

Université Mohamed Khider – Biskra
Faculté des Sciences et de la technologie
Département : Génie civil et Hydraulique
Ref :



جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم: الري و الهندسة المدنية
المرجع:.....

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

Option : Hydraulique

**Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du
Grand Constantinois**

Sous la direction du : Pr. BOUDOUKHA Abderrahmane

Présentée par :

GUERRAICHE ZOUAOUI

Soutenue publiquement le **09/02/2017**

Devant le jury composé de :

Pr.GUERGAZI	Saadia	Président	Univ. Biskra
Pr. BOUDOUKHA	Abderrahmane	Rapporteur	Univ. Batna 2
Pr. YUCEF	Leila	Examineur	Univ. Biskra
Pr.BAALI	Fethi	Examineur	Univ. Tébessa
Pr.HOUICHI	Larbi	Examineur	Univ. Batna 2
Dr.MESSAMEH	Abdelhamid	Examineur	Univ. Biskra

Dédicace

Je dédie cette thèse :

- *à la mémoire de mon très cher père ;*
- *à toute ma petite famille ;*
- *A ma très chère Mère ;*
- *A mes frères et sœurs ;*
- *A ma femme et à mes enfants.*

Remerciements

J'adresse toute ma gratitude et mes remerciements les plus sincères à toute personne ayant collaboré de près ou de loin à la réalisation de ce travail de thèse. Je m'adresserai tout d'abord à Monsieur le Professeur A. BOUDOUKHA de l'université de Batna 2 d'avoir accepté de m'encadrer et de suivre mon travail de près avec sa sérénité et sa rigueur scientifique et ses conseils qui m'ont bien guidé à l'élaboration de cette thèse. Je le remercie surtout pour sa disponibilité malgré ses responsabilités, il a toujours su me réserver le temps pour me donner de plus amples éclaircissements sur les questions que nous avons discutées. Qu'il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.

Mes remerciements vont également à madame S.GUERGAZI professeur à l'université de Biskra d'avoir accepté de présider mon jury de soutenance, monsieur F.BAALI professeur à l'université de Tebessa, monsieur L. HOUICHI professeur à l'université de Batna 2, à monsieur A. MESSAMEH professeur à l'université de Biskra, à madame L.YOUCEF professeur à l'université de Biskra d'avoir bien voulu assister et juger ce travail de thèse.

Mes sincères remerciements vont également aux responsables et cadres de l'ANRH Constantine, Je cite:

Z. DERROUAZ ingénieur au laboratoire « eau et sol » ;

S. BOUKARIT Chef de service « hydrologie »,

Mes remerciements les plus sincères vont également aux membres de ma famille pour leur soutien moral et leur patience pendant les moments difficiles lors de la réalisation de ce travail. Grâce à eux, les moments de découragement furent rares et brefs. Qu'ils trouvent ici le témoignage de ma profonde gratitude.

Toute ma reconnaissance va également à mon confrère D. BENGORA pour sa disponibilité incessante et son aide.

Et enfin, je tiens à remercier tous les amis qui m'ont aidé et encouragé pour réaliser cette thèse.

Résumé

L'étroite relation qui existe entre l'ouvrage de stockage d'eau de surface (barrage), son environnement naturel (la géologie) et anthropique (action humaine), influe d'une manière considérable sur le chimisme de l'eau. Ceci nous a conduit à aborder une étude hydrochimique des eaux de quelques barrages situés dans deux niveaux bioclimatiques contiguës, arides et semi-arides. Il s'agit des barrages «Hammam-Grouz» et «Beni-Haroun» appartenant aux « Hauts plateaux Constantinois » et celui du barrage « Menbaa El Ghozlanes » appartenant au bassin versant « Chott Melrhir ». Pour cela plus de quatre centaines d'échantillons ont été prélevés et traités. L'analyse statistique de ces données hydrochimiques de ces trois barrages a montré que ces eaux ont le même comportement statistique. L'étude hydrochimique a montré que ces eaux ont le même faciès hydrochimique (Sulfaté calcique) et que les concentrations des nutriments (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) augmentent de Grouz vers Beni-Haroun. Le rapport DCO/DBO₅ augmente aussi dans le même sens et prend des valeurs maximales à Beni-Haroun pour l'année 2009. La présence de certains éléments traces métalliques (ETM) comme Zn^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} et Cu^{2+} , est à signaler. Les concentrations des éléments majeurs dans leur majorité dépassent les normes fixées. La conductivité est minimale au barrage Grouz et maximale à Manbaa El-Ghozlanes.

