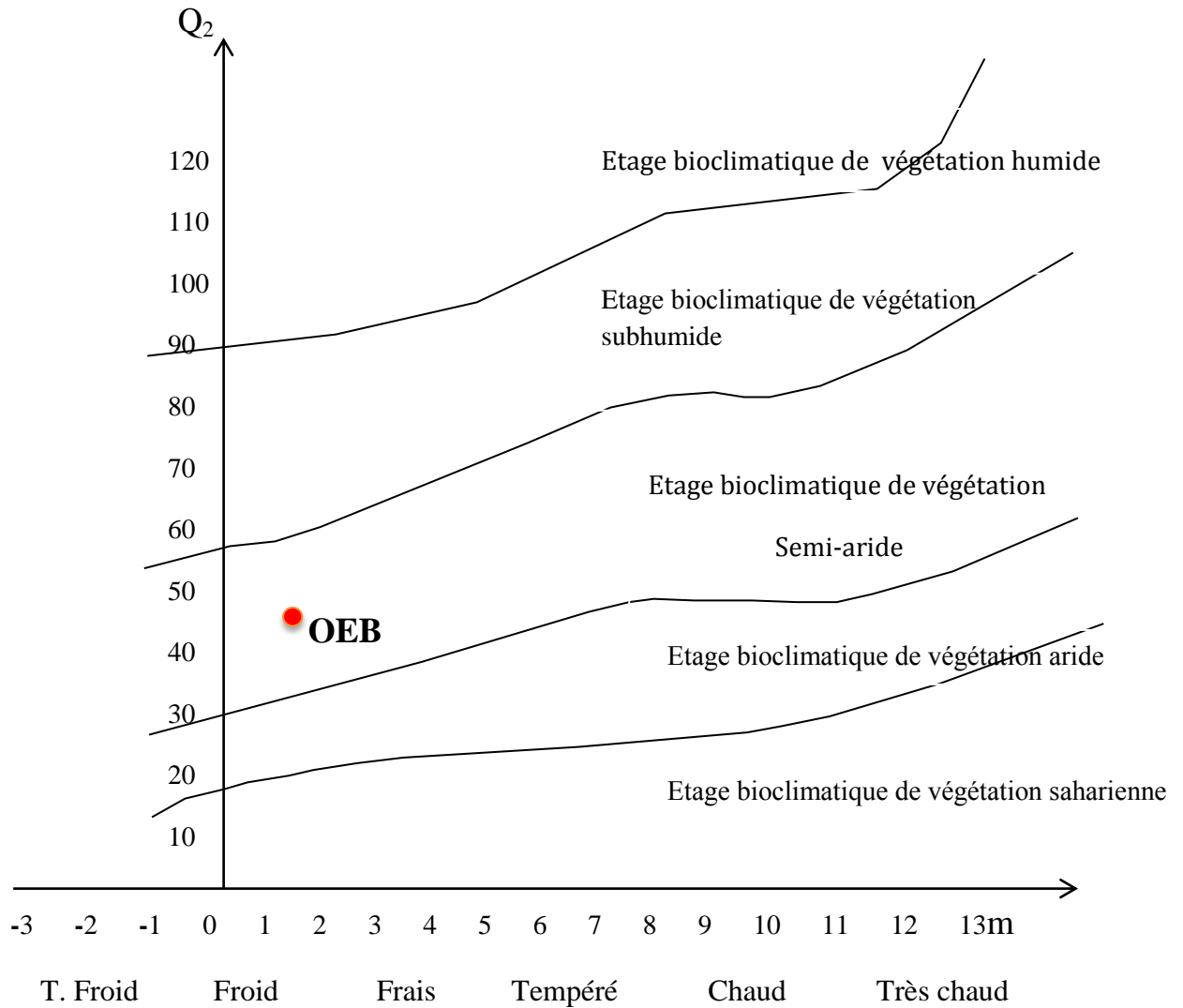


Figure 3.6: Situation de la région Oum El Bouaghi dans le climagramme d'Emberger. (2004-2013)

4.1. L'échantillonnage

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté, il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée (Rodier 2009).

L'objectif est d'obtenir un échantillon aussi représentatif que possible de l'eau à examiner sans contamination ni modification. Des précautions doivent être présentées à plusieurs niveaux : le matériel de prélèvement, mode de prélèvement, transport, conservation et étiquetage des échantillons (Rejsek, 2002).

4.1.1. Matériel de prélèvement

Pour l'analyse bactériologique les échantillons sont prélevés au moyen des flacons en verre d'une contenance de 1000 ml fermés hermétiquement et préalablement bien stérilisée à la chaleur humide en le maintenant à une température de 120°C, pendant au moins 20'.

Pour l'analyse physico-chimique des flacons en plastiques sont suffisant et le volume du prélèvement est d'un litre pour une analyse complète, les flacons seront rincés 3 fois avec de l'eau à analyser puis remplis jusqu'au bord (Rodier, 1996).

4.1.2. Mode de prélèvement

Le mode de prélèvement variera suivant l'origine de l'eau. Dans le cas d'une rivière, d'une nappe ouverte, d'un réservoir, d'une citerne, la bouteille sera plongée à une certaine distance du fond (50 cm) et de la surface, assez loin des rives ou des bords ainsi que des obstacles naturels ou artificiels, en dehors des zones mortes ou des remous, et en évitant la remise en suspension des dépôts. Les flacons sont ouverts sous l'eau et sont remplis jusqu'au bord, ensuite le bouchon est également placé sous l'eau de telle façon qu'il n'y est aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport (Rodier, 1996).

Le volume nécessaire pour une analyse complète d'eau peut varier de 2 à 5 litres, non compris les prélèvements spéciaux. Sauf pour certaines déterminations particulières à pratiquer sur place (oxygène dissous, pH, potentiel d'oxydoréduction, température) (Rodier, 2009)

4.1.3. Enregistrement, transport et conservation des échantillons

Il est essentiel que les échantillons soient clairement étiquetés immédiatement après les prélèvements et que les étiquettes soient lisibles. Dans ces derniers, on doit noter

avec précision : la date, l'heure, les conditions météorologiques, un numéro et toutes circonstances anormales (Lightfoot, 2002).

Le prélèvement subira obligatoirement un certain temps de transport et une éventuelle attente au laboratoire avant la mise en route analytique. Ces temps devront être réduits au minimum.

Pendant cette période, des phénomènes chimiques et bactériologiques peuvent conduire à plusieurs types de changement.

D'une façon générale, le transport à la température de 4 °C et à l'obscurité dans des emballages isothermes permet d'assurer une conservation satisfaisante. Et même dans ces conditions, l'analyse bactériologique doit débiter dans un délai maximal de 8 heures, après le recueil de l'échantillon. Et l'analyse physico-chimique avant les 24 heures où en prenant des dispositions pour la conservation des prélèvements.

4.2. Méthode et matériel pour la réalisation des analyses

Les analyses physico-chimiques, ont été réalisées au niveau du laboratoire de l'ADE d'Oum El Bouaghi, et pour le dosage des métaux lourds ont été effectuées au laboratoire analyses physico-chimiques de Mr bekha- ain m'lila -Oum El Bouaghi.

Les analyses bactériologiques ont été réalisées au niveau du laboratoire d'analyse de prévention ain fakroun -Oum El Bouaghi.

4.2.1. Méthodes d'analyse des caractères organoleptiques

4.2.1.1. La couleur apparente

Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'onde courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouges) sont absorbées très rapidement. La couleur des eaux de surface est due, généralement, à des substances colorées d'origine variées; (substance humiques, algues, substance minérales et rejets) (Rejsek, 2002).

La couleur apparente d'une eau c'est la couleur due aux substances dissoutes et aux matières en suspension (Rodier, 1996.).

Méthode et Mode opératoire

Dans notre étude la couleur apparente est mesurée par un examen visuel. Cette méthode, rapide donne une première indication sur la coloration apparente de l'eau. C'est la seule qui puisse être utilisée sur le terrain de manière simple.

Placer l'échantillon à analyser non filtré dans une bouteille incolore, propre et d'au moins un litre puis examiner l'intensité de la couleur et la teinte sous lumière diffuse après décantation.

Lecture et interprétation

- L'intensité de la couleur : incolore, pale, claire ou foncée.
- La teinte : jaune, brun, vert... (Rejsek, 2002).

4.2.1.2. Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimique

La qualité des eaux dépend essentiellement de la composition des milieux traversés et du temps de séjour dans chacun d'eux. Elle est également soumise à l'influence de l'environnement, et les activités anthropiques comme : la nature des sols, la végétation et les cultures, épandages des engrais, rejets d'eaux urbaines et industrielles et à l'activité bactériologique.

La connaissance des caractéristiques physico-chimiques des eaux est primordiale pour définir les possibilités d'exploitation d'une eau tant pour la potabilité que pour l'irrigation et l'industrie (Amor Abda, 2009).

Les substances présentes dans l'eau peuvent être classées selon deux modes différents:

- suivant leur nature chimique : organique ou minérale;
- suivant leur état physique : matières dissoutes, colloïdales ou en suspension.

Ces distinctions sont arbitraires dans la mesure où, d'une part une substance peut se trouver soit à l'état dissous, soit en suspension selon les conditions du milieu, et d'autre part, l'eau est le siège de phénomènes de dégradation biologique qui peuvent transformer des substances organiques en substances minérales (Rejsek, 2002).

Au niveau de notre site d'étude, nous permet d'affirmer un cas probable de pollution. A partir des différents paramètres : organoleptique (la couleur), physique (MES, turbidité...etc.), chimique (pH, conductivité...etc.), substance chimique indésirable (forme de nitrate, phosphate, sulfate) et des métaux lourds (chrome, plomb, mercure, cadmium).

4.2.1.2.1. La température

La température est un facteur écologique très important qui a une grande influence sur les propriétés physico-chimiques des écosystèmes aquatiques (Ramade, 1993). Elle conditionne les possibilités de développement et la durée du cycle biologique des espèces aquatiques (Angelier, 2003).

Il est très important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique et dans la détermination de pH.

Chapitre quatre : Matériel et méthodes

D'une façon générale, la température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air et de leur origine (Leclerc, 1996).

4.2.1.2.2. Le potentiel hydrogène (Le pH)

Le pH est relié à l'activité en protons, il est la valeur qui détermine si une substance est acide, neutre ou de base, il est calculé à partir du nombre d'ions hydrogène présents. Le pH d'une solution aqueuse varie de 0 à 14, un pH de 7 signifie que la solution est neutre. Un pH inférieur à 7 indique que la solution est acide, et un pH supérieur à 7 indique que la solution est basique (Rodier, 1996).

Le pH agit indirectement sur la santé dans la mesure même où il influe sur les différents procédés du traitement destiné à éliminer les virus, les bactéries et autres organismes nocifs (Samake, 2002).

Tab.4.1 : Classifications des eaux d'après leur pH (Agrigon, 2000; Hakmi, 2002).

pH<5	Acidité forte: 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

4.2.1.2.3. La conductivité électrique

L'eau pure est peu conductrice du courant électrique car elle ne contient que très peu de particules chargées électriquement (ions), susceptibles de se déplacer dans un champ électrique. La conductivité traduit la minéralisation totale de l'eau. Sa valeur varie en fonction de la température (Rodier, 1996).

La conductivité est liée à la présence d'ions en solution. Elle augmente avec la température et la concentration en sels dissous.

La conductivité électrique d'une eau est généralement mesurée par un appareil multi paramètre et elle s'exprime en micro Siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (Rodier, 2009).

Une conductivité électrique de l'eau supérieure à $1500 \mu\text{S}/\text{cm}$ fait considérer une eau comme inutilisable dans les zones irriguées (Samake, 2002).

Tab 4.2 : Classifications des eaux d'après leur pH (Agrigon, 2000; Hakmi, 2002).

X ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	Types d'eaux
0.005	Eau déminéralisée
$10 < X < 80$	Eau de pluie
$30 < X < 100$	Eau peu minéralisée, domaine granitique
$300 < X < 500$	Eau moyennement minéralisée, domaine des roches carbonatées (karst)
$500 < X < 1000$	Eau très minéralisée
$1000 < X < 3000$	Eau très minéralisée, saumâtre ou saline
$X > 3000$	Eau de mer

4.2.1.2.4. La salinité

La salinité est la quantité totale des résidus solides (en grammes) contenus dans 1 kg d'eau de mer, quand tous les carbonates ont été transformés en oxydes, et que toute la matière organique a été oxydée (Reynard, 1996).

L'origine des sels responsables de la salinité est diverse elle peut être naturelle (marine actuelle ou ancienne, pétrographique, volcanique, hydrothermale, éolienne...etc.) elle est aussi très souvent anthropique (hydro-agricole, engrais, effluents urbains...etc.).

Quand on parle de la salinité il s'agit donc de sels chlorurés, sulfatés, bicarbonatés ou nitrates, de sels simples ou complexes plus ou moins hydratés.

La présence de sel dans l'eau modifie certaines propriétés (densité, compressibilité, point de congélation, température du maximum de densité). D'autres (viscosité, absorption de la lumière) ne sont pas influencées de manière significative. Enfin certaines sont essentiellement déterminées par la quantité de sel dans l'eau (conductivité, pression osmotique) (Mermoud, 2005).

Pour la mesure de la salinité on utilise un multi-paramètre.

4.2.1.2.5. La turbidité

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble, c'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoutes.

Un liquide trouble s'éclaire vivement lorsqu'il est traversé par un faisceau lumineux, c'est le phénomène dit de Tyndall due aux particules insolubles en suspension diffusant latéralement une partie des rayons lumineux. (Lacroix, 1991).

Chapitre quatre : Matériel et méthodes

Tab 4.3 : Classes de turbidité usuelles (NTU). (Hakmi, 2002).

NTU<5	Eau claire
5<NTU<30	Eau légèrement trouble
NTU>50	Eau trouble

4.2.1.2.6. Dosage des chlorures

Les chlorures sont répandues dans la nature, on les trouve sous forme de Na Cl, KCl ou Ca Cl₂ (Sayad, 2008).

Méthode et Mode opératoire

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium, la fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent.

Réactifs :

- Acide nitrique pur.
- Carbonate de calcium pur.
- Solution de chromate de potassium à 10 %.
- Solution de nitrate d'argent 0,1 N.

Introduire 100 ml d'eau à analyser dans un erlemmeyer au col large, ajouter 2 à 3 gouttes de solution de chromate de potassium à 10%, verser au moyen d'une burette la solution de nitrate d'argent jusqu'à l'apparition d'une teinte rougeâtre qui doit persister 1 à 3 minutes. Soit V le nombre de millilitres de nitrate d'argent 0,1 N utilisés.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 100 ml :

$V \times 10 \times 3,55$ donne la teneur en chlorures, exprimée en milligrammes de Cl⁻ par litre d'eau.

$V \times 10 \times 5,85$ donne la teneur en chlorures exprimée en milligrammes de NaCl par litre d'eau (Rodier, 2009).

4.2.1.2.7. Le taux des sels dissous (TDS)

La quantité des sels minéraux dissous influence la conductivité, la mesure qui permet de déterminer la quantité totale de sels minéraux dissous dans l'eau qu'est appelée le TDS.

La mesure de la TDS se fait à l'aide d'un TDS mètre en mettant une quantité de l'eau à analyser dans une cuve stérile et l'introduire dans cet appareil (Rodier, 1996).

4.2.1.2.8. Détermination de l'alcalinité (TA - TAC)

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence de bases et de sels d'acides faibles. Dans les eaux naturelles, l'alcalinité résulte le plus généralement à la présence d'hydrogencarbonates, carbonates et hydroxydes.

On distingue comme pour la mesure de l'acidité, deux titres qui sont le titre alcalimétrique ou titre alcalimétrique simple (TA) et le titre alcalimétrique complet (TAC). L'unité utilisée est le degré français ($1^{\circ}f = 10 \text{ mg/l de CaCO}_3 = 0,2 \text{ milliéquivalent/l}$).

Méthode et Mode opératoire (Méthode titrimétrique de dosage du TA et du TAC)

L'eau à analyser doit être conservée de préférence dans des récipients en polyéthylène ou en verre borosilicaté et l'analyse doit être pratiquée dans les 24 heures après le prélèvement.

Ces déterminations sont basées sur la neutralisation d'un certain volume d'eau par un acide minéral dilué, en présence d'un indicateur coloré.

Réactifs :

- Acide chlorhydrique ou sulfurique 0,02 N.
- Solution de phénolphtaléine dans l'alcool à 0,5 %
- Solution de vert de bromocrésol et de rouge de méthyle : (Vert de bromocrésol 0,2 g + Rouge de méthyle 0,015 g + Éthanol à 90 % q.s.p. 100 cm³)
- Eau déionisée exempte d'anhydride carbonique libre.

Détermination du TAC

Utiliser l'échantillon traité précédemment ou le prélèvement primitif s'il n'y a pas eu de coloration. Ajouter 2 gouttes de solution de vert de bromocrésol et de rouge de méthyle et titrer de nouveau avec le même acide jusqu'à disparition de la coloration bleu verdâtre et apparition de la couleur rose (pH 4,5). Le dosage doit être effectué rapidement pour réduire les pertes de CO_2^{3+} qui pourraient entraîner une élévation du pH de virage. Soit V le volume d'acide 0,02 N versé depuis le début du dosage.

Expression des résultats

TAC : $V / 5$ exprime le titre alcalimétrique complet (TAC) en milliéquivalents par litre.

– V' exprime le titre alcalimétrique complet en degrés français (Rodier, 2009).

4.2.1.2.9. Les formes d'azote

L'azote présent dans l'eau peut avoir un caractère organique ou minéral.