MOTS-CLÉS : eaux de surface, paramètres physico-chimiques de qualité, paramètres de pollution, prévention de la pollution, Nutriments, barrage, Oued.

Abstract

The close relationship between the surface water storage structure (dam), its natural environment (geology) and anthropogenic (human action), has a considerable influence on the chemistry of water. This led us to carry out a hydrochemical study of the waters of a few dams located in two contiguous, arid and semi-arid bioclimatic levels. These are the "Hammam-Grouz" and "Beni-Haroun" dams belonging to the "Hauts plateaux Constantinois" and the dam "Manbaa El Ghozlanes" belonging to the "Chott Melrhir" catchment. For this purpose, more than four hundred samples were taken and processed. Statistical analysis of these hydrochemical data from these three dams showed that these waters have the same statistical behavior. The hydrochemical study showed that these waters have the same hydrochemical facies (Calcium sulphate) and that the nutrient concentrations (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) increase from Grouz to Beni-Haroun. The COD / BOD₅ ratio also increases in the same direction and takes maximum values at Beni-Haroun for the year 2009. The presence of certain metallic trace elements (MTE) such as Zn^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} and Cu^{2+} is worth noting. Concentrations of the major elements in their majority exceed the standards set. Conductivity is minimal at the Grouz dam and maximal at Manbaa El-Ghozlanes.

KEYWORDS: surface waters, quality physico-chemical parameters, pollution parameters, pollution prevention, Nutrients, dam, Wadi.

ملخص

العلاقة الوثيقة بين منشأة تخزين المياه السطحية (السد)، والبيئة الطبيعية (الجيولوجيا) والبشرية (التأثيرت البشرية)، يؤثر بطريقة كبيرة في كيمياء المياه. مما أدى بنا إلى إجراء دراسة هيدروكيميائية لمياه بعض السدود و التي تقع في مستويين متجاورين للمناخ الحيوي القاحل وشبه القاحل. هذه السدود "حمام قروز" و "بني هارون" ينتميان إلى الهضاب العليا القسطنطينية" وسد " منبع الغزلان" تابع لمستجمعات المياه "شط ملغيع". لهذا أخذت و علجت أكثر من أربعمئة عينة من مياه هذه السدود . وقد أظهرت التحاليل الإحصائية للبيانات الهيدروكيميائية لهذه السدود الثلاثة أن هذه المياه لديها نفس السلوك الإحصائي.وأظهرت الدراسة الهيدروجيولوجية أن هذه المياه لديها نفس السحنات الهيدروكيميائية (كبريتات - الكالسيوم) وتركيزات المواد الغذائية (NO_3^- ، NO_2^- ، NH_4^+ ، PO_4^{3-}) في تزايد من قروز لبني هارون. النسبة / COD BOD_5 متزايدة أيضا في نفس الاتجاه وتأخذ القيم القصوى في بني هارون في سنة 2009. إن وجود بعض العناصر المعدنية النزرة مثل الزنك Zn^+ ، الحديد Fe^{2+} ، المنغنيز Mn^{2+} والنحاس Cu^{+2} ، يجب التنبيه إليه. تتجاوز تركيزات العناصر الرئيسية في أغلبيتها المعايير المحددة. قدرة التوصيل الكهربائي تأخذ أصغر قيمة لها في سد حمام قروز ، و أقصى قيمة لها في سد منبع الغزلان.