L'azote organique est principalement un constituant des protéines, des polypeptides, des acides aminés et de l'urée. L'azote minéral qui comprend l'ammonium (NH_4^+), les Nitrites

(NO₂) et les Nitrates (NO₃) constitue la majeure partie de l'azote total (Belghyti, *etal*, 2009).

4.2.1.2.9.1. Dosage des nitrates (NO₃)

Sels minéraux de l'acide nitrique ils sont aussi des éléments minéraux nutritifs tant pour les organismes autotrophes terrestre qu'aquatique (Ramade, 1993).

Les nitrates sont présents dans l'eau par lessivage des produits azotés dans le sol, par décomposition des matières organiques ou, des engrais de synthèse ou naturels. Les nitrates proviennent également de l'oxydation de l'ammoniaque.

Matières organiques et microorganismes → ammoniaque → nitrites → nitrates (Samake, 2002).

Méthode et Mode opératoire (Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire)

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage spectrométrique.

Réactifs :

- Solution de salicylate de sodium à 10 g/L à renouveler toutes les 24 heures.
- Acide sulfurique concentré (d = 1,84).
- Solution d'hydroxyde de sodium :(hydroxyde de sodium 200 g + sel disodique de l'acide éthylène diamine tétracétique 50 g + eau déionisée q.s.p. 1 L).
- Solution d'azoture de sodium (azoture de sodium 50 mg eau déionisée q.s.p. 100 ml)
- Solution mère étalon d'azote nitrique à 100 mg/L : (nitrate de potassium anhydre 722 mg eau déionisée q.s.p. 1 000 ml).
- Solution fille étalon d'azote nitrique à 5 mg/L :(Amener 50 ml de la solution mère à 1 000 ml avec de l'eau déionisée).

Mode opératoire : Introduire 10 ml d'eau dans une capsule de 60 ml. Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 10 ml d'eau déionisée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 10 mL, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litre d'eau. Pour obtenir la teneur en nitrate (NO₃), multiplier ce résultat par 4,43 (Rodier, 2009).

4.2.1.2.9.2. Dosage des nitrites (NO₂)

Les nitrites sont des composés azotés solubles dans l'eau qui se forment lorsque la dégradation microbologique des nutriments (résidus de nourriture) est incomplète. Leur présence peut aussi être due à un apport d'eaux chargées en nitrites ou d'eaux pluviales (surtout après les orages). Lorsque l'écosystème est intact, l'analyse de l'eau ne doit détecter aucun nitrite. Leur toxicité est due principalement à ce qu'en se fixant dans le sang, les nitrites empêchent le transport de l'oxygène (Amino, 1983).

Méthode et Mode opératoire (Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire)

Les nitrites réagissent avec le Sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après copulation avec le N1 Naphtyléthylènediamine dichloride donne naissance à une coloration rose mesurée à 543nm.

Réactifs :

- Sulfanilamide 40 g.
- Acide phosphorique 100 ml.
- N-1- Naphtyl éthylène diamine 2 g.
- H₂O distillée q.s.p 1000 ml.

Mode opératoire

- Prendre 50 ml d'eau à analyser
- Ajouter 1 ml du réactif mixte.
- Attendre 10mn.

L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO₂-.Effectuer la lecture à 543 nm.

Expression des résultats

Le résultat est donné directement en mg/l (Rodier, 1996).

4.2.1.2.9.3. Dosage de l'azote ammoniacal (NH₄⁺)

L'azote ammoniacal est assez souvent rencontré dans les eaux et traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique. Dans les eaux superficielles, il peut avoir pour origine: la matière organique végétale, animale ou humaine, ainsi que les rejets (engrais, eau usées...) (Rodier, 2005).

La teneur en azote ammoniacal dans les eaux superficielles est normalement très faible (Rodier 2009).

Méthode et Mode opératoire (Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire)

Mesure spectrométrique à environ 655nm du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprusiate de sodium.

Réactifs :

Réactif I :

- Acide dichloroisocyanurique 2 g.
- Hydroxyde de sodium (NaOH) 32 g.
- H₂O distillée q.s.p 1000

Réactif II (coloré) :

- Trictrate de sodium 130 g.
- Salicylate de sodium 130 g.
- Nitroprusiate de sodium 0.97 g.
- H₂O distillée q.s.p 1000 ml

Mode opératoire :

- Prendre 40 ml d'eau à analyser
- Ajouter 4 ml du réactif I
- Ajouter 4 ml du réactif II et ajuster à 50 ml avec H₂O distillée et attendre 1h. 30

L'apparition de la coloration verdâtre indique la présence de : NH₄⁺

Effectuer la lecture à 655 nm.

Expression des résultats

Le résultat est donné directement en mg/l (Rodier, 1996).

4.2.1.2.10. Dosage des phosphates (PO₄²⁻)

Il est mesuré soit sous forme de phosphore total (Pt), soit sous forme de phosphates qui sont des nutriments pour la croissance des végétaux.

La majorité des apports de phosphore provient de sources ponctuelles : rejets urbains ou industriels, déjections animales provenant d'élevages industriels. Le phosphore se retrouve dans les eaux de surface et dans les sédiments sous plusieurs formes, organiques et minérales (phosphate et poly phosphate) plus ou moins complexées (Marc, 1999).

Méthode et Mode opératoire (Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire)

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrométrique.

Réactifs :

- Solution de molybdate d'ammonium 40 g/L.
- Acide sulfurique 2.5mol/l à 15 % environ en volume.
- Solution d'acide ascorbique 20 g/L
- Solution d'oxotartrate de potassium et d'antimoine 2,8 g/L.

Réactif combiné : -Solution d'acide sulfurique 50 ml

- Solution de tartrate double d'antimoine et de potassium 5 ml
- Solution de molybdate d'ammonium 15 ml
- Eau déionisée q.s.p. 100 ml.

Mode opératoire

Vérifier le pH de l'échantillon qui doit être compris entre 2 et 7, l'ajuster si nécessaire. Introduire 20 mL d'eau dans une fiole jaugée de 25 ml, ajouter 1 ml de solution d'acide ascorbique puis poursuivre comme pour l'établissement de la courbe d'étalonnage. Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage (Rodier, 2009).

4.2.1.2.11. Dosage du Sulfates (SO₄²⁻)

Les sulfates constituent la forme biogéochimique la plus commune du soufre dans les milieux terrestres, dans les eaux continentales ou océaniques, ainsi que dans les sédiments dans le potentiel redox est faible (Ramade, 1993). Ils proviennent principalement des gypses présents dans le sol.

Comme les sulfates ne sont pratiquement pas assimilables, une eau contenant une teneur élevée produira des effets laxatifs chez l'homme (Samake, 2002).

Méthode et Mode opératoire (Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire)

Par méthode néphélométrique les sulfates sont précipités en milieu chlorhydrique à l'état de sulfate de baryum. Le précipité ainsi obtenu est stabilisé à l'aide d'une solution de Tween 20 ou de polyvinyl-pyrrolidone. Les suspensions homogènes sont mesurées au spectromètre.

Réactifs :

- Solution d'acide chlorhydrique au 1/10.
- Solution de polyvinyl-pyrrolidone ou de Tween 20 à 25 %.
- Solution de chlorure de baryum stabilisée 10 g
- Solution de Tween 20 ou 5 mL de solution de polyvinyl-pyrrolidone 20 ml
- Eau déionisée q.s.p. 100 mL
- Solution étalon de sulfate de sodium à 150 mg/L de SO_4^{2-} : (sulfate de sodium anhydre 0,221 g + eau déionisée q.s.p. 1 000 mL).

Mode opératoire

Dans un tube, introduire successivement : Eau à analyser 50 ml, Acide chlorhydrique au 1/10 ml, Solution de chlorure de baryum + Tween 20 5 ml.

Préparer dans les mêmes conditions un tube témoin en remplaçant l'eau à analyser par de l'eau déionisée. Agiter énergiquement et laisser reposer 15 minutes. Agiter de nouveau et faire les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 650 nm. Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 39 ml, la courbe donne directement la teneur en sulfates exprimée en milligrammes de SO_4^{2-} par litre d'eau (Rodier, 2009).

4.2.1.2.12. La mesure de la demande chimique en oxygène (DCO) :

La DCO décrit les besoins en oxygène des matières oxydables présentes dans l'eau d'un effluent. Il s'agit en grande partie de matières organiques qui seront oxydées lors de réactions enzymatiques, ou d'ions oxydables (fer ferreux, chlorures, sulfures, nitrites...) Appliquées aux effluents traités par une station d'épuration, la mesure de la DCO permet d'apprécier l'efficacité du traitement appliqué et d'évaluer l'impact des rejets sur l'environnement quant au risque d'asphyxie par une trop grande consommation d'oxygène lors des réactions de dégradation et d'oxydation.

La DBO5 décrit également une demande en oxygène d'un effluent, mais il ne s'agit que des besoins des micro-organismes présents dans l'effluent, qui vont consommer l'oxygène pour leurs réactions métaboliques. Par définition, la DBO5 est incluse dans la DCO (et son taux devrait nécessairement lui être inférieur). Elle est représentative de la capacité d'un milieu à s'auto-épurer. Ces deux chiffres sont des indicateurs du taux de pollution d'un milieu.

A* *Le principe de la mesure de la DCO*

Pour estimer la quantité d'oxygène nécessaire à un échantillon donné pour être oxydé, la méthode normalisée prévoit l'adjonction de dichromate de potassium pour permettre l'oxydation de toutes les matières organiques ou minérales susceptibles de l'être. Cette réaction s'effectue en milieu acide et le mélange est porté à ébullition en présence d'un catalyseur (AgSO_4). A l'issue de cette réaction, il suffit de titrer le dichromate restant en solution et d'estimer, par différence, la quantité d'oxygène demandée par la réaction. Ce titrage est réalisé en réduisant le dichromate restant par une solution de sel de Mohr [FeSO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $6\text{H}_2\text{O}$]. La ferroïne, indicateur coloré, vire du bleu au rouge lorsque cette réaction est complète.

Remarque : Tous les composés ne sont pas oxydés lors de cette réaction, certaines molécules complexes restent inaltérées. Dans le cas d'un effluent urbain classique, cela affecte peu la mesure.

4.2.1.3. Méthodes d'analyse bactériologique :

L'étude de la variation de la population bactérienne globale, le dénombrement et la recherche des bactéries d'origine fécale et la recherche des bactéries pathogènes sont les grandes lignes des analyses bactériologiques des eaux (Guiraud, 1998).

Les bactéries dans l'eau peuvent avoir trois origines différentes :

- ⇒ Origine purement aquatique.
- ⇒ Origine terrestre.
- ⇒ Origine animale ou humaine (Sayad, 2008).

Nous avons effectué pendant notre travail un dénombrement des germes indicateurs de pollution qui sont :

- les germes totaux ;
- les coliformes (coliformes totaux) ;
- les coliformes fécaux thermotolérants (*E.coli*) ;
- les streptocoques fécaux ;
- les clostridium sulfite-réducteurs ;
- autres germes pathogènes tels que *Salmonella*, Staphylocoques.

4.2.1.3.1. Matériel utilisé pour l'analyse microbiologique

Sur le terrain nous avons utilisé pour le prélèvement d'échantillon d'eau des flacons en verre stériles de 250 ml.

Au laboratoire, le matériel classique d'un laboratoire de bactériologie: des étuves à 37, à 44 et à 22°C, un bain Marie, des boîtes de Pétri, anse de platine, pipette Pasteur, bec Bunsen et des milieux de culture liquides et solides, ainsi que plusieurs réactifs.

4.2.1.3.2. Dénombrement de germes indicateurs de contamination fécale

La flore fécale totale est constituée majoritairement d'une flore anaérobie dont les clostridies sporogènes sulfato-réductrice, et d'une flore minoritaire aérobie-anaérobie facultative, *Escherichia coli* est numériquement le principal germe de cette flore, les entérocoques occupent la seconde place comme les streptocoques du groupe D (Claude, 1996).

4.2.1.3.3. Les coliformes totaux et coliformes fécaux (thermo-tolérants)

La recherche des coliformes totaux CT, cette analyse est la plus fréquente pour le contrôle de l'eau, sa reproductibilité et l'omniprésence des coliformes dans les eaux de surface en font un indicateur universel pour juger la qualité d'une eau, parce qu'ils peuvent être indirectement associés à une pollution d'origine fécale (Ellioua, 2010).

Le terme « coliforme » correspond à des organismes en bâtonnets, non sporogènes, Gram négatifs, oxydase négatifs, facultativement anaérobies, capables de croître en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface possédant des activités inhibitrices de croissance similaires, et capables de fermenter le lactose (et le mannitol) avec production d'acide et d'aldéhyde en 48 heures, à des températures de 35 à 37 °C (Rodier, 2009).

Les coliformes fécaux, ou coliformes thermo-tolérants, sont un sous-groupe des coliformes totaux capable de fermenter le lactose à une température de 44°C. L'espèce la plus fréquemment associée à ce groupe bactérien est *Escherichia coli* (*E.coli*), dans une moindre mesure, certaines espèces des genres *Citrobacter*, *Enterobacter* et *Klebsiella* (Roux, 2003).

La bactérie *E.coli* représente toute fois 80 à 90% des coliformes fécaux détectés (Délarras, 2003).

Méthode et Mode opératoire

La colimétrie est une méthode de routine, qui consiste à rechercher et dénombrer des bactéries coliformes, et des coliformes thermo-tolérants dans les eaux, en milieu liquide par la technique du nombre le plus probable (NPP). C'est une estimation statistique du nombre de micro-organisme supposés distribués dans l'eau de manière parfaitement aléatoire. Elle se réalise en deux étapes : test de présomption et test de confirmation.

Chapitre quatre : Matériel et méthodes

A. Test de présomption: recherche des Coliformes totaux. (Milieu BCPL D/C et S/C)

A partir de l'eau à analyser ou l'échantillon, ensemercer aseptiquement sur le milieu de bouillon Lactosé au Bromocrésol Pourpre (BCPL) liquide en tube, munis de cloches de Durham (pour déceler le dégagement éventuel du gaz dans le milieu) des séries de des 3 tubes

- 3 tubes de BCPL double concentration avec 10ml de l'échantillon.
- 3 tubes de BCPL simple concentration avec 1 ml de l'échantillon.
- 3 tubes de BCPL simple concentration avec 0.1 ml de l'échantillon.

Chassez l'air éventuellement présent dans les cloches de Durham et mélanger bien le milieu et l'inoculum. L'incubation se fait à 37°C pendant 24 à 48 heures. (Labres, 2006).

Seront considérés comme positifs, les tubes présentant à la fois :

- ✓ Un dégagement de gaz (supérieur au 1/10 de la hauteur de la cloche),
- ✓ Un trouble microbien accompagné d'un virage du milieu au jaune (témoin de la fermentation du lactose présent dans le milieu).

Noter le nombre de tubes positifs dans chaque série et se reporter à la table de Mac Grady pour obtenir le nombre de coliformes totaux présents dans 100 ml d'eau à analyser.

B. Test de confirmation: recherche des Coliformes fécaux et *Escherichia coli* (milieu Schubert)

A partir de chaque tube de BCPL positif, ensemercer deux ou trois gouttes dans un tube de milieu indole mannitol (milieu Schubert) muni d'une cloche de Durham. L'incubation se fait à 44°C ± 0,5°C pendant 24 - 48 heures.

Dans les tubes montrant un trouble et un dégagement gazeux dans la cloche de Durham, ajouter quelques gouttes de réactif Kowacks.

Une réaction considérée positive correspond à la formation d'anneau rouge à la surface de tube (témoin de la production d'indole) autrement dit présence de coliformes fécaux *E.coli*.

Noter le nombre des tubes positifs et exprimer le résultat selon la table de Mac Grady à 3 tubes pour déterminer le nombre le plus probable (N.P.P) de coliformes fécaux par 100 ml d'échantillon. (fig.3.3)

Remarque : Etant donné que les Coliformes fécaux font partie des Coliformes totaux, il est pratiquement impossible de trouver plus de Coliformes fécaux que de Coliformes totaux (Lebres, 2006).