كلمات البحث: المياه السطحية، المعلمات الفيزيائية و الكيميائية للجودة، معلمات التلوث، الاحتياط من التلوث، السد،العناصر الغذائية، الوادي.

TABLE DES MATIERES

Résumé	4
Abstract	5
ملخص	6
Liste des figures	11
Liste des tableaux	15
CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR LA POLLUTION ET LA QUALITE DES EAUX.	18
1.1 Introduction :.....	19
1.1.1 L'eau principale constituant du vivant :.....	19
1.1.2 L'eau indispensable à la vie :.....	19
1.1.3 Disponibilité de l'eau :.....	20
1.2 Pollution de l'eau :.....	22
1.2.1 Définition :.....	22
1.2.2 Origine de la pollution :.....	22
1.2.3 Pollution urbaine :.....	23
1.2.3.1 Pollution industrielle :.....	23
1.2.3.2 Pollution agricole :.....	23
1.2.4 Type de polluants :.....	24
1.2.4.1 Pollution physique :.....	24
1.2.4.2 Pollution chimique :.....	24
1.2.4.3 Pollution biologique :.....	24
1.2.5 Paramètres analysés :.....	24
1.2.5.1 Température (T) :.....	25
1.2.5.2 Potentiel d'hydrogène (pH) :.....	26
1.2.5.3 Conductivité électrique (C.E):.....	27
1.2.5.4 Oxygène dissous (O ₂) _{dis} :.....	28
1.2.5.5 Résidu Sec (Rs-105) :.....	29
1.2.5.6 Calcium (Ca ²⁺) :.....	30
1.2.5.7 Magnésium (Mg ²⁺) :.....	32
1.2.5.8 Sodium (Na ⁺) :.....	33
1.2.5.9 Potassium (K ⁺) :.....	34
1.2.5.10 Chlorures (Cl ⁻) :.....	35
1.2.5.11 Sulfates (SO ₄ ²⁻) :.....	36

1.2.5.12 Nitrates (NO_3^-) :	37
1.2.5.13 Nitrites (NO_2^-) :	39
1.2.5.14 Ammonium (NH_4^+) :	40
1.2.5.15 Phosphates (PO_4^{3-}) :	42
1.2.5.16 Demande Chimique en oxygène (DCO):	43
1.2.5.17 Demande biochimique en oxygène (DBO ₅) :	44
1.2.5.18 Rapport DCO/DBO ₅ comme indice de biodégradabilité :	45
1.2.5.19 Cuivre (Cu^{2+}) :	45
1.2.5.20 Plomb (Pb^{2+}) :	47
1.2.5.21 Zinc (Zn^{2+}) :	49
1.2.5.22 Fer (Fe^{2+}) :	52
1.2.5.23 Manganèse (Mn^{2+}) :	54
1.2.5.24 Mercure (Hg^{2+}) :	57
1.3 Conclusion :	58

CHAPITRE 2 : GEOLOGIE DE LA REGION..... 59

2.1 Introduction :	60
2.2 Les grands ensembles géologiques de l'Algérie du Nord :	60
2.2.1 Le domaine interne :	60
2.2.1.1 Le socle Kabyle :	60
2.2.1.2 La couverture sédimentaire du socle Kabyle :	61
2.2.1.3 La couverture oligo-miocène kabyle :	62
2.2.1.4 Les olistostromes :	62
2.2.2 Le domaine des flyschs :	63
2.2.2.1 Le flysch Maurétanien :	63
2.2.2.2 Le flysch Massylien :	63
2.2.2.3 Le flysch Numidien :	64
2.2.3 Le domaine externe :	64
2.2.3.1 Les séries telliennes :	64
2.2.3.2 Les formations de l'avant pays :	65
2.2.4 Les formations post-nappes :	65
2.2.5 Les roches magmatiques :	66
2.3 Géologie locale :	66
2.3.1 Synthèse lithologique :	66
2.3.1.1 Le Primaire :	66
2.3.1.2 Le Secondaire :	68
2.3.1.3 Le Tertiaire :	69
2.3.1.4 Le Quaternaire :	70
2.3.2 Synthèse structurale :	71
2.3.2.1 Les accidents fondamentaux : Les accidents fondamentaux :	72
2.3.2.2 Les phases tectoniques alpines :	73
2.4 Conclusion:	74