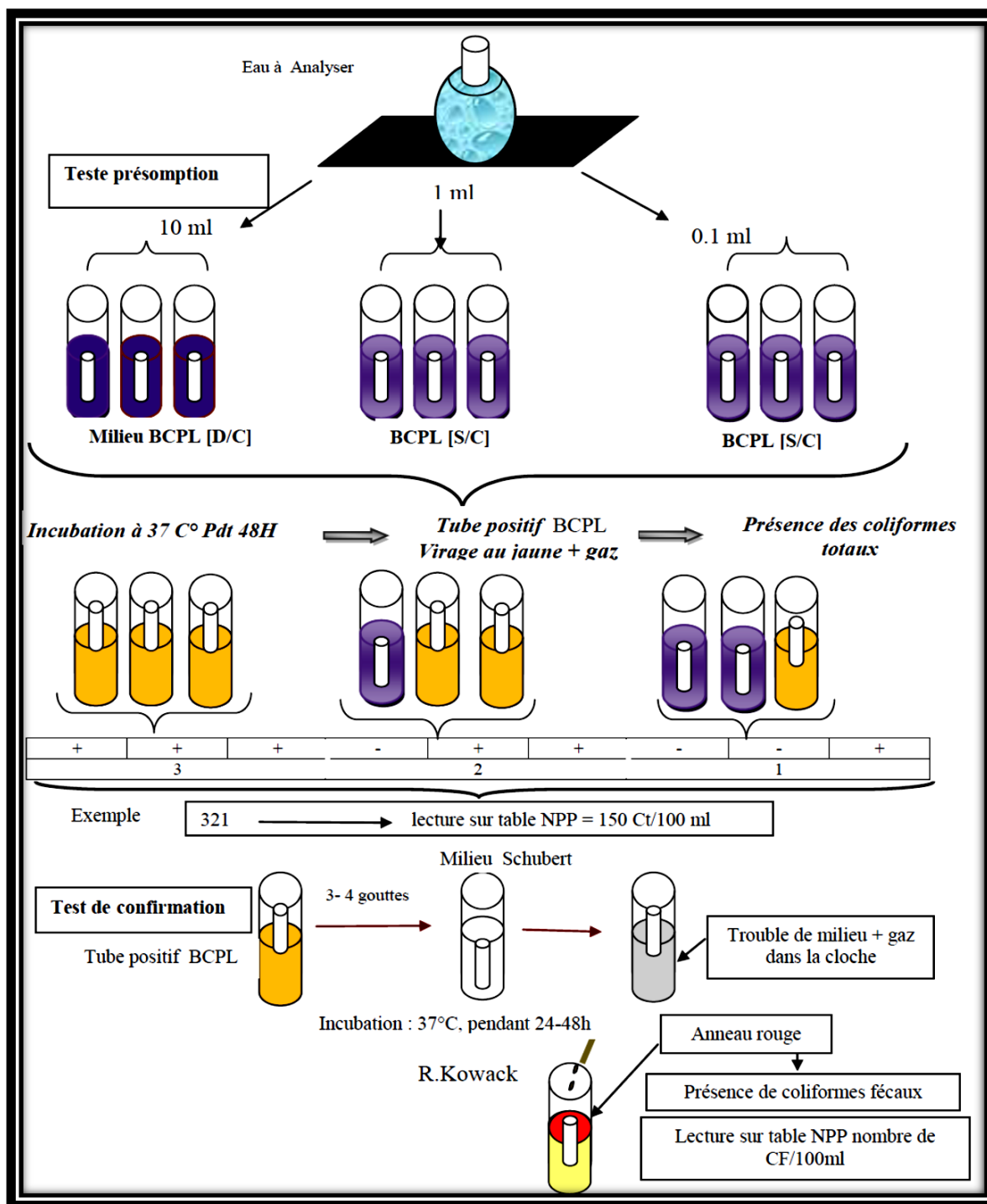


Fig. 4.1 : Recherche et dénombrement des Coliformes Totaux et Coliformes Fécaux, méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP) de Mac Grady.

4.2.1.3.4. Les streptocoques fécaux (streptocoque du groupe «D»)

Parmi les paramètres microbiologiques à rechercher, les streptocoques fécaux ou les entérocoques fécaux. Plus précisément, cette appellation correspond à des streptocoques du groupe «D» (ou séro groupe D de Lancefield), ou encore les entérocoques intestinaux (Délarras, 2003). Sont des bactéries qui se présentent sous

forme de cocci à Gram positive, sphériques ou ovoïdes formant des chainettes, ne possédant pas de catalase mais possédant l'antigène du groupe D. Ils sont capables de se développer en 24 à 48 heures à 37°C sur un milieu sélectif à l'azoture de sodium en 2heures à 44°C (Bourgeois et Leveau, 1980).

Méthode et Mode opératoire (Colimétrie)

La recherche et le dénombrement des streptocoques du groupe « D » dans les eaux, en milieu liquide par la technique du NPP, se fait en deux étapes consécutives, test de présomption et test de confirmation.

A. Test de présomption: recherche présomptive des Streptocoques. (Milieu Rothe (D/C et S/C))

A partir de l'eau à analyser ou l'échantillon, ensemercer aseptiquement dans le milieu Rothe (bouillon à l'acide de sodium) liquide en tube, des séries de des 3 tubes :

- 3 tubes de Rothe double concentration avec 10 ml de l'échantillon.
- 3 tubes de Rothe simple concentration avec 1 ml de l'échantillon.
- 3 tubes de Rothe simple concentration avec 0.1 ml de l'échantillon.

Bien mélanger le milieu. L'incubation se fait à 37°C pendant 24 à 48 heures.

Les tubes présentant un trouble microbien pendant cette période sont présumés contenir un streptocoque fécal et sont soumis au test confirmatif (ces derniers ne doivent en aucun cas faire l'objet de dénombrement).

B. Test de confirmation: confirmation réelle des Streptocoques du groupe « D ». (Milieu Eva litsky).

Après agitation des tubes positifs, prélever sur chacun d'eux successivement quelques gouttes de pipette pasteur, et le reporter dans des tubes du milieu Eva litsky a l'éthyl violet et azide de sodium, et incuber à 37°C, pendant 24 - 48 heures.

Seront considérés comme positifs, les tubes présentant un trouble microbien, et une pastille blanchâtre ou violette au fond des tubes (Rodier, 2009).

Noter le nombre des tubes positifs et exprimer le résultat selon la table de Mac Grady à 3 tubes pour déterminer le nombre le plus probable (N.P.P) de streptocoques fécaux par 100 ml d'échantillon. (Fig 4.2).

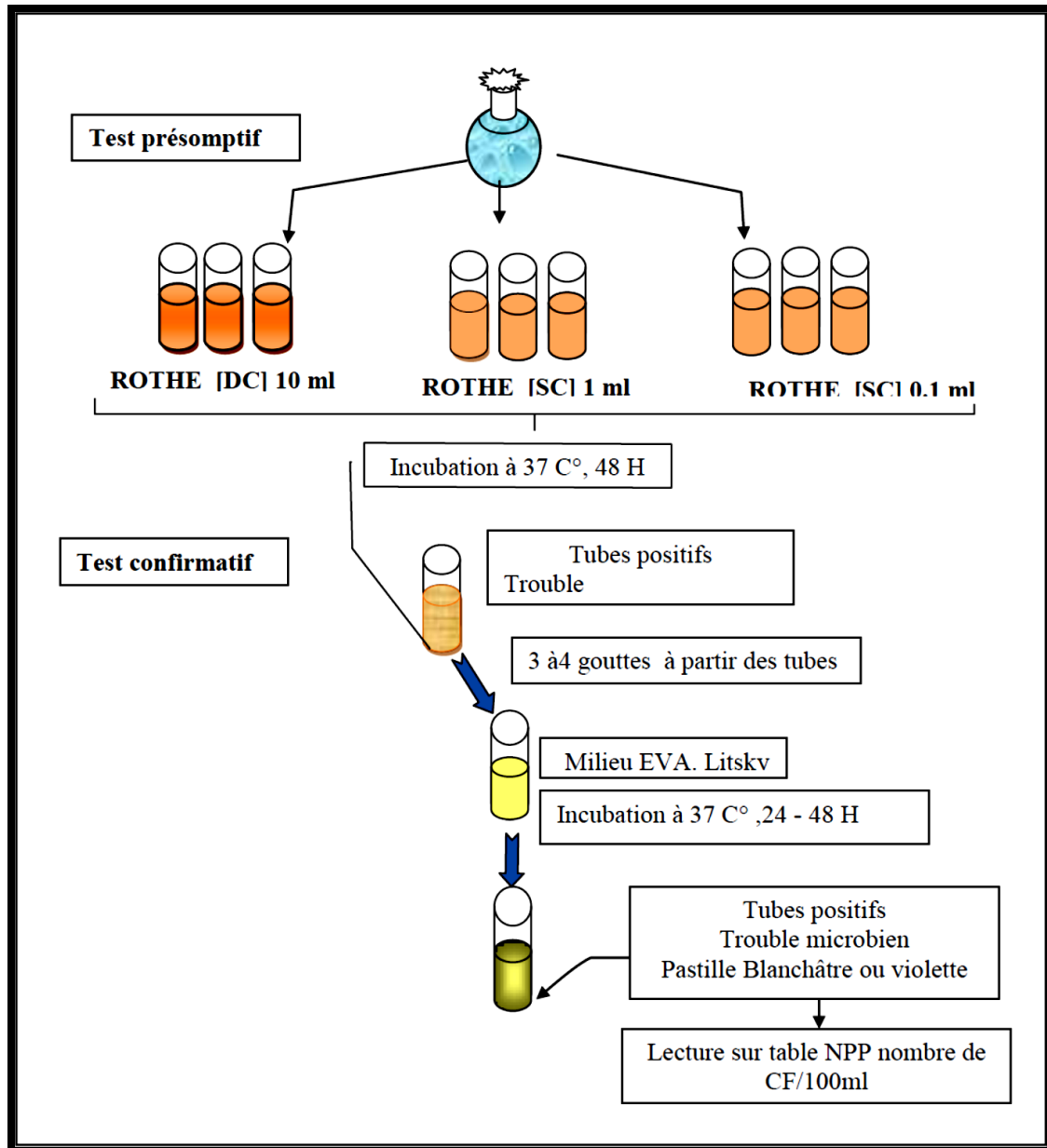


Fig.4.2 : Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux (Streptocoques Fécaux), méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP)

4.2.1.3.5. Recherche et dénombrement des spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices

Ce sont les formes sporulées qui sont recherchées. Se dit des groupes de germes apparentés ou appartenant au genre Clostridium qui est recherché en microbiologie alimentaire et des eaux. Comme indice de contamination, ces germes bactériens sont très résistants aux facteurs défavorables du milieu ils ont la capacité à sporuler (Spore+) (Bugnicourt, 1995).

Chapitre quatre : Matériel et méthodes

La forme spore, beaucoup plus résistante que les formes végétatives des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux, permettrait ainsi de déceler une pollution fécale ancienne ou intermittente.

Ils se présentent sous forme de bacilles à Gram positif et qui en se développant à une température de $36 \pm 2^\circ\text{C}$ en 24 à 48 heures en gélose profonde (Rodier, 2009)

Méthode et Mode opératoire (Milieu viande de foie)

L'incorporation en gélose en tubes profonds, sur milieu viande de foie permet de rechercher, et dénombrer les spores des bactéries anaérobies sulfito-réductrices et de clostridium sulfito-réducteurs dans les eaux. Elle donne des colonies caractéristiques qui sont de couleur blanche entourées d'une auréole noire. (Rodier, 2009).

A partir de l'eau à analyser :

- Transférer environ 25 ml dans un tube stérile, qui sera par la suite soumis à un chauffage de l'ordre de 75°C pendant 15 minutes, dans le but de détruire toutes les formes végétatives des bactéries anaérobies sulfito-réductrices éventuellement présentes. Un autre flacon rempli d'une autre eau servira de témoin de température.
- Après chauffage, refroidir immédiatement le flacon destiné à l'analyse, sous l'eau de robinet.
- Répartir ensuite le contenu de ce tube, dans 4 tubes différents et stériles, à raison de 5 ml par tube.
- Ajouter environ 18 à 20 ml de gélose Viande Foie, fondue puis refroidie à $47 \pm 1^\circ\text{C}$, additionnée de leurs additifs spécifiques.
- Mélanger doucement le milieu et l'inoculum en évitant d'introduire des bulles d'air et de l'oxygène.

Laisser solidifier sur paillasse pendant 30 minutes environ, puis incuber à $36 \pm 2^\circ\text{C}$, pendant 44 ± 4 heures.

Lecture et interprétation

La première lecture doit être absolument faite à 16 heures car très souvent les spores des bactéries anaérobies sulfito-réductrices sont envahissantes sinon on se trouvera en face d'un tube complètement noir rendant ainsi l'interprétation difficile voire impossible et l'analyse sera à refaire en utilisant des dilutions décimales de 10^{-1} voire 10^{-2} . La deuxième lecture se fera à 24 heures.

Chapitre quatre : Matériel et méthodes

Dénombrer toutes colonies noires de 0,5 mm de diamètre, ayant poussé en masse et rapporter le nombre total des colonies dans les quatre tubes à 20 ml d'eau à analyser. (Fig.3.5) (Labres *et al.*, 2008).

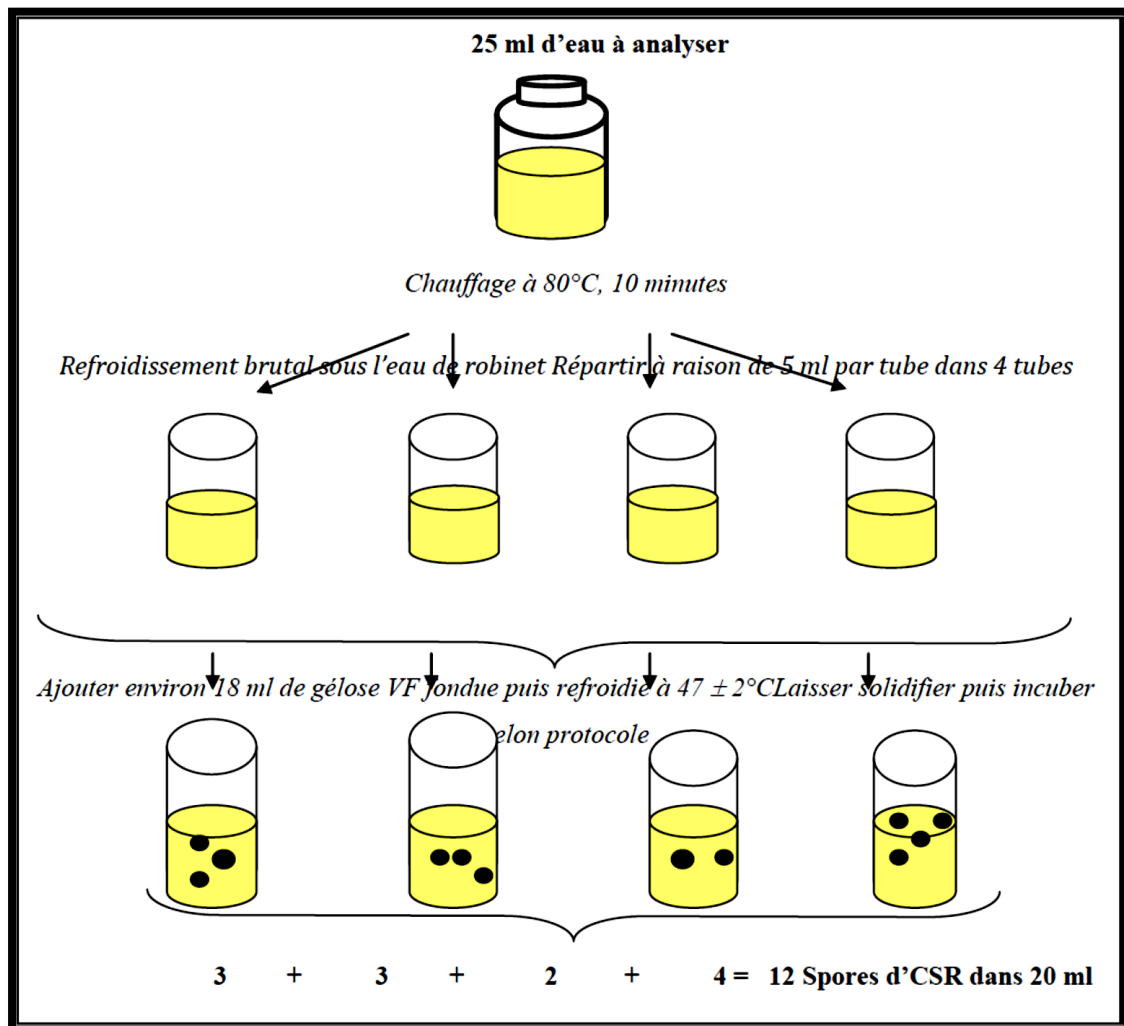


Fig 4.3: Recherche et dénombrement des Clostridium sulfuto-réducteur.

4.2.1.3.6. Recherche et dénombrement des bactéries aérobies revivifiables (germe totaux)

Dans les eaux, les micro-organismes totaux correspondent à des micro-organismes ou à des bactéries revivifiables, encore dénommés 'germes totaux' ou 'flore totale' (Délarras, 2007). Cet examen vise à dénombrer non spécifiquement le plus grand nombre de microorganismes, en particulier de bactéries se développant dans les conditions aérobies habituelles de culture. Il est utilisé comme indicateur de pollution (Rodier, 2009). La recherche et le dénombrement se réalisent à deux températures différentes à 22°C et 37°C pendant 24 et 72 heures.

↳ Méthode et Mode opératoire (Milieu utilisée gélose TGEA)

- A partir de l'eau à analyser préparation des dilutions décimales 10^{-1} , 10^{-2} , ... 10^{-6} .
- Porter aseptiquement 1 ml dans une boîtes de Pétri vides, numérotées, et compléter avec environ 19 ml de gélose TGEA fondue (refroidie à $45 \pm 2^\circ\text{C}$). Le temps qui s'écoule entre le moment où l'on a distribué l'inoculum dans la boîte et celui où le milieu est coulé ne doit pas excéder 15 minutes.
- Faire ensuite des mouvements circulaires en forme de « 8 » sur une surface horizontale pour permettre à l'inoculum de se mélanger à la gélose.
- Laisser solidifier les boîtes sur la pailleasse.
- Retourner les boîtes et les incuber a 37°C pendant 48h et 72 heures.

Lecture et interprétation

Dénombrer les colonies de formes lenticulaires qui poussent en masse et noter les dilutions correspondantes. Tenir compte des boîtes ayant un nombre compris entre 15 et 300. Les résultats sont exprimés sous cette forme : nombre de germes par ml (Rejsek, 2002). (Fig.4.4).