CHAPITRE 3 : HYDROCLIMATOLOGIE DE LA REGION. 75

3.1	Introduction :	76
3.2	Caractéristiques physico-géographiques des deux bassins versants :	78
3.2.1	Situation géographique :	78
3.2.2	Caractéristiques morphématiques des deux bassins versants :	78
3.3	Les précipitations :	79
3.3.1	Les précipitations annuelles :	79
3.3.2	Les précipitations mensuelles :	81
3.4	Régime thermique :	82
3.5	Les zones bioclimatiques :	84
3.6	Bilan hydrologique :	85
3.6.1	L'évapotranspiration potentielle (E.T.P.) :	86
3.6.2	L'évapotranspiration réelle (ETR) :	86
3.6.3	Bilan hydrologique :	88
3.7	Hydrologie :	89
3.7.1	Hydraulicité et variabilité interannuelle des débits :	89
3.7.2	Variabilité intermensuelle et saisonnière :	91
3.7.3	Régimes saisonniers et les coefficients mensuels des débits :	92
3.8	Aménagements hydrauliques des deux bassins versants :	94
3.9	Conclusion :	95

CHAPITRE 4 : HYDROCHIMIE DES EAUX DE LA REGION. 96

4.1	Introduction :	97
4.2	Données hydrochimiques :	98
4.3	Analyse des paramètres physico-chimiques :	98
4.3.1	Méthode des tendances :	98
4.3.2	Température de l'eau :	101
4.3.3	Le pH :	102
4.3.4	La conductivité électrique :	106
4.3.5	La dureté totale :	107
4.4	Éléments dominants :	109
4.4.1	Faciès chimique :	109
4.4.2	Origine des éléments dominants :	110
4.4.2.1	Calcium, magnésium et sulfates :	110
4.4.2.2	Chlorures et sodium :	111
4.4.3	La salinité :	112
4.4.4	Variation des Éléments chimiques majeurs :	114

4.4.5	Facteur de concentration :	115
4.5	Analyse statistique :	118
4.5.1	Statistiques préliminaires des analyses chimiques :	118
4.5.1.1	Analyse par composantes principales :	118
4.5.1.2	Classification ascendante hiérarchique (C.A.H) :	122
4.6	Paramètres de pollution :	123
4.6.1	Matière en suspension (MES) :	123
4.6.2	Oxygène dissous (O ₂) _{dis} :	124
4.6.3	La pollution organique :	125
4.6.3.1	Demande biochimique en oxygène (DBO ₅) :	126
4.6.3.2	Demande chimique en oxygène (DCO) :	127
4.6.3.3	L'azote (N) :	129
4.6.3.4	Nitrates (NO ₃ ⁻) :	130
4.6.3.5	Nitrites (NO ₂ ⁻) :	132
4.6.3.6	Ammonium (NH ₄ ⁺) :	133
4.6.3.7	Les orthophosphates (PO ₄ ³⁻):	134
4.6.4	Eutrophisation :	136
4.6.4.1	Impacts de l'eutrophisation sur les eaux de surface :	136
4.6.4.2	Cas des B-Hammam-Grouz, B-B-Haroun et B-Menbaa El- Ghozlanes :	137
4.6.4.3	Facteurs limitant l'eutrophisation :	138
4.7	Qualité des eaux :	139
4.7.1	Potabilité des eaux :	139
4.7.2	Aptitude de l'eau à l'irrigation :	139
4.7.2.1	Méthode de Richards dite du S.A.R :	140
4.7.2.2	Alcalinité résiduelle des eaux :	143
4.8	Les éléments traces métalliques (ETM) :	144
4.8.1	Généralités :	144
4.8.2	Origine des éléments traces métalliques (ETM) :	146
4.8.2.1	Origine :	146
4.8.2.2	Effets des éléments traces :	148
4.8.3	Teneurs de métaux lourds dans l'eau du Rhumel et de Oued El-Hai:	149
4.8.3.1	Relation pH-ETM :	152
4.8.3.2	Relation MES-ETM :	152
Conclusion :		155
CONCLUSION GÉNÉRALE		157
PRODUCTION SCIENTIFIQUE DANS LE CADRE DE LA THESE		160
BIBLIOGRAPHIE		163