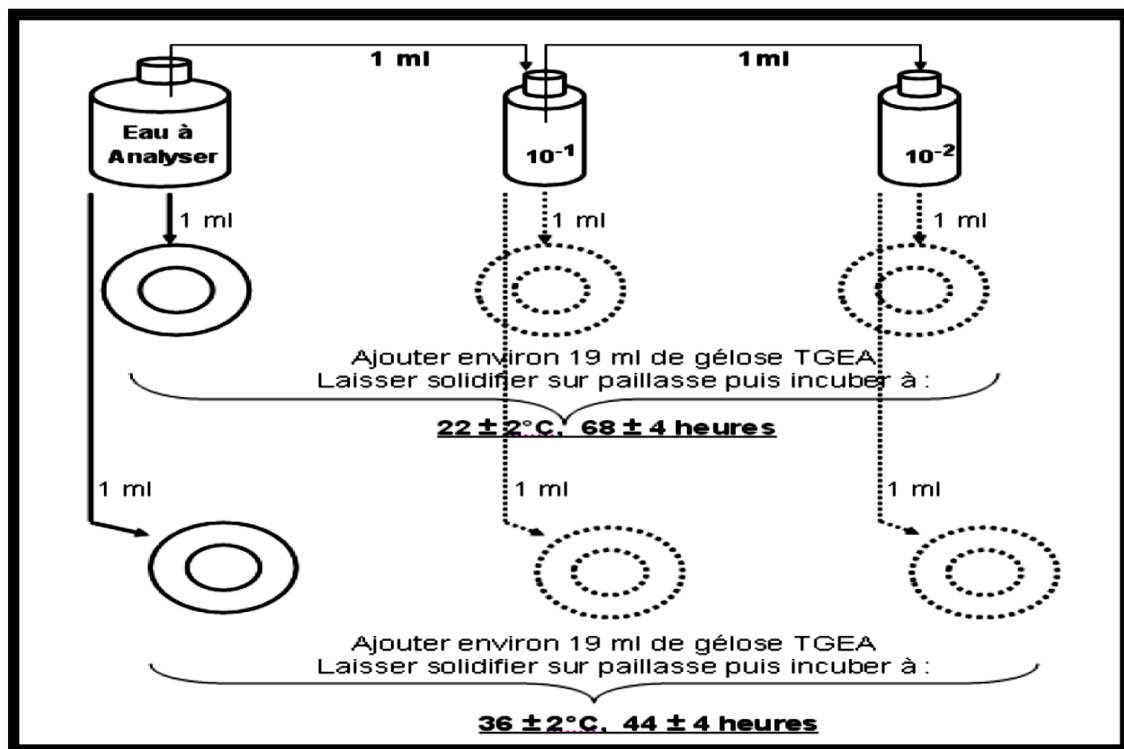


Fig4.4 : Recherche et dénombrement des micro-organismes revivifiants à 22 et à 37°C dans les eaux

4.2.1.3.7. Recherche des germes pathogènes

Il existe une grande variété de bactéries pathogènes ou potentiellement pathogènes pour l'homme dans tous les types d'eaux. Celles-ci vivent ou survivent dans l'environnement, soit provenant des rejets humains, éliminées par des sujets malades ou des porteurs sains, soit étant autochtones et pouvant s'adapter à l'homme. En effet, leur présence en quantité généralement faible ainsi que leurs exigences métaboliques les rendent difficiles à isoler et dénombrer (Rodier 2009).

4.2.1.3.8. Recherche de Staphylocoques

Les Staphylocoques sont des cocci sphérique regroupés en amas 'grappe de raisin' à gram positif, possèdent l'enzyme catalase et coagulase. Très répandus dans la nature (air, eau, sol) et vivent souvent à l'état commensal sur la peau et les muqueuses des organismes humains et animaux (Délarras, 2007).

Méthode et Mode opératoire (Milieu sélective Chapman au mannitol)

Les Staphylocoques se développent sur milieu sélective Chapman au mannitol qui contient un inhibiteur (fortes concentrations en chlorure de sodium 75g/l), ce qui permet un isolement sélectif de *Staphylococcus* tolérant les fortes concentrations en NaCl. La fermentation du mannitol est indiquée par le virage au jaune de l'indicateur coloré « le rouge de phénol », autour des colonies bombées lisses et luisantes (Joffin et Leyrol, 2001).

⇒ fondre un flacon contenant la gélose Chapman, et la couler dans des boîtes de pétri ; puis laissé solidifier sur paillasse.

⇒ Ensemencer en strie des boîtes gélose de Chapman à partir de l'eau à analyser qui a subi un pré-enrichissement dans le milieu liquide Gillioti conioni, puis incubé à 37° pendant 24 à 48 heures.

Lecture et interprétation

Les colonies mannitol + sont entourées d'une auréole jaune mais qui permet seulement une orientation pour l'identification de l'espèce *Staphylococcus aureus*. Des tests de confirmation et essai de « pathogénicité » sont obligatoires :

- un examen microscopique après coloration de Gram ; cocci à Gram +, immobile.
- un test à la catalase qui doit être positif (à l'aide de l'eau oxygénée).
- un repiquage sur un bouillon pour épreuve à la staphylocoagulase. (À l'aide de plasma de lapin) (Labras, 2003).

4.2.1.3.9. Recherche de *Salmonella*

Les *Salmonella* sont des entérobactéries qui se présentent sous forme de bacilles Gram négatifs, ne fermentant pas le lactose, mais fermentant le glucose avec production de gaz et de H₂S. Ils sont en général considérées comme pathogènes bien que leur virulence et leur pathogénèse varient énormément : fièvres typhoïdes, salmonelloses systémiques, gastroentérites, toxi-infections alimentaires (Rodier, 2009).

Méthode et Mode opératoire (Milieu Hektoén)

Jour 1. Premier Enrichissement

- ⇒ Le premier enrichissement s'effectue sur le milieu de Sélénite - Cystéiné D/C réparti à raison de 100 ml par flacon.
- ⇒ Ce dernier sera donc ensemencé à l'aide de 100 ml d'eau à analyser, puis incubé à 37°C pendant 18 à 24 heures.

Jour 2. Deuxième enrichissement et Isolement

- ⇒ Faire fondre un flacon contenant la gélose Hektoén et un autre de S-S (*Salmonellashiella*), et les coulés dans des boîtes de pétri, puis laissé solidifier sur paillasse.
- ⇒ Le flacon de Sélénite - Cystéiné D/C fera l'objet :
 - d'un deuxième enrichissement sur milieu Sélénite en tubes à raison de 0,1 ml
 - d'un isolement sur gélose Hektoén et S-S. et incubé à 37°C pendant 24 h.

Lecture des boîtes et identification

- ⇒ le tube de Sélénite fera l'objet d'un isolement.
- ⇒ la boîte de gélose Hektoén et de S-S subira une lecture en tenant compte du fait que les *Salmonella* se présentent le plus souvent sous forme de colonies de couleur gris bleu à centre noir.
- ⇒ Les colonies obtenues feront l'objet d'une identification morphologique et biochimique qui se déroule comme suit :
 - Ensemencement d'un tube de Kligler-Hagia ou TSI qui sera incubé à 37°C, 24h
 - Identification biochimique par l'API20E (Lebres, 2006).

4.2.1.4. Méthodes d'analyse des métaux lourds :

Spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

La spectrométrie d'absorption atomique est une technique qui s'est largement développée ces dernières années mais dont le phénomène de base était connu depuis

très longtemps. Les séduisantes possibilités de la méthode et en particulier sa rapidité, l'ont fait adapter au dosage d'un certain nombre d'éléments rencontrés dans les eaux.

Principe

Pour un atome à l'état libre, le passage de l'état fondamental à l'état excité est conditionné à la fourniture d'un quantum d'énergie correspondant à la différence d'énergie entre le niveau excité E_n et le niveau fondamental E_0 .

En spectrométrie d'absorption atomique (**SAA**) on utilise un générateur de photons dont la fréquence correspond à l'élément à doser. Une population d'atomes, générée par un atomiseur à partir de l'échantillon, est éclairée par ce rayonnement lumineux de longueur d'onde donnée. Les atomes absorbent cette énergie incidente pour passer du niveau fondamental au niveau énergétique excité et le nombre de photons absorbés dans ce rayonnement incident peut être relié à la concentration par la relation :

$$A = k C$$

A = absorbance,

C = concentration de l'élément considéré dans la solution à analyser,

k = coefficient spécifique à chaque élément.

Cette relation permet la quantification de l'élément en procédant préalablement à un étalonnage avec des solutions de concentrations connues.

L'absorbance est proportionnelle au nombre d'atomes présents à l'état fondamental sur le trajet optique. Pour doser l'élément par absorption atomique, il faut donc le faire passer sous forme d'atomes libres. C'est le rôle du générateur d'atomes (ou atomiseur) qui permet d'obtenir un gaz atomique à partir d'un échantillon nébulisé en un aérosol très fin (brouillard de particules). Plusieurs systèmes d'atomisation sont utilisés en absorption atomique et leurs performances respectives permettent à cette technique d'ouvrir son champ d'applications à de très nombreux éléments.

L'appréciation de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau de l'oued Sigus a été suivie par le biais de l'analyse de l'eau échantillonnée au niveau de 05 sites durant la période de Janvier à Juin 2014.

5.1. Résultats des caractères organoleptiques

5.1.1. La couleur apparente

Elle peut être causée par la présence de minéraux naturels, les algues, les protozoaires, les produits de la décomposition des végétaux, de même que par la présence des composés organiques et inorganiques provenant d'effluents industriels et des eaux de ruissellement des terres agricoles qui peuvent aussi teinter l'eau (Rejsek, 2002).

La couleur de l'eau au niveau de la station (01) et (02) est partiellement claire avec une présence d'algue et de végétaux rupicoles qui lui donnent une couleur presque jaune, par contre, pour les autres sites se trouvant, nous avons constaté une couleur foncée durant toute la période d'étude. Cette couleur est devenue presque noire durant la période au niveau de la station (05).

Ces eaux sont logiquement chargées de différentes matières organiques et minérales qui leur donnent cette couleur foncée en plus des conditions climatiques du milieu qui viennent accentuer ce phénomène.

5.2. Les caractères physico-chimiques :

5.2.1. Températures :

La température est un facteur écologique important du milieu, aussi une mesure momentanée, qui dépend de la saison, l'heure et le lieu de prélèvement. Une évolution de la température peut perturber fortement le milieu (pollution thermique) mais peut aussi être un facteur d'accroissement de la productivité biologique (Gaujous, 1995).

Les résultats obtenus dans les cinq stations de prélèvement, montre que la température la plus basse enregistrée lors de notre échantillonnage est de 8,5°C (station N°=4, mois de janvier), et la plus élevée est de 16,6°C (station N°= 5, mois de mai).

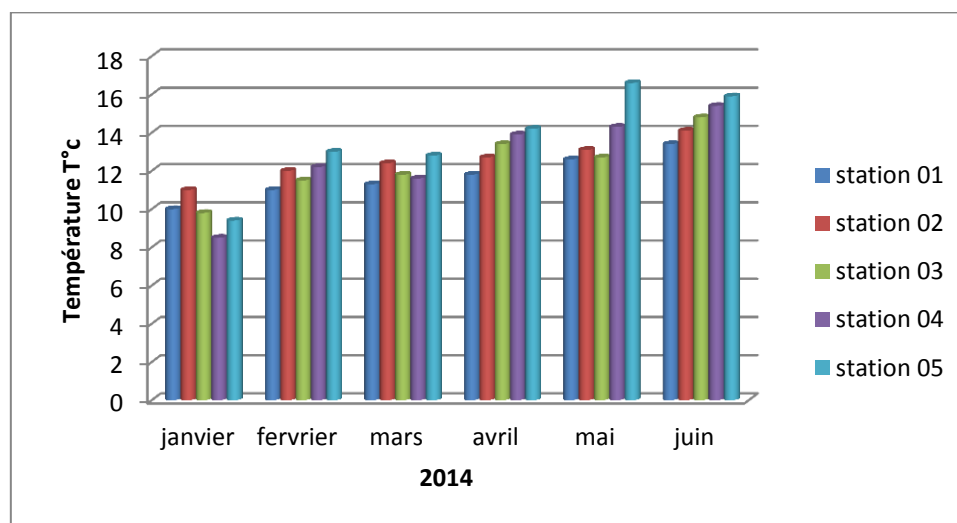


Fig. 5.1 : Variations de la température de l'eau du site d'étude.

On peut constater aussi qu'il y a une augmentation régulière durant cette étude au cours des six mois, ce qui explique la forte corrélation positive entre la température et les valeurs de la demande chimique en oxygène ($R^2 = +0,760$), aussi avec les phosphores ($R^2 = +0,577$). Cette élévation s'accompagne d'une prolifération des algues surtout dans les mois les plus chauds.

5.2.2. pH :

Le pH indique le caractère acide ou basique de l'eau, puis il conditionne l'équilibre physico-chimique de l'eau et dépend de multiples facteurs, tels que l'origine de l'eau et les apports des rejets des agglomérations, des industries (tanneries et teintureries), et de l'agriculture. Il joue également un rôle important dans l'absorption et l'accumulation des métaux.

L'analyse de la figure 5.2 montre que les valeurs moyennes du pH sont comprises dans un intervalle variant de 7,16 pour la station (03) à 8,98 pour la station (01), ce qui indique que les eaux de cet oued sont alcalines.

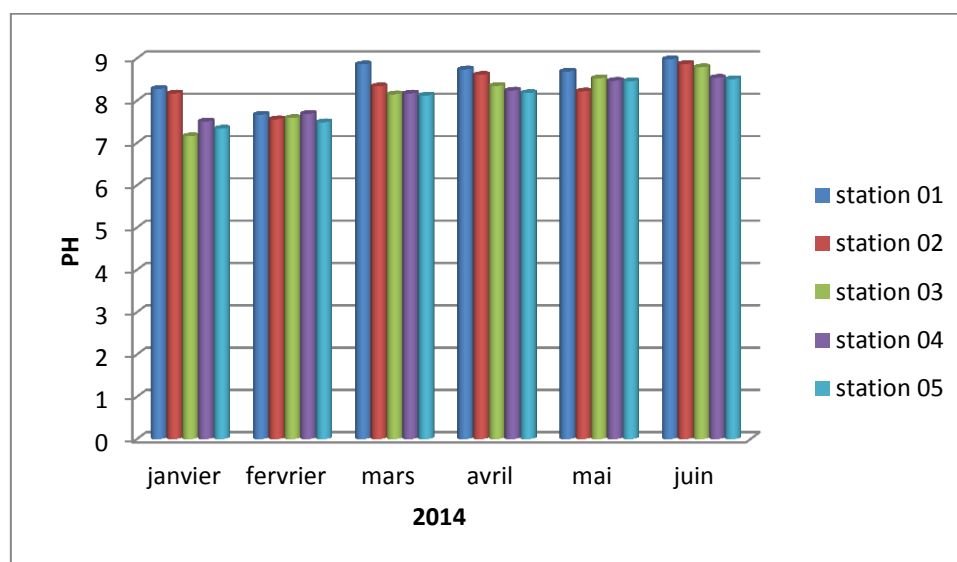


Fig. 5.2 : Variations du pH dans l'eau du site d'étude.

Les valeurs du pH sont influencées par la température, car l'augmentation de cette dernière conduit au déséquilibre et favorise la formation des carbonates, ceci se traduit par une forte corrélation positive entre le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) et le pH du milieu ($R^2 = +0,637$).

5.2.3. Conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité de l'eau nous permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau (Chlorures, sulfates,...). Elle est proportionnelle au degré de minéralisation (Teneur globale en éléments minéraux généralement ionisées) et varié en fonction de la température (Savary, 2003). Elle est plus importante lorsque la température de l'eau augmente.

D'une manière générale, la conductivité électrique observée dans les eaux du oued Ain Fakroun est très élevée et dépasse la norme (OMS ; 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$). Les valeurs moyennes de la conductivité électrique sont comprises entre un maximum de 4920 $\mu\text{s}/\text{cm}$ pour la station (01) et un minimum de 1563 $\mu\text{s}/\text{cm}$ pour la station (03).

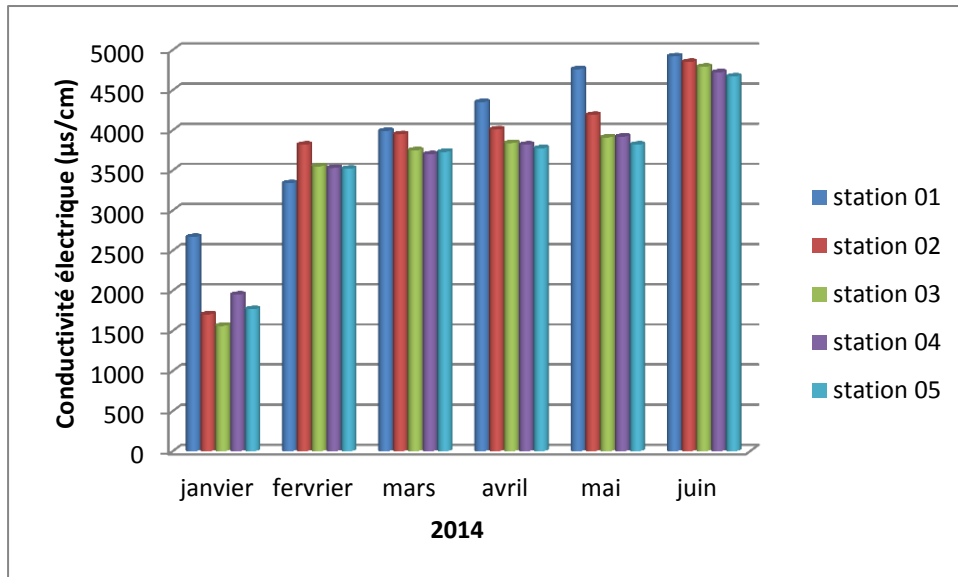


Fig. 5.3 : Variations de la conductivité dans l'eau du site d'étude.

Une corrélation hautement significative a été enregistrée entre la température et la conductivité ($R^2 = +0,743$) ; effectivement la conductivité augmente avec la température.

5.2.4. La salinité

La salinité explique la chlorosité de l'eau qui est le pourcentage de chlorure dans l'eau. Les chlorures existent dans toutes les eaux à des concentrations très variables dont l'origine peut être une percolation à travers les terrains salés, des rejets humains (urines), les industries... (El Morhit, 2009).