Liste des figures

- Figure 2-1: Schéma structural simplifié de la méditerranée occidentale. (Durand Delga, 1969). 61
- Figure 2-2 : Carte géologique de l'Algérie d'après la carte géologique de l'Afrique 67
- Figure 2-3 : Coupe structurale schématique de l'Algérie du Nord. (Vila 1980).71
- Figure 2-4 : Esquisse structurale du Nord- Est Algérien. (Wildi, 1983).71
- Figure 3-1 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (établie d'après Côte M., 1998). 76
- Figure 3-2 : Les Bassins hydrographiques de l'Algérie du Nord.77
- Figure 3-3 : Carte des précipitations annuelles moyennes de l'Est algérien 80
- Figure 3-4 : Evolution annuelle des précipitations à la station de Constantine (1909 à 2010). 81
- Figure 3-5 : Régime pluviothermique de 4 stations Climatologiques de l'Est Algérien. 83
- Figure 3-6 : Zones d'évapotranspiration potentielle annuelle moyenne de l'Est algérien. In Mebarki 2004 et 2009.87
- Figure 3-7 : Variations Nord-Sud des éléments du bilan hydrique annuel moyen de 7 stations de l'Est algérien. In Mebarki 2009.88
- Figure 3-8 : Variation annuelle des débits du Rhumel à Oued Atmania de 1964/65 à 1983/84. 90
- Figure 3-9 : Variation annuelle des débits D'Oued El Hai à El Kantara de 1968/69 à 1990/91. 91
- Figure 3-10 : Variation du débit moyen mensuel interannuel à El Anser (1972/79). 92
- Figure 3-11 : Variation du débit moyen mensuel interannuel à El Kantara (1969/91). 92
- Figure 3-12 : Courbe des CDM du bassin versant Kébir-Rhumel à El Ancer....93
- Figure 3-13 : Courbe des CDM du bassin versant Oued El Hai à El Kantara....93
- Figure 3-14 : Situation des principaux barrages existants dans les bassins versant du Kébir-Rhumel et Oued El Hai. In Mebarki 2009.94
- Figure 4-1 : Carte de situations des trois barrages.Extrait de la carte routière au 1/1000 000. 99
- Figure 4-2 : Variation de la température de l'eau des trois barrages durant l'année 2010. 102