La valeur obtenue selon notre étude arrive à un maximum de 2,8 g/kg au niveau de la station (01), et un minimum de 0,8g/kg à la station (03).

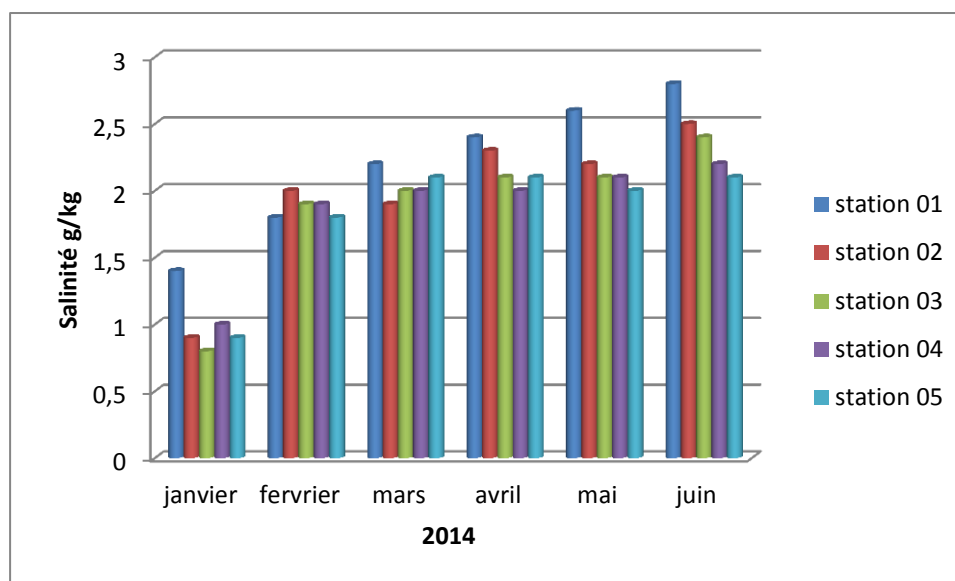


Fig. 5.4 : Variations de la salinité dans l'eau du site d'étude.

D'après les résultats, nous constatons que l'eau est trop salée. Les valeurs mesurées pour les cinq stations dépassent les limites recommandées par la FAO (2003) qui sont de 0.2 g/kg, et les classent parmi les eaux de très forte salinité (FAO, 2003). Ce qui explique la forte corrélation positive entre la salinité et le taux de chlorure dans les eaux de ce Oued ($R^2 = +0,752$).

5.2.5. La turbidité :

La turbidité d'une eau est une mesure globale qui prend en compte toutes les matières colloïdales, insolubles, d'origine minérale ou organique. Des particules en suspension existent naturellement dans l'eau, comme le limon, l'argile, les matières organiques et inorganiques en particules fines, le plancton et d'autres microorganismes.

La turbidité est représentative de la transparence d'une eau. Cette transparence peut être affectée par la présence de particules en suspension et de matières colloïdales dans l'eau (limons, argiles, microorganismes, etc.). L'unité de mesure est NTU (unités de turbidité néphélométriques) (Maréchal et al., 2001; Santé Canada, 2003).

La figure 5.5 montre que les deux premiers mois (janvier et février) ont des valeurs élevées par rapport aux autres mois, avec une valeur maximale de 464 NTU à la station (01) au mois de Février, et une valeur minimale 128 NTU à la station (05) au mois de Mai.

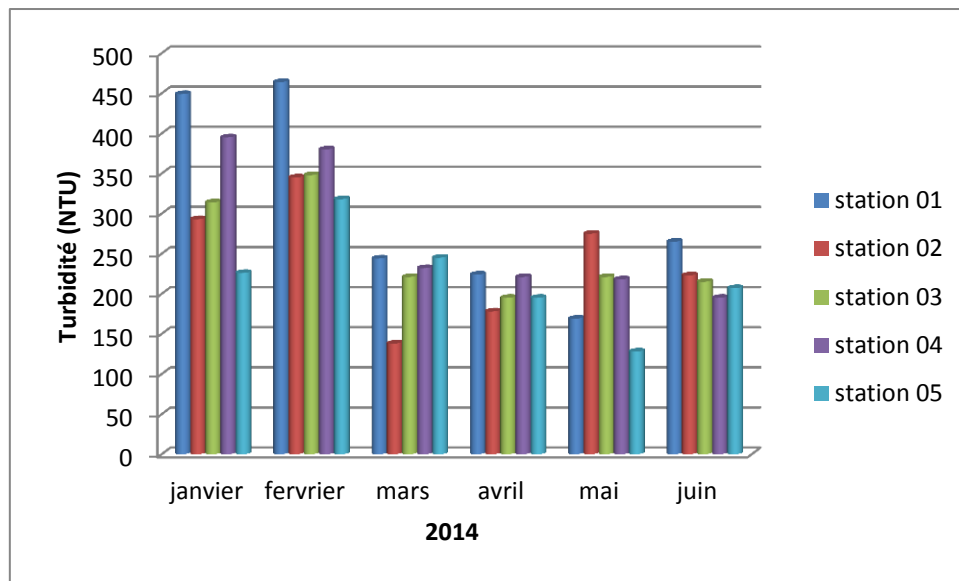


Fig 5.5 : Variations de la turbidité dans l'eau du site d'étude.

Ces valeurs peuvent être dues aux ruissèlements et aux matières organiques issues des eaux usées et de l'industrie (usine de tannerie).

5.2.6. Taux des sels dissous (TDS) :

Le TDS est composé de sels inorganiques et de quelques matières organiques. Les sels inorganiques communs trouvés dans l'eau incluent le calcium, le magnésium, le potassium et le sodium qui sont tous des cations et des carbonates, nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates qui sont tous des anions (Kaf, 2012).

Les teneurs en sels dissous de l'eau peuvent être mesurées et exprimées de différentes manières selon la période de prélèvement (Rodier, 1996).

La mesure de la TDS permet d'illustrer, que la valeur 2490 mg/l enregistrée à la station (01) au mois de Mai, tandis que la valeur 778 mg/l enregistrée pendant la station (03) est la valeur minimale.

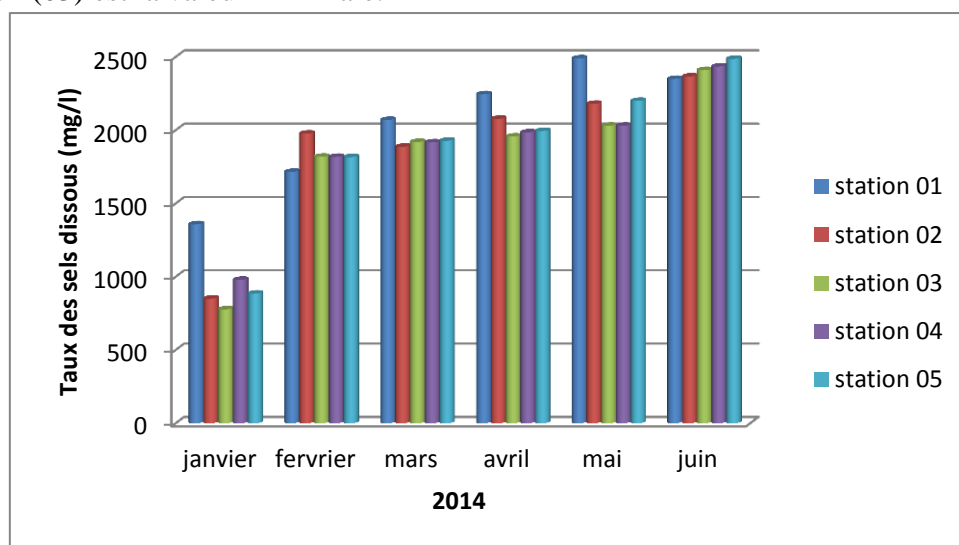


Fig 5.6 : Variations spatio-temporelles du Taux de sels dissous (TDS) dans l'eau du site d'étude

D'une manière générale l'eau de cet Oued peut être classé comme eau à excessivement minéralisée (Rodier, 1996).

5.2.7. Matière en suspension (MES) :

Les matières en suspension (MES) représentent l'ensemble des particules minérales et organiques insolubles, flottantes ou en suspension, contenus dans les eaux usées (Cornaz, 2004). Elles sont en majeure partie biodégradable (Faby, 2003).

Les matières en suspension (MES) jouent un rôle essentiel dans les rejets pluviaux car de nombreux polluants, notamment les métaux lourds, se trouvent sous forme adsorbée sur ces MES.

Les eaux de Oued d'Ain Fakroun présentent des fluctuations largement différentes concernant la matière en suspension (surtout les mois Janvier et Février), qui est d'une valeur maximale de 667 au niveau de la station (05) au mois de Février, et une valeur minimale de 279 à la même station dans le mois de Mai.

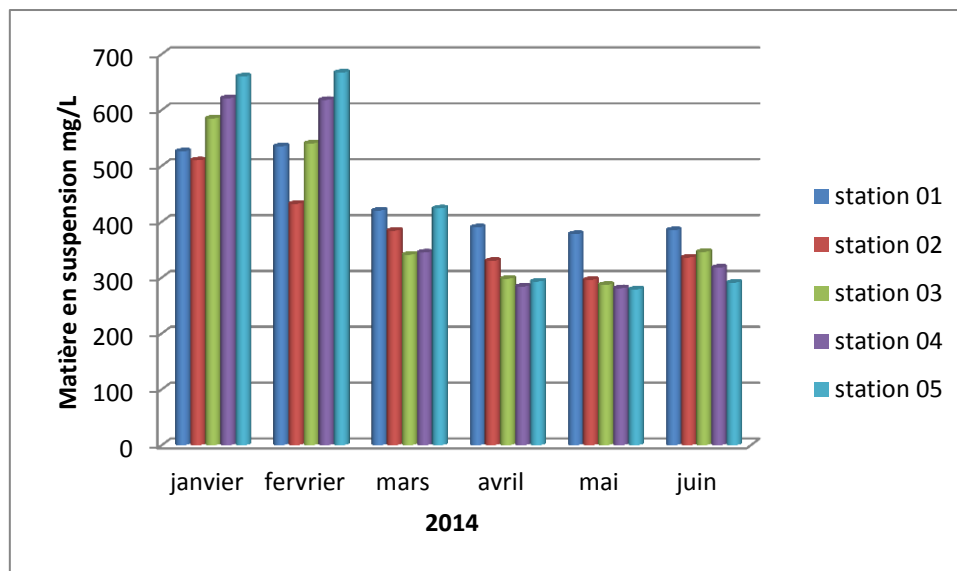


Fig 5.7 : Variations du MES dans l'eau du site d'étude

Selon la matrice de corrélation, on peut donc constater qu'il y a une forte corrélation positive entre la matière en suspension et la turbidité ($R^2 = +0,694$), ce qui explique la proportionnalité exponentielle entre ces deux facteurs.

5.2.8. L'alcalinité :

L'alcalinité est la mesure de la capacité d'une eau à neutraliser les acides. Il s'agit de mesurer la présence des ions de dioxyde de carbone, de bicarbonate, de carbonate et d'hydroxyde qui sont présents dans l'eau à l'état naturel. Au niveau normal du pH d'une eau, le bicarbonate et le carbonate sont les éléments qui contribuent le plus à l'alcalinité.

L'alcalinité (bicarbonates) enregistrée dans l'ensemble des stations et durant la période d'étude est d'un ordre croissant à partir du mois de Janvier jusqu'au le mois de Juin, avec une valeur maximale enregistrée au niveau de la station (03) au mois de

Juin de 205 mg/l et une valeur minimale à la station (01) au mois de Février de 95mg/l.

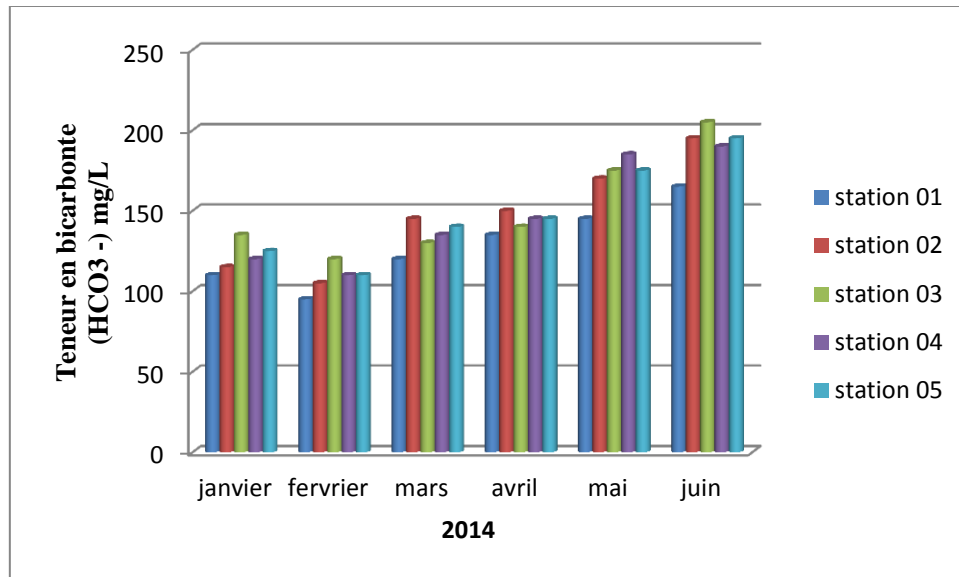


Fig. 5.8 : Variations des carbonates en mg/l de l'eau de l'oued.

Il y a une corrélation positive et hautement significative entre l'alcalinité et la température ($R^2 = +0,749$).

Le ruissèlement et le lessivage des eaux pluviales pendant la période humide et les eaux usées peuvent être une cause très probable des valeurs élevées dans les cinq sites.

L'irrégularité de l'alcalinité est à corrélérer avec la croissance des végétaux présents sur le site et par conséquent avec l'activité photosynthétique.

5.2.9. Chlorures :

La teneur en chlorure d'une eau dépend de l'origine de l'eau et de la nature du terrain qu'elle traverse. Les chlorures participent à la conductibilité électrique des cours d'eau.

Les chlorures existent dans toutes les eaux à des concentrations très variables (Bremond et Vuichard, 1973).

Selon notre étude, on peut constater que l'eau du site d'étude présente des valeurs de chlorure supérieur à 500 mg/l et jusqu'à 750 mg/l durant le mois de Juin dans les cinq stations, et une valeur minimale notée pendant le mois de Janvier 530 mg/l dans les trois dernière stations.

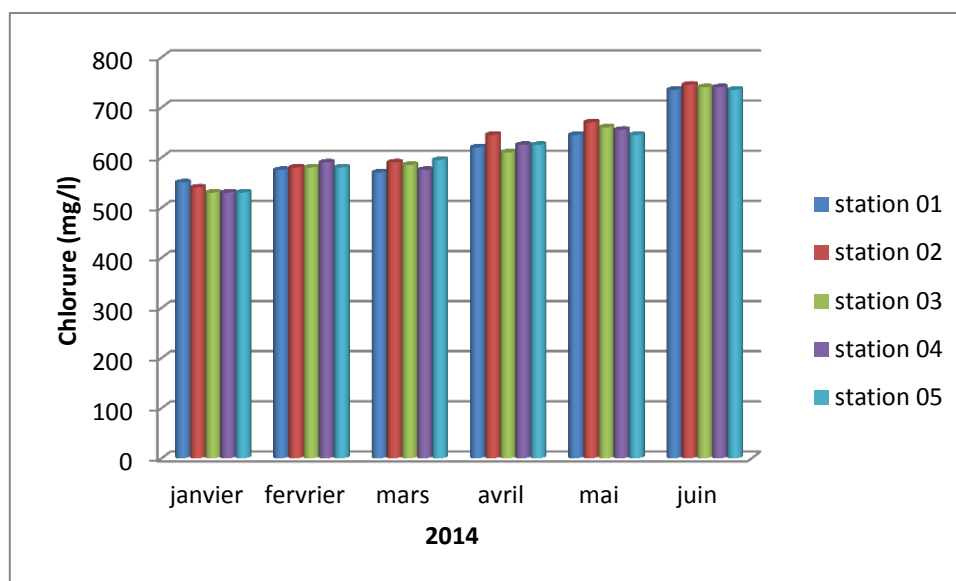


Fig. 5.9 : Teneurs des chlorures en mg/l dans l'eau du site étudié.

La majeure partie des chlorures viendrait de la dissolution des produits chlorés due aux produits détergents ce trouvant dans les eaux usées déversées dans cet Oued, car une forte teneur en chlorures peut indiquer une pollution par des eaux usées (Merabet, 2010).

Les chlorures ont un rôle très important comme indicateur de pollution et cela représenté par une forte corrélation positive entre ce paramètre et les autres caractères électrochimique comme : la Température, pH, TDS, conductivité électrique ...avec des valeurs successives de ($R^2 = + 0,809$), ($R^2 = 0,714$), ($R^2 = 0,815$), ($R^2 = 0,832$).

5.2.10. Les orthophosphates :

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante. Le phosphore est naturellement présent dans les eaux superficielles en faible quantité, il est déterminant de la productivité des écosystèmes aquatiques (Ramade, 2002).

Le phosphore est présent dans les eaux sous forme de sels minéraux (ortho et poly phosphates) et/ou sous forme organique d'origine biologique (Cardot, 1999 ; Bechac et al., 1983). Sous l'action des micro-organismes, le phosphore organique et les polyphosphates peuvent être hydrolysés plus ou moins rapidement en orthophosphates (Bechac et al., 1983). Les ions phosphates contenus dans les eaux de surface ou de profondeur peuvent être d'origine naturelle (produit de décomposition de la matière organique et lessivage des minéraux). Leur présence dans ces eaux est essentiellement due aux rejets industriels (agroalimentaire, laveries...), domestiques (polyphosphates et détergents) ou agricoles (le lessivage de terres cultivées renfermant des engrais phosphatés) (Savary, 2003).