Figure 4-3 :	Tendance de la température de l'eau des trois barrages durant la période d'étude.	102
Figure 4-4 :	Variation du pH des eaux des trois barrages durant l'année 2010.	103
Figure 4-5 :	Tendance du pH de l'eau des trois barrages durant la période d'étude.	103
Figure 4-6 :	Variation de la conductivité électrique (CE) au niveau des trois barrages pendant l'année 2010.	106
Figure 4-7 :	Tendance de la conductivité électrique (CE) de l'eau des trois barrages durant la période d'étude.	107
Figure 4-8 :	Variation de la dureté totale (DH) au niveau des trois barrages pendant l'année 2010.	108
Figure 4-9 :	Tendance de la dureté totale (DH) de l'eau des trois barrages durant la période d'étude.	109
Figure 4-10 :	Faciès chimiques des eaux des trois barrages entre 2000 et 2010.	109
Figure 4-11 :	Origine des éléments carbonatés des eaux des trois barrages.	111
Figure 4-12 :	Origine du calcium, magnésium et des sulfates dans les eaux des trois barrages.	111
Figure 4-13 :	Dissolution du gypse et de l'anhydrite dans les eaux des trois barrages.	111
Figure 4-14 :	Origine des chlorures et du sodium dans les eaux des trois barrages.	112
Figure 4-15 :	Origine de la salinité des eaux des trois barrages.	113
Figure 4-16 :	Liaison de la salinité avec les éléments évaporitiques.	113
Figure 4-17 :	Liaison de la salinité avec les éléments carbonatés.	114
Figure 4-18 :	Liaison de la salinité avec le potassium et les bicarbonates.	114
Figure 4-19 :	Variation des éléments majeurs. Barrage H-Grouz : 2007-2010.	115
Figure 4-20 :	Variation du pH et de la Conductivité électrique. Barrage H-Grouz : 2007-2010.	115
Figure 4-21 :	Facteur de concentration des eaux des trois barrages.	117
Figure 4-22 :	La conductivité électrique en fonction du facteur de concentration	117
Figure 4-23 :	variation des chlorures, du calcium, du magnésium et des sulfates en fonction du facteur de concentration des eaux des trois barrages.	117
Figure 4-24 :	Liaison du sodium en fonction du facteur de concentration des eaux des trois barrages.	118

Figure 4-25 :	Variation des variables selon CP1 pour les trois barrages.....	120
Figure 4-26 :	Variation des variables selon CP2 pour les trois barrages.....	121
Figure 4-27 :	Variation des variables selon CP3 pour les trois barrages.....	121
Figure4-28 :	Dendrogramme des eaux des trois barrages.....	123
Figure4-29 :	Variation de la matière en suspension (MES) au niveau des trois barrages pendant pendant l'année 2010.....	124
Figure 4-30 :	Tendance de la matière en suspension (MES) dans l'eau des trois barrages pendant la période d'étude	124
Figure 4-31:	Variation de l'oxygène dissous (O ₂ dis.) au niveau des trois barrages pendant l'année 2010.	125
Figure 4-32 :	Tendance de l'oxygène dissous (O ₂ dis.) dans l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.....	125
Figure 4-33 :	Variation de la DBO ₅ des eaux des trois barrages pendant l'année 2010.	127
Figure 4-34 :	Tendance de la DBO ₅ de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.	127
Figure 4-35 :	Variation de la DCO des eaux des trois barrages pendant l'année 2010.	128
Figure 4-36 :	Tendance de la DCO de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.	128
Figure 4-37 :	Variation du rapport DCO/DBO ₅ pour l'année 2010.....	129
Figure 4-38 :	Tendance du rapport DCO/DBO ₅ de l'eau des trois Barrages pendant la période d'étude.	129
Figure 4-39 :	Evolution comparée des paramètres de la dénitrification.	130
Figure 4-40 :	Variation des nitrates au niveau des trois barrages pour l'année 2010.	132
Figure 4-41 :	Tendance des nitrates de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.	132
Figure 4-42 :	Variation des nitrites au niveau des trois barrages pour l'année 2010.	133
Figure 4-43 :	Tendance des nitrites de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.	133
Figure 4-44 :	Variation de l'ammonium au niveau des trois barrages pour l'année 2010.	134
Figure 4-45 :	Tendance de l'ammonium au niveau des trois barrages pendant la période d'étude.	134