Le rejet de phosphore dans le milieu récepteur est une cause essentielle de son eutrophisation du fait que ce phosphore est le facteur limitant de la croissance végétale responsable de ce phénomène (Rejsek, 2002). L'eutrophisation peut déjà se

manifestent à des concentrations relativement basses en phosphates (De Villers et al., 2005).

Les résultats obtenus au cours de notre étude indiquent que les eaux de cet Oued présentent des fortes concentrations des phosphates, avec une valeur maximale enregistrée au niveau de la station (02) 18,3 mg/l dans le mois de Mars, et une valeur minimale de 0,985 mg/l à la même station mais dans le mois de Janvier.

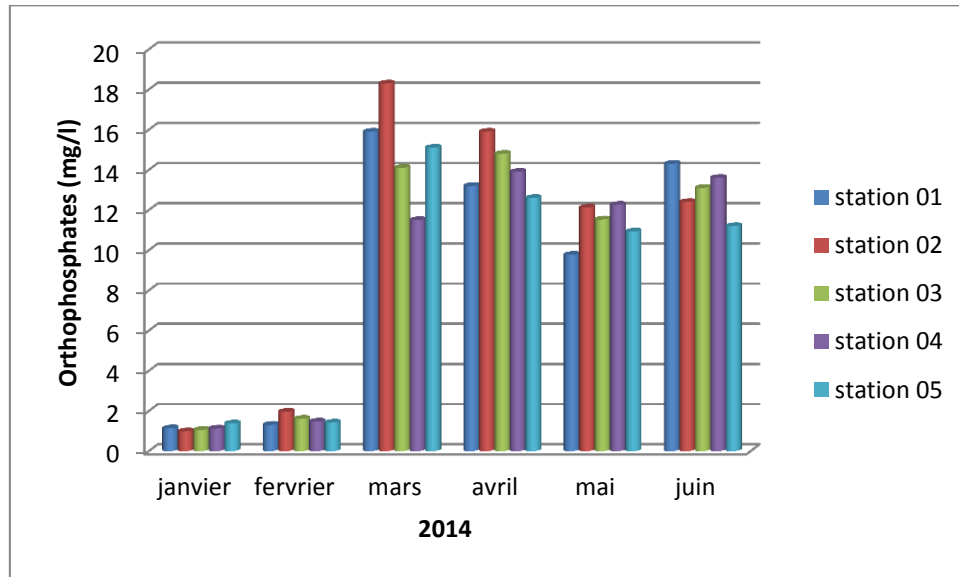


Fig. 5.10 : Teneurs des orthophosphates en mg/l dans l'eau du site étudié.

Ce qui justifie une corrélation positive entre la température et les orthophosphates ($R^2 = +0,577$), et entre ces derniers et la conductivité ($R^2 = +0,699$).

La présence des phosphates à des concentrations supérieures à 0.2mg/l est l'indice d'une pollution par des eaux vannes contenant des phosphates organiques et des détergents synthétiques, ou bien par des eaux de ruissellement (Merzoug, 2009).

5.2.11. Les sulfates :

Les sulfates sont des composés naturels des eaux. Ils sont liés aux cations majeurs tels que le calcium, le potassium et le sodium. Ils proviennent de certains minéraux, en particulier du gypse ou apparaissent à partir de l'oxydation des minéraux sulfureux (Merabet, 2010). Les eaux de surface contiennent des teneurs très variables de sulfates (Derwichet *et al.*, 2010).

La mesure des sulfates permet d'illustrer, que la valeur 153,2 mg/l enregistrée à la station (04) au mois de Janvier, tandis que la valeur 12,3 mg/l enregistrée pendant la station (01) est la valeur minimale.

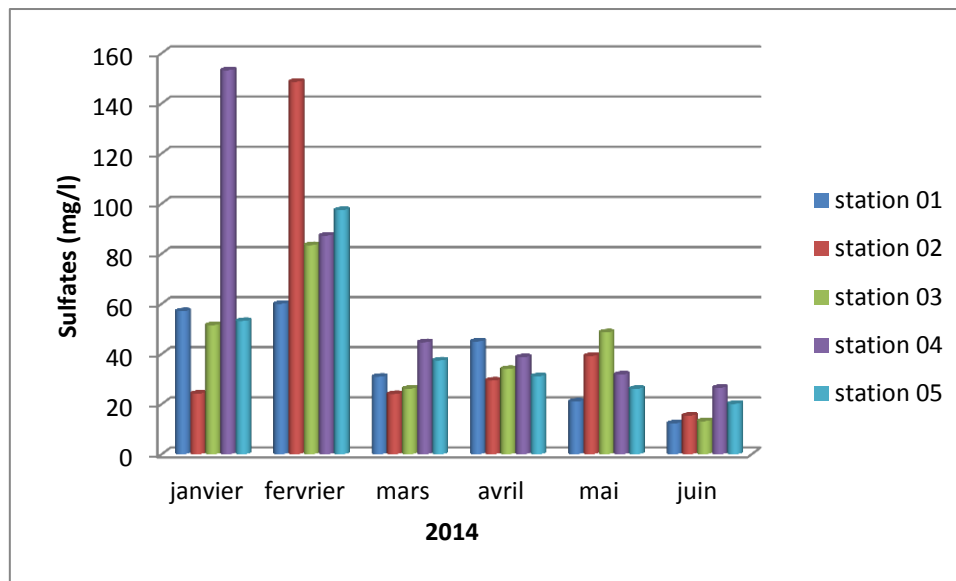


Fig. 5.11 : Teneurs des sulfates en mg/l dans l'eau du site étudié.

Les valeurs faibles de ce paramètre peuvent être observées dans les cours d'eau pollués, au niveau des zones de rejets industriels et les rejets des eaux usées déversées directement dans les oueds, (usines de pâtes à papiers, usines de textiles) (Derwichet *et al.*, 2010, Abdelbaki, 2010). Ces faibles teneurs peuvent être aussi dues aux activités agricoles (emploi de manière excessive des insecticides à base de sulfates ou d'acide sulfurique ainsi que des engrais aux sulfates d'ammonium) (Barry, 1989).

5.2.12. DCO :

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique, effectuée à l'aide d'un oxydant puissant, des composés organiques présents dans l'eau.

Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales (excepté quelques composés qui ne sont pas dégradés), y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques (De Villers et al., 2005). Ce paramètre offre une représentation plus au moins complète des matières oxydables présente dans l'échantillon. Les eaux des égouts, les eaux résiduaires industrielles et les eaux polluées en général consomment de l'oxygène par des actions réductrices sans intervention des micro-organismes (Rejesk, 2000).

La figure 5.12 montre que les valeurs de la DCO dans les eaux de cet Oued augmentent progressivement de la station (01) à la station (05). La valeur maximale est de 648 mg d'O₂ /L enregistrée au niveau de la station (03) au mois de Mai et la valeur minimale est de 280 mg d'O₂ /L enregistrée au niveau de la station (01).

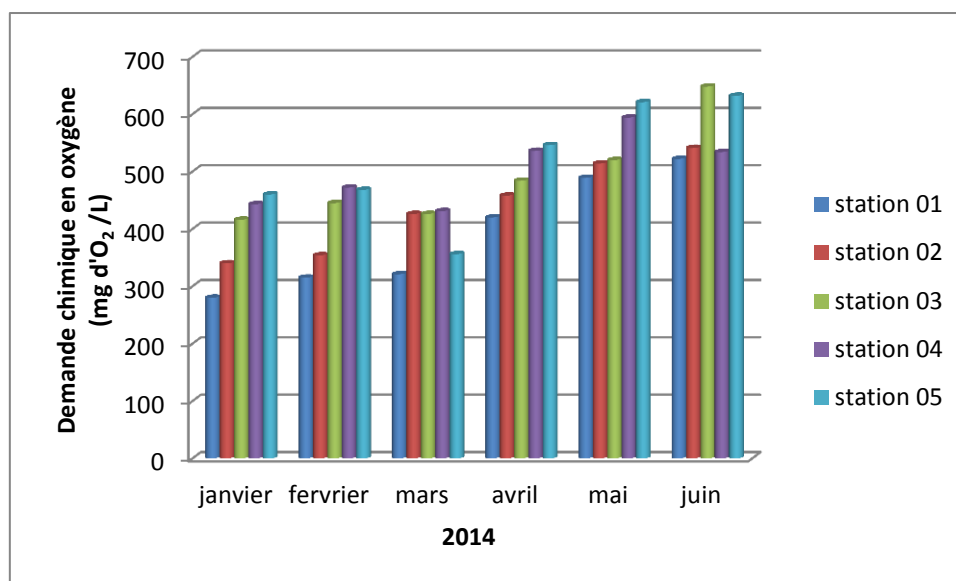


Fig. 5.12 : Teneurs des DCO en mg d'O₂/L dans l'eau du site.

Ces résultats, nous permettent de conclure que le taux de la DCO dans cet Oued dépasse largement la norme adoptée, cela revient aux apports en produits chimiques divers par le biais des déversements des eaux des stations de lavage automobile, les eaux d'usine de la tannerie, les eaux usées domestiques et des déchets urbains. Selon Gaid, (1984) un simple rejet temporaire contiendrait probablement des substances toxique (ions métalliques, produits organiques...) inhibe l'activité bactérienne d'où une DCO assez élevée.

5.2.13. L'Ammonium :

L'azote ammoniacal est la forme inorganique la plus réduite de l'azote dans l'eau. Il constitue une forme très soluble qui résulte de la décomposition de la matière organique azotée (d'origine végétale ou animale) ou de la réduction microbienne des nitrates ou des nitrites dans des conditions d'anaérobiose.

La présence d'ammoniaque en quantité importante est l'indice d'une contamination par des rejets d'origine humaine ou industrielle. Les urines humaines ou animales contiennent en effet de grandes quantités d'urée qui se transforment rapidement en ammoniaque. Ce paramètre est souvent utilisé comme traceur des eaux usées domestiques. La proportion de NH₄ augmente en fonction croissante du pH et de la température.

D'après les résultats obtenus, on peut constater que les valeurs d'ammonium sont progressivement élevées, la valeur maximale enregistrée au cours de notre étude est de 98 mg/L au niveau de la station (04) dans le mois de Juin, cependant la valeur minimale est de 66,7 mg/L au niveau de la station (02). Ce qui indique que les eaux de cet Oued sont fortement polluées et dépassent la norme maximale adoptée.

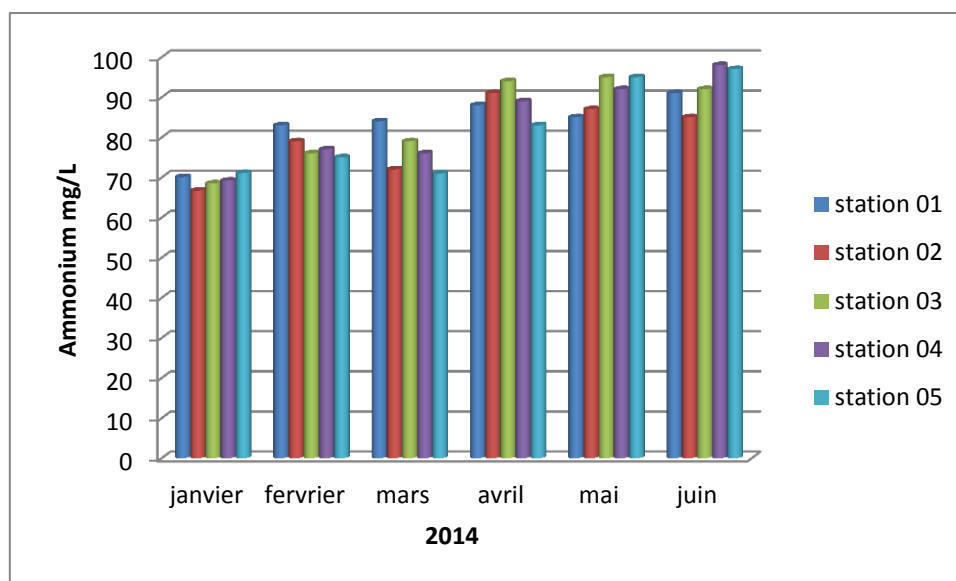


Fig. 5.13 : Variations des teneurs en ammonium dans l'eau de l'oued.

Cela revient d'un phénomène de dénitrification ou bien d'ammonification qui assure le retour de l'Azote minérale en Azote organique, aussi aux urées dans les eaux usées de la ville d'Ain Fakroun. (Voir chapitre2). Le NH_4 , et certains types des bactéries sont responsables de la mauvaise odeur au niveau des (05) stations.

5.2.14. Les nitrites :

Les nitrites ou l'azote nitreux (NO_2^-) provient d'une oxydation incomplète de l'azote ammoniacal ou par une réduction des nitrates par dénitrification. Les nitrites sont instables et sont rapidement transformés en nitrates. Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. Sa toxicité augmente avec la température.

Les teneurs en nitrites montrent des variations importantes s'observant d'une station à une autre et d'une période à l'autre. La teneur la plus faible est de 0.002 mg/l mesurée au mois de Mars à la station (01), et la plus élevée est de 0,9 mg/l, elle est enregistrée au niveau de la même station dans le mois de Juin.

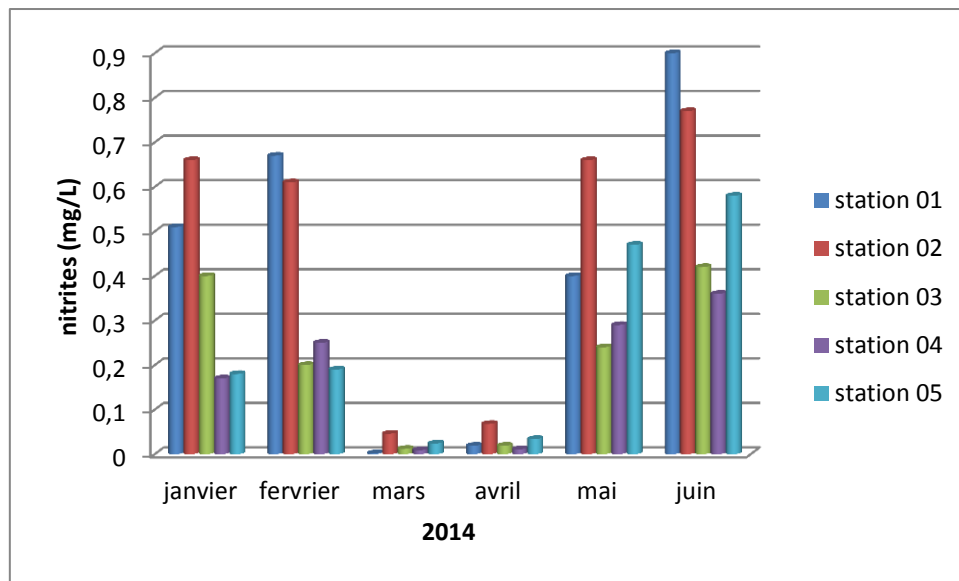


Fig. 5.14 : Variations des teneurs en nitrite dans l'eau de l'oued.

Les teneurs faibles des nitrites proviennent d'un côté du lessivage des terrains agricoles et d'autres coté des apports de la matière organique apportés par les eaux usées mais cela peut être provient à la réduction des nitrites en ammonium ; en effet les concentrations en nitrites évoluent sans doute en sens inverse des concentrations des nitrates.

5.2.15. Les Nitrates :

Les nitrates constituent le stade final d'oxydation de l'azote organique. C'est une forme très soluble. Ils sont abondamment répandus dans les sols, dans la plupart des eaux où ils sont nécessaires à la synthèse végétale (Savary, 2003). La présence de nitrate dans l'eau est souvent attribuable aux activités humaines.

Lors du rejet d'azote organique (protéines, acides aminés, urée...), les molécules sont tout d'abord transformées en ammonium (NH_4^+) qui est ensuite oxydé en nitrites puis en nitrates sous l'action de bactéries nitrifiantes. Ces processus d'oxydation, également appelés « nitrification », sont très sensibles à la présence de matières toxiques (métaux, pesticides) et au températures basses (De Villers et al., 2005). Des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à l'eutrophisation du milieu.

Selon la figure 5.15 la valeur maximale enregistrée au niveau de la station (03) est de 0,81 mg/L dans le mois de Février, cependant la valeur minimale est de 0,01 mg/L enregistrée à la station (02) dans le mois de Juin.

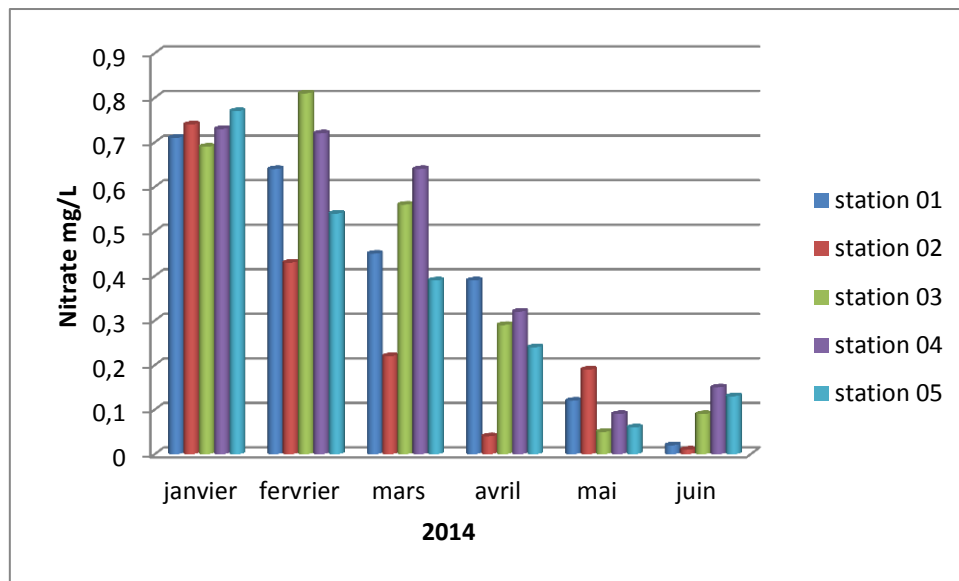


Fig. 5.15 : Variations des teneurs en nitrates dans l'eau de l'oued.