Figure 4-46 :	Variation des phosphates au niveau des trois barrages pour l'année 2010.	136
Figure 4-47 :	Tendance des phosphates de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.	136
Figure4-48 :	Evolution du rapport Azote-Phosphore dans les trois barrages pendant la période d'étude.	138
Figure 4-49 :	Qualité des eaux des trois barrages.....	139
Figure 4-50 :	Aptitude de l'eau à l'irrigation selon le diagramme de Richards (SAR).	142
Figure 4-51 :	Variation du coefficient d'alcalinité résiduelle des eaux des trois barrages.	143
Figure 4-52 :	Tendance des ETM dans les eaux du barrage Hammam- Grouz pendant la période d'étude.....	149
Figure 4-53 :	Tendance des ETM dans les eaux du barrage Beni-Haroum pendant la période d'étude.....	149
Figure 4-54 :	Tendance des ETM dans les eaux du barrage Manbaa El-GHozlanes pendant la période d'étude.....	150
Figure 4-55 :	Relation pH-ETM dans les eaux du barrage Hammam-Grouz...	153
Figure 4-56 :	pH-ETM dans les eaux du barrage Beni- Haroun.....	153
Figure 4-57 :	pH-ETM dans les eaux du barrage Manbaa El- Ghozlanes.	154
Figure 4-58 :	Relation MES-ETM dans les eaux du barrage Hammam-Grouz.	154
Figure 4-59 :	Relation MES-ETM dans les eaux du barrage Beni- Haroun.....	155
Figure 4-60 :	MES-ETM dans les eaux du barrage Manbaa El- Ghozlanes.....	155

Liste des tableaux

Tableau 3-1 : Contexte hydro-climatique global de l'Algérie.	77
Tableau 3-2 : Principales caractéristiques géomorphologiques du bassin versant du Kébir-Rhumel et celui d'oued EL- HAI.	79
Tableau 3-3 : Températures moyennes journalières 2001-2002. Station d'El-Kantara en °C. 84	
Tableau 3-4 : Bilans hydrologiques au niveau des deux bassins versants.	89
Tableau 4-1 : Caractéristiques statistiques des données chimiques des trois barrages à court terme (2010). 100	
Tableau 4-2 : Classification des eaux par degrés d'aptitude à l'irrigation	142
Tableau 4-3 : Carbonate de Sodium Résiduel sans les sulfates (CSR)	144
Tableau 4-4 : Caractéristiques des teneurs des ETM dans les trois barrages.....	146
Tableau 4-5 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement. Biney et al. ; 2013.	148
Tableau 4-6 : Variation relative de la concentration des ETM au niveau des deux barrages. 151	
Tableau 4-7 : Pourcentages des échantillons ayant dépassé la norme de l'OMS151	

INTRODUCTION GENERALE

La mauvaise qualité de l'eau peut être induite par l'activité anthropique ou par des phénomènes naturels. En Algérie, la qualité des eaux superficielles se dégrade de jour en jour sous l'effet des rejets urbains et industriels. En général, les barrages s'ensavent et perdent de leur capacité utile suite aux rejets d'effluents urbains et de la matière en suspension dans les cours d'eau, ce qui pose d'énormes problèmes écologiques et environnementaux. Cette situation a entraîné la détérioration de la qualité de l'eau, l'augmentation de la salinité des terres et limite l'utilisation de l'eau pour les différents secteurs tel que l'AEP à cause de la baisse de la productivité en eau.

Dans un tel contexte, il devient prioritaire d'établir une stratégie pour localiser, quantifier et protéger la ressource en eau de façon à pouvoir l'exploiter d'une manière rationnelle.

Ce travail a été mené dans ce contexte, afin d'identifier les facteurs qui contribuent à la dégradation de la qualité des eaux de surface. Ceci passe par la caractérisation de leurs paramètres physico-chimiques, leur variation spatio-temporelle ainsi que la détermination de leurs faciès chimiques dans deux domaines climatiquement opposés, il s'agit du bassin versant Kébir Rhumel au Nord à climat subhumide et celui de Oued El Hai au Sud à climat aride à semi-aride. Pour ce faire, et afin de mieux comprendre l'impact des paramètres anthropiques, climatiques et lithologiques sur la qualité de ces eaux de surface, plus de quatre cent échantillons ont été prélevés et analysés par l'ANRH de Constantine le long de Oued Rhumel, au niveau du barrage Hammam Grouz et celui de Beni-Haroun. Cette campagne s'est étalée entre 2000 et 2010. Nous avons également utilisé les données, de l'ANRH prélevées en sub-surface au niveau du barrage Fontaine des gazelles entre 2007 et 2011.