La diminution des teneurs en nitrates enregistrées peut être due à leur réduction en nitrites puis en ammonium par les bactéries dénitrifiantes.

5.3. Les métaux lourds :

5.3.1. Le Chrome :

Dans la nature, le chrome se retrouve dans les roches basiques avec des teneurs plus importantes et sous forme de traces dans les silicates (pyroxène et grenat). Son origine industrielle est liée à la galvanoplastie, tannerie, raffinerie, métallurgie, colorants, textiles et peintures. Dans les eaux, le chrome se présente sous deux formes chimiques : la forme hexavalente (Cr VI) et la forme trivalente (Cr III) (Debieche, 2002).

Les teneurs en chrome augmentent progressivement d'un mois à l'autre et diminuent régressivement d'une station à l'autre, la valeur maximale enregistrée au niveau de la station (01) dans le mois de Juin est de 3.3 mg/L, cependant la valeur minimale est de 1,8 mg/L enregistrée à la station (05) dans le mois de Janvier.

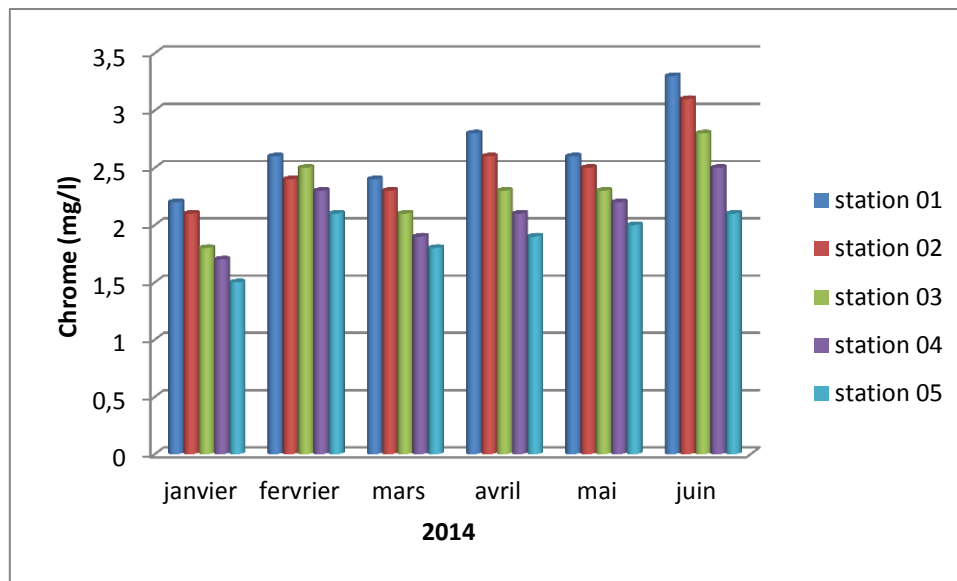


Fig. 5.16 : Variations des teneurs en chrome dans l'eau de l'oued.

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs en chrome sont largement supérieures à celles de la norme (OMS) (0,05 mg/L) indiquant une pollution de ces eaux. Un tel résultat peut être attribué aux divers rejets soit domestiques (par les eaux usées) ou bien et sans doute de l'usine de tannerie de la ville d'Ain Fakroun qui a un rejet tout près du collecteur principal pour les eaux usées de cette ville.

5.3.2. Cadmium :

Le cadmium est un métal relativement rare dans la nature. Sa stabilité dans l'eau est fonction du PH et du potentiel d'oxydoréduction. Son origine, d'un point de vue industriel, est liée aux matières plastiques, huiles de moteurs, piles et dans les produits de stabilité thermique (Debieche, 2002).

La combustion des fuels et de la gazoline, l'industrie métallurgique et les rejets urbains constitue une source potentielle du Cd dans l'environnement (Elisabeth et al., 2007). Les sources probables du Cd sont des sources dues à la géologie des sols et à des écoulements de captation des sols agricoles ou des engrais de phosphate ont été souvent employés puisque le Cd est une impureté comme en engrais de phosphate (Fianko et al., 2007). D'une façon générale les eaux ne contiennent que quelques microgrammes de cadmium par litre (Rodier et al., 2000).

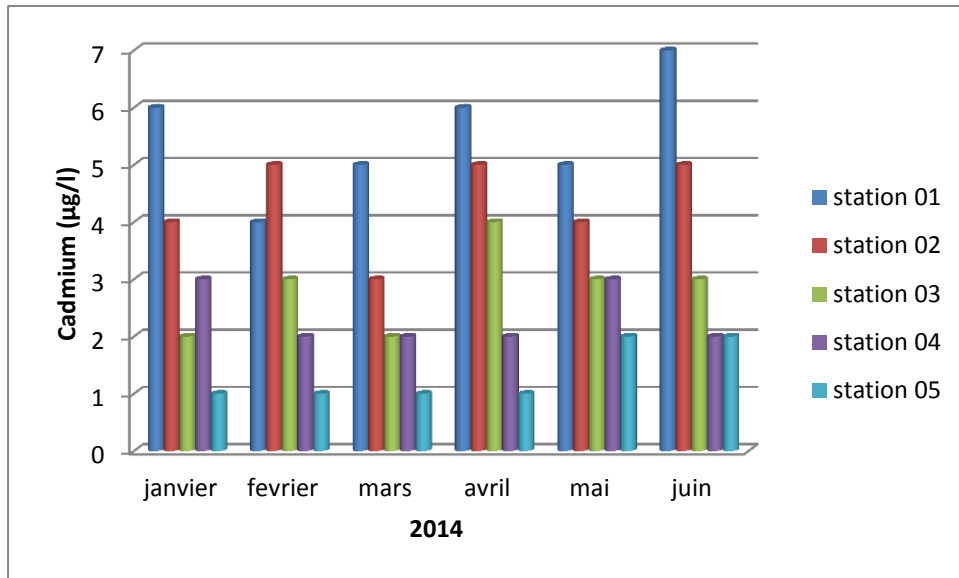


Fig. 5.17 : Variations des teneurs en cadmium dans l'eau de l'oued.

Pour l'ensemble des stations, les teneurs en cadmium obtenues au cours de notre étude ne dépassent pas les limites tolérables par l'OMS (0,01 mg/L), seulement des faibles quantités sont enregistrées au niveau des 05 stations.

5.3.3. Plomb :

En dehors des zones de gisement plombifère, le plomb est un constituant naturel, largement réparti dans la croûte terrestre à des teneurs de l'ordre de 13 à 16 mg/kg (Baize, 1997). Généralement la concentration dans les eaux de surface non contaminées ne dépasse pas une dizaine de microgrammes par litre.

De même, les sources possibles du Pb peuvent être des eaux d'égout domestiques, de la décharge effluente rurale, des routes et l'infiltration des emplacements d'évacuation des déchets (Fianko et al., 2007). 2007).

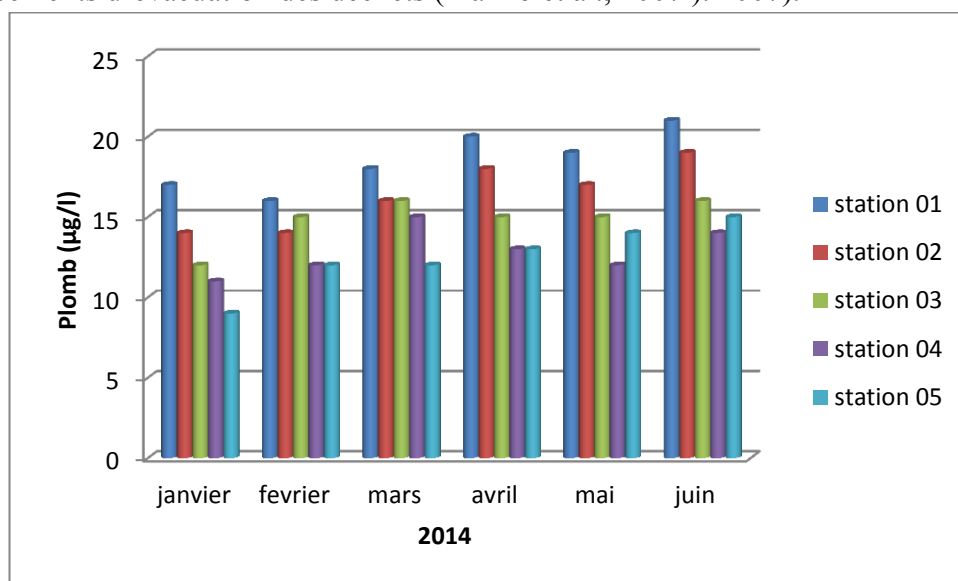


Fig. 5.18 : Variations des teneurs en plomb dans l'eau de l'oued.

La valeur maximale enregistrée au niveau de la station (01) est de 21 $\mu\text{g/L}$ et la valeur minimale enregistrée est de 9 $\mu\text{g/L}$. Les faibles teneurs en plomb au niveau de cette dernière peuvent être expliquées par la rétention par les sédiments sous l'effet d'un pH basique.

5.3.4. Mercure :

Le mercure est un métal présent naturellement dans l'environnement. Il pénètre dans l'environnement lors de la rupture naturelle des minéraux dans les roches et le sol exposé au vent et à l'eau. La dispersion de mercure provenant de sources naturelles est resté à peu près la même au cours des ans. Pourtant la concentration en mercure dans l'environnement ne cesse d'augmenter, ceci est à attribuer à l'activité humaine. La plupart du mercure rejeté par les activités humaines est rejeté dans l'air, lors de la combustion de combustibles fossiles, de l'exploitation minière, la fonderie, et la combustion des déchets solides. Certaines activités rejettent du mercure directement dans le sol ou dans l'eau, par exemple l'application de fertilisants agricoles et les rejets d'eaux usées industrielles. Tout le mercure rejeté dans l'environnement finit finalement dans les sols ou les eaux de surface.

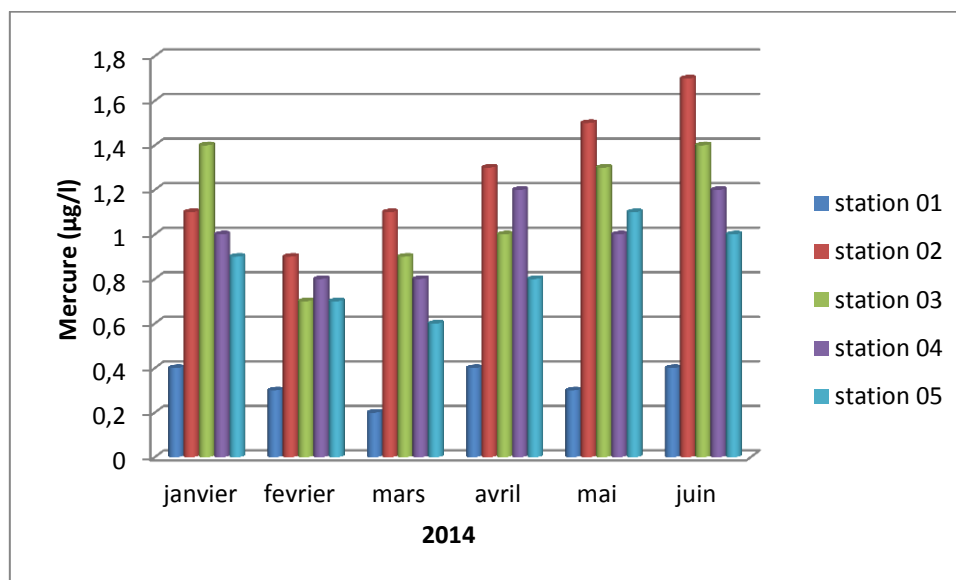


Fig. 5.19 : Variations des teneurs en mercure dans l'eau de l'oued.

On peut remarquer que le taux de mercure enregistré au niveau de la station (02) est toujours élevé par rapport aux autres stations, il atteint un maximum de 1,7 $\mu\text{g/L}$ dans le mois de Juin, comme on peut constater qu'il y a une potentialité entre ce dernier et la température, cela éprouvé par la corrélation positive entre ce métal lourd et la température ($R^2 = +0,301$)

5.4. Les résultats bactériologiques :

L'objectif de l'analyse bactériologique d'une eau n'est pas d'effectuer un inventaire de toutes les espèces présentes, mais de rechercher soit celle qui est susceptible d'être pathogènes, soit celles qui sont indicatrices de contamination fécales.

Contrairement aux analyses physico-chimiques réalisées au niveau des cinq stations, les analyses bactériologiques ont été réalisées uniquement au niveau des trois stations à proximités des agglomérations qui sont successivement : Zebri, Ouled Aziz, Ouled M'hawech.

Nous avons effectué pendant notre travail un dénombrement et une recherche systématique des germes indicateurs de pollution.

5.4.1. Les germes totaux :

D'une manière générale, le dénombrement de la flore totale présente des valeurs très élevées au niveau des trois stations.

Cela se traduit par l'influence saisonnière et beaucoup plus par la température qui influe sur la croissance de ces micro-organismes.

L'enrichissement de cet oued par ces germes a été causé par les eaux usées de la ville d'Ain Fakroun s'observe au niveau des trois stations.

Il est en effet difficile de définir le degré de pureté microbiologique d'une eau sur la base de son contenu en micro-organismes revivifiables, du fait du nombre important de micro-organismes qui peuvent être présents (Rejsek, 2002).

5.4.2. Les germes indicateurs de contamination fécale

Ces germes sont dénommés germes indicateurs de pollution fécales et leur présence témoigne de l'existence d'une contamination fécale au moment du prélèvement. Leur mis en évidence dans l'eau n'est pas la preuve de la présence de pathogènes, mais elle permet de la suspecter fortement.

5.4.2.1. Les coliformes totaux et coliformes fécaux (thermo-tolérants)

La présence de bactéries coliformes dans un milieu signifie forcément une contamination fécale (Délarras, 2003).

Les résultats obtenus montrent qu'il y a une forte contamination dans toutes les stations et elle dépasse souvent la valeur de 1400 CT/100 ml. Donc les eaux de cet Oued est riches en coliformes totaux, avec des valeurs très élevées.

A l'inverse des coliformes totaux, les coliformes fécaux se présentent dans le milieu à des valeurs basses par rapport aux premiers pendant toutes les périodes et toutes les stations, avec un nombre qui ne dépasse pas 700 CF/100ml.

Le nombre de coliformes totaux et naturellement plus important que celui des coliformes fécaux (Hamaidi *et al.* 2009).

Chapitre 05 : Résultats et discussion

Le nombre de Coliformes Totaux et des Coliformes fécaux dans les eaux analysées dépassant les normes recommandées par l'OMS (2004), (10 CT dans 100 ml d'échantillon et 0 CF dans 100 ml d'échantillon) atteste une pollution de notre site.

Cette contamination fécale dans l'oued revient principalement à l'élevage et au déversement des eaux usées surtout de type domestique sans oublier que les nombre de ces germes augmentent en fonction de la température ; plus la température de l'eau est élevée, plus les micro-organismes sont activés. En corollaire, lorsque les eaux sont plus froides, leur survie est réduite (Hamaidi et al. 2009).

5.4.2.2. Les streptocoques fécaux et les staphylocoques :

On trouve souvent les Streptocoques fécaux (SF) (ou entérocoques) en quantités considérables dans les matières fécales humaines et animales. Ces bactéries sont plus résistantes à la chloration que les coliformes et survivent généralement plus longtemps dans l'environnement.

5.4.2.3. Les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices

Les spores des ASR constituent généralement des indices de contamination ancienne. Les résultats sont positifs avec l'apparition de colonie noire de 0.5 mm dans les tubes contenant le milieu Viande Foie (VF), les nombre de spore varient de 3 à 9 colonies déduisant la présence de genres sulfito-réducteurs *Clostridium sp.*

Les résultats bactériologiques sont présentés dans les tableaux suivants :

Tableau 5.1 : les résultats bactériologiques durant la période Janvier – Mars 2014.

stations	Coliformes fécaux	Coliformes totaux	salmonelles	Streptocoques	Staphylocoques	Clostridium
S1	+	+	-	+	+	-
S2	+	+	-	+	+	-
S3	+	+	+	+	+	-

Selon le tableau 5.1 on peut constater que les eaux de cet Oued sont purement polluées et contaminées par les différents types des germes pathogènes surtout pour la station « 3 » qui contiennent un nombre élevé des salmonelles pendant toute la période d'étude.

On passant au tableau 5.2 qui montre lui-même une autre caractéristique concernant le clostridium qui est présent dans les deux dernières stations surtout dans la période chaude entre le mois d'Avril jusqu'au le mois de Juin 2014.

Tableau 5.2 : les résultats bactériologiques durant la période Avril – Juin 2014.

stations	Coliformes fécaux	Coliformes totaux	salmonelles	Streptocoques	Staphylocoques	Clostridium
S1	+	+	-	+	+	-
S2	+	+	-	+	+	+
S3	+	+	+	+	+	+

Conclusion

L'oued de Sigus, zone humide à la wilaya d'Oum El Bouaghi, dispose de plusieurs sources de contamination, soit par les eaux usées de la ville d'Ain Fakroun ou bien de l'usine de la tannerie qui se trouve à quelque centaines de mètres loin de cet Oued.

Pour déterminer la dynamique de la pollution par les métaux lourds dans cette zone humide, des échantillons d'eau ont été soumis à l'analyse physico-chimique et bactériologique, ainsi au dosage de quelques métaux lourds (Cr, Cd, Hg, Pb). Les prélèvements ont été réalisés au niveau de cinq stations.

Les résultats obtenus montrent que les eaux du cet Oued sont fortement polluées, les teneurs élevées en ammonium, sulfates, orthophosphates, aussi en chrome et la présence de certains types de bactéries dangereuses (salmonelle) nous prouvent le degré de pollution de cette zone d'étude, ce qui explique les dégâts catastrophique enregistrées soit sur la faune ou la flore.

D'une manière générale, on peut dire que cet écosystème aquatique se dégrade progressivement et cela nous conduit à faire une enquête pour la majorité des problèmes posés dans cette région d'étude (par exemple : les plusieurs cas d'avortement des vaches...). Comme on peut dire aussi que l'effet des métaux lourds peut être le responsable majeur de tous ces effets indésirables.

En perspectives il serait plus important :

- De réaliser une station d'épuration près du collecteur principal de la ville d'Ain Fakroun ;
- De réaliser des études complémentaires concernant le comportement des métaux lourds entre les différents compartiments de l'écosystème ;
- De mieux valoriser les résultats physico-chimiques obtenus par une étude sur les bio-indicateurs de la pollution à savoir les végétaux et les animaux ;
- D'étudier l'effet de la pollution sur la biodiversité de la région ;

- De faire des campagnes de sensibilisation auprès des agriculteurs pour ne pas utiliser les eaux de ce milieu ;
- Enfin nous espérons mettre en vigueur une réglementation pour diminuer le taux des rejets des métaux lourds dans l'environnement. Il faut aussi que le ministère de l'environnement et de l'aménagement de territoire se dote d'une police écologique composée de personnel technique hautement qualifié et très bien équipé pour faire appliquer la loi.

Références Bibliographiques

Abdelbaki C. (2010). Apport des systèmes d'information géographique dans l'évaluation de la qualité des eaux souterraines, Cas de la plaine de Maghia, Wilaya de Tlemcen, Algérie. Recueil du séminaire. Les Enjeux de la Qualité dans le Secteur de l'Eau et de l'Assainissement en Algérie, Apport des Techniques Nucléaires. Tipaza.

ABH-CSM. (2005). Les cahiers de l'agence, Bassin du Medjerda-Mellegue. Ministère des ressources en eau. N°9.

ABH-CSM. (2009). Les cahiers de l'agence, Qualité des eaux souterraines dans les bassins du Kebir – Rhumel, de la Seybouse et de la Madjerda-Mellegue 2004-2007. N° 13.

Added D. (2007). *Qualité d'eau du barrage de Foum El Khanga sur Oued Cherf et sources de la pollution*. Mémoire de magister. Centre universitaire Larbi Ben m'Hidi, Oum El Bouaghi. 60 p.

Agrigon A. (2000). *Annuaire de la qualité des eaux et des sédiments*. Dunod. 206 p.

Amino A. et Chauss Pied M. (1983). *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. C.N.E.X.O. France. 395 p.

Amor Abda W. (2009). *Etude physico-chimique et bactériologique des eaux d'un lac artificiel : cas du barrage de zit-emba (wilaya de Skikda)*. Mémoire de magister. Université 8 mai 1945 Guelma. 83 p.

Angelier E. (2001). *Ecologie des eaux courantes*. Tec & Doc. Paris. P 11.

Angelier E. (2003). *Ecologie des eaux courantes*. Technique et documentation. Lavoisier, Paris. 199 p.

ANRH. (2001). Agence Nationale des Ressources hydrique, rapport de la qualité des eaux superficielle.

Aouissi A. (2010). *Microbiologie et physico-chimie de l'eau des puits et des sources de la région de Guelma (nord-est de l'Algérie)*. Mémoire de magister en hydro-écologie. Université du 08 mai 1945 de Guelma. 221p.

Arctil F. (2008). *L'eau et ses enjeux*. De-bock. Parie. P 53.

Bagnoules et Gaussen H. (1957). *Les climats biologiques et leurs classifications*. Ann. Géogr. Fr. 355 : 193-220.

Barbaut R. (2003). *Écologie Générale : Structure et Fonctionnement de la Biosphère*. Dunod. P 237.

Barry G.S. (1989). Suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface rivière Nahr Ibrahim, Liban. Revue de science de l'eau. Volume : 20, 4: 341-352.

Beaudry, T. et Tardat H. (1984). *Chimie des eaux. Les griffons d'argiles*. 1^{ière} édition, INC. Canada.

Behloul S. (2009). *Évaluation de la matière organique dans l'eau du barrage de Timgad. Mémoire de Magister*. Université El Hadj Lakhdar, Batna. 134 p.

Belghyti D, El Guamri Y, Ztit G, Ouahidi L, Joti B, Harchrass A, Amghar H, Bouchouata O, Elkharrim K et Bounouira H. (2009). Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en oeuvre d'un traitement adéquat : Cas de Kénitra au Maroc. *Afrique Science* 05 : 199 – 216.

Belkhiri L. (2011). *Étude de la pollution des eaux souterraines : cas de la plaine d'Ain Azel - Est Algérien*. Thèse de doctorat. Université El Hadj Lakhdar, Batna.

Belloula M. (2009). *Modélisation des écoulements et perspectives de prévention contre les risques d'inondation dans quelques bassins de la Medjerda (Confins Algéro-Tunisiens)*. Mémoire de Magister. Université El Hadj Lakhdar. Batna.

Benamar D, Fatiha H, Farouk A (2002). *Traitement des eaux du bassin hydrographique de la Tafina(N-W Algeria)*. *Desalination* 152 : 113-124.

Bliefert P. (2001). *Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sol, déchets*. De Boect, p 287.

Boukrouma N. (2008). *Contribution à l'étude de la qualité microbiologique de l'eau d'un écosystème aquatique artificiel: cas de la retenue collinaire d'Ain Fakroune (W. d'Oum El- Bouaghi)*. Mémoire de Magister. Université 8 mai 1945, Guelma. 64 p.

Bourgeois C. M et Leveau J. Y. (1980). *Techniques d'analyse et de contrôle dans les industries agro-alimentaire*. T3. *Apria*, 331p.

Bouzian M. (2000). *L'eau de la pénurie aux maladies*. T.B.N – Khaldoun. 247 p.

Bremond R. et Vuichard R. (1973). *Les paramètres de la qualité des eaux*. La documentation française, Paris, 173 p.

Bugnicourt M., (1995). *Dictionnaire de microbiologie générale, la vie raconte par les*

bactéries. Ellipses. P 904.

C.N.E.S 2000. *L'eau en Algérie : le grand défi de demain. Avant-projet*. Conseil National Economique et Social. p 100.

Chapman D., Kimstach V. (1996). *Selection of water quality variables. Water quality assessments : à guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring*.

Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London. 126 p.

Claude R. (1996). *Les eaux, les bactéries, les hommes, les animaux*. Collection option Bio. Elsevier. 115p.

De Nardi. F (2009). *Excès de phosphore et de matières organiques naturelles dans les eaux de retenues : diagnostic et remèdes, cas du lac de Ribou a Cholet, (Maine-et-Loire, France)*. Thèse de doctorat. Université d'Angers. 224 p.

De Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C. (2005). *Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface*. Institut Bruxellois pour la gestion de l'environnement.

Degoutte G., (2006). *Diagnostic, aménagement, et gestion des rivières. Hydraulique et morphologie fluviales appliquées*. Lavoisier. Paris. P 83- 86.

Dégrément. (1998). *Mémento technique de l'eau*. 8^{ème}. édition Tec & Doc. Paris.

Delahaye E. (2007). *Guide technique Cours d'eau et ponts*. Service d'Études techniques des routes et autoroutes. Collection les outils. P 08.

Délaras C. (2003). *Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux. Réglementation, prélèvements, analyses*. Tec & Doc. 67 p.

Délaras C. (2007). *Microbiologie pratique pour le laboratoire d'analyse ou de contrôle sanitaire*. Tec & Doc. 191 p.

Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O., Belghity D. (2010). *Caractérisation physicochimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fes*. Larhyss journal 08 : 101-112.

Desjardins R. (1997). *Le traitement des eaux*. ISBN édition, 2^{ème}. *Directives pour l'assurance qualité*. 387 p.

Devidal S. (2007). *Solutions curatives pour la restauration de lacs présentant des signes d'eutrophisation*. Thèse Master en écologie et environnement de l'université de Rouen (France). 4-6, 8-10 P.

DHWCNE. (2005). *Qualité des eaux superficielles dans le bassin hydrographique*

constantinois-Seybouse-Mallegue. Ministère Algérien des Ressources en Eau.

Dib D. (2007). *Contribution à l'étude des mécanismes de valorisation du bassin de Tarf, N-E Algérie*. Mémoire de magister. Centre universitaire Larbi Ben M'Hidi, Oum El Bouaghi.

Dorioz J. M., Cassel E. A., Orand A., et Etsenman K. (1998). Phosphore storage. *Hydrobiological processes* 12: 285-309.

Dorioz J.M et Aurousseau P. (2007). *Le Phosphore dans l'environnement : bilan des connaissances sur les impacts, les transferts et la gestion environnementale*. *Océanis* 33, n°1/2, 331p.

El Blidi S., Fekhaoui M., Serghini A., et El Abidi A. (2006). Rizières de la plaine du Gharb (Maroc) : qualité des eaux superficielles et profondes. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*. 28 : 55-60.

Ellioua M. (2010). *Étude de l'évolution spatio-temporelle de certains paramètres de qualité dans le réseau d'eau potable de la Radeema*. Mémoire de mastère. Institut agronomique et vétérinaire Hassan, Rabat. 67 p.

Emberger L. (1955). Une classification biogéographique des climats. *Rev. Trac. Bot. Géol. Zool. Fase. Sci. Montpellier, série botanique*: 343p.

FAO, (2003). *L'irrigation avec les eaux usées traitées*. Manuel d'utilisation. Bureau Régional pour le Proche Orient et l'Afrique du Nord. Caire Egypte. 68 p.

Faurie C., Ferra C. (2003). *Ecologie approche scientifique et pratique*. 5^{eme} édition. TEC & DOC, parie. P 195-303.

Gamrasni M. (1982). *La dureté de l'eau, intérêt économique et collectif pour l'usage (étude de synthèse)*. Edition : Association française pour l'étude des eaux.

Gaujous D., (1995). *La pollution des milieux aquatiques : aide mémoire*. Technique et documentation. Lavoisier. Paris. 220 p.

Genin B. (2003). Cours d'eau et indice biologique : pollution, méthodes IBGN.

Gouaidia. L. (2008). *Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico –chimiques des eaux d'une nappe en zone semi aride, cas de la nappe de Meskiana Nord-est algérien*. Thèse de doctorat en sciences. Université Badji Mokhtar Annaba. 199 p.

Guiraud J. P. (1998). *Microbiologie alimentaire*. Dunod. France. 652 p.

Guiraud J. P. et Rosec J.F. (2004). *Pratique des normes en microbiologie alimentaire*. Afnor.

Hakmi A. (2002). *Traitement des eaux analyse de l'eau de source Bousfer Oran*. Mémoire de magister. Université des sciences et de la technologie Oran. 71p.

Hamaidi F. et Hamaidi M.S. (2009). Recherche des indicateurs bactériens de contamination fécale dans les eaux du barrage de Lakhel (Bouira Algérie). *Microbiologie, Industrie, Santé et Environnement*. Vol 3, N°1 : 76-95.

Harrat H. et Achour S. (2010). Pollution physico-chimique des eaux de barrage de la région d'El Tarf, Impact sur la chloration. *Larhyss Journal*. N° 08 : 47-54.

Hmama Z., Fekhaoui M., Bahou J. (1993). Etude de la contamination bactériologique de l'Oued Sebou soumis aux rejets de la ville de Fès. *Bull, Inst, Sci, Rabat*. N° 17 : 47-55.

Joffin J J-N et Leyrol G. (2001). *Microbiologie Technique 1 : dictionnaire des techniques*. 3^{eme} éditions. CRDP d'Aquitaine. 320 p.

Kerdoud S. (2006). *Le bassin versant de Beni Haroun eau et pollution*. Mémoire de magister. Université Mentouri, Constantine. 169 p.

Khelif S. (2010). *Etude de l'effet des effluents urbains sur le sol cultivé en zone semi-aride*. Mémoire de magister. Université Hadj Lakhdar, Batna. 67 p.

Labres E. (2006). *Cours d'hygiène et de microbiologie des eaux (Manuel De Travaux Pratiques Des Eaux)*. Institut Pasteur d'Algérie.

Labres E. et Mouffok F., (2008). *Le cours national d'hygiène et de microbiologie des eaux de boisson*. Manuel des travaux pratique des eaux. Institut Pasteur d'Algérie.

Lacroix G. (1991). *Lac et rivières milieux vivants*. Eco-guide. Bordas. p 94.

Leclerc. (1996). *Microbiologie générale*. Doin. 368p.

Lightfoot N. F. (2002). *Analyses microbiologiques des aliments et de l'eau*. London, pp. 59- 126.

Loup J.P. (1974). *Introduction aux études géographiques, les eaux terrestres*. Masson et Cie. Paris. p.15-19.

Mallanby K et Vincent F. (1976). *Biologie de la pollution*. Vuibert Paris. P 34.

Martin G. (1979). *Le problème de l'azote dans les eaux*. Technique et documentation, Lavoisier. Paris, 279 p.

Merabet S. (2010). *Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux brutes et distribuées du barrage réservoir de béni-haroun. Mémoire de magister.* Université Mentouri de Constantine.

Merzoug S.D. (2009). *Etude de la qualité microbiologique et physico-chimique de l'eau de l'écosystème lacustre Garaet Hadj-Taher (Benazzouz, wilaya de skikda).* Mémoire magister. Université 08 mai 1945 de Guelma. 115 p.

Monod T. (1989). *Méharées géographie.* France loisire. 233 p.

N'guessan Y.M. (2008). *Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des Bassins versants agricoles de Gascogne.* Thèse de Doctorat. Université de Toulouse l'institut national polytechnique. 149 p.

Nisbet M. et Verneaux J. (1970). *Composantes chimiques des eaux courantes; discussion et proposition de classe en tant que base d'interprétation des analyses chimique.* Ann de limnologie. Tome 6. P 161-190.

OMS, 2008 WHO (World Health Organization), *Guidelines for drinking water quality*, vol.1.

ONM, (2010). Office nationale de la météo. Station météorologique d'Oum El Bouaghi.

Organisation mondiale de la santé (OMS). (2004). *Guidelines for drinking-water quality.* Vol.1. Recommandations, 3rd Ed. World Health Organization. Geneva.

Pechère J. C., Acar J., Grenier B. et Nihoul E. (1982). *Reconnaitre, comprendre et traité les infections.* 4ème édition. Edisem ST-Hyacinthe. Québec. 509 p.

Pilet C. et col, (1987). *Bactériologie médicale et vétérinaire, Systématique bactérienne.* Doin. 371p.

Ramade F. (1993). *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement.* Science Internationale. Paris, p 61- 822 p.

Ramade F. (1998). *Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau, biochimie et écologie des eaux continentales et littorales.* Science international, Parie. p 179.

Ramade F. (2002). *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement.* 2eme édition .Dunod. Paris. p 240.

Ramade, F. (2000). *Dictionnaire encyclopédique des pollutions – les polluants de l'environnement à l'homme*. Ediscience, Paris. p 127-129-144.

Rejsek F. (2002). *Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques*. Scérén TEC & DOC. CRDP Aquitaine. 358 p.

Reynal R, (1996). *Géomorphologie générale*. Dunod. 71-083 p.

Rodier J. (1996). *Analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires*. 8ème édition, Dunod, Paris 1130p.

Rodier J., Bernard L., Nicole M., et coll. (2009). *L'analyse de l'eau. Eaux naturelles. Résiduaires. Eau de mer*. 9ème édition. Dunod. Paris, 1383p.

Sadani M. 2005. *Impact des ressources de pollution sur la qualité des ressources en eau en milieu aride: Cas du bassin versant du lac de barrage Mansour Eddahbi*. Thèse Doctorat Université Cadiayad, Marrakech, Maroc. p 175.

Samake H. (2002). *Analyse physico-chimique et bactériologique au L.N.S. des eaux de consommation de la ville de Bamako durant la période 2000 et 2001*. Thèse de docteur en pharmacie. Université de Bamako. 77 p.

Sayad L. (2008). *Qualité physico-chimique et bactériologie des eaux de l'écosystème lacustre Lac des Oiseaux (wilaya de Taraf)*. Mémoire de Magister. Université Badji Mokhtar Annaba. 125p.

Tuffery G. (1980). *Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes, révéléteurs biologiques de pollution des eaux continentales*. Pesson. Paris.

Verneaux J. (1973). *Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura). Recherche écologique sur le réseau hydrographique du Doubs Essais de biotypologie*. Thèse de Doctorat en science naturelles, Université de Besançon. 257p.

Web-graphie

Google earth, (2009). Europa Technologies. Tele Atlas. www.googleearth.com (07/2011).

www.tutiempo.net/en/wateher/Algeria. Historical Weather: Oum El Bouaghi, Algeria.

www.elsevier.com/locate/desal

<http://id.erudit.org/iderudit/016909ar>

<http://www.sciencedirect.com/>

www.memoireonline.com