L'analyse des phénomènes et l'interprétation des résultats ont été abordées de la manière suivante :

- ◆ Le premier chapitre a été consacré à une synthèse bibliographique sur la pollution, les paramètres à analyser ainsi que l'impact sur la santé publique et l'irrigation ;
- ◆ Le second chapitre, a été consacré au cadre géologique ;
- ◆ Le troisième chapitre, a été consacré au cadre hydro-climatique ;
- ◆ Dans le quatrième et dernier chapitre, nous avons abordé le volet hydrochimique à l'aide de l'évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques et les mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux de surface .

CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR LA POLLUTION ET LA QUALITE DES EAUX.

1.1 Introduction :

1.1.1 L'eau principale constituant du vivant :

L'eau est indispensable à la vie et tous les hommes doivent disposer d'un approvisionnement satisfaisant en eau (suffisant, sûr et accessible). Un meilleur accès à une eau de boisson saine peut se traduire par des bénéfices tangibles pour la santé. Tous les efforts doivent être consentis pour obtenir une eau de boisson aussi saine que possible. WHO, 2011.

Chez l'homme l'eau représente de 50 à 70 % de son poids total. Chez l'enfant, cette proportion est proche de 80 %. Les légumes verts et les fruits contiennent de 80 à 90 % d'eau, la viande 75 %, le pain 55 %. Les variations sont en fonction de plusieurs facteurs comme l'âge, le stade de développement, les conditions extérieures.

1.1.2 L'eau indispensable à la vie :

« L'eau est indispensable à la vie et à la santé. Le droit de l'être humain à l'eau est donc fondamental pour qu'il puisse vivre une vie saine et digne. C'est la condition préalable à la réalisation de tous ses autres droits ». CCME, 1999.

L'homme peut survivre à des périodes de jeûne prolongées, plusieurs semaines, mais se trouve en danger s'il reste plus de 3 jours sans boire. Nous perdons 2 à 3 litres d'eau par jour ce qui représente environ 5 % de l'eau contenue dans notre corps, environ 50 litres pour un homme de 70 kg. Par la respiration et la transpiration nous perdons un litre par jour ; et un à deux litres par l'urine qui assure l'élimination des déchets produits par le métabolisme. En cas d'effort prolongé nos besoins en eau peuvent doubler.

L'apport quotidien est assuré principalement par la boisson alors que les aliments constituent un apport de 0,5 à 0,8 litre. L'eau participe à l'évacuation, par l'urine, de substances dont l'accumulation présenterait des risques pour l'organisme, à la régulation thermique par la transpiration, et à une multitude de processus qui accompagnent la transformation de nos aliments.

« L'approvisionnement des populations en eau potable, en quantité suffisante, pour les besoins domestiques et la satisfaction de l'hygiène, est un objectif permanent de l'État et un droit du citoyen ». JORADP, 1983.

1.1.3 Disponibilité de l'eau :

L'eau recouvre les 2/3 de la surface de notre planète. Son volume total est estimé à 1 385 millions de kilomètres cubes. On peut identifier cinq « réservoirs » qui sont en communication les uns avec les autres :

- ◆ les océans
- ◆ les glaces
- ◆ les eaux douces terrestres
- ◆ l'eau atmosphérique
- ◆ le vivant

L'eau salée des océans représente 97,3 % de l'hydrosphère et les glaces 2 %. Le volume d'eau stocké dans l'atmosphère est à peu près constant : 0,001 %. L'eau de la matière vivante représente 0,0001 %. Les eaux douces libres (non prises dans les glaces) constituent moins de 1 % du volume total. Elles sont plus ou moins accessibles et peuvent avoir une composition qui les rend incompatibles avec certains usages. Ainsi, bien que la planète dispose d'énormes réserves d'eau, la partie utilisable par les hommes est limitée et très inégalement répartie.

La moitié de la population mondiale manque d'eau. Le seuil considéré comme critique est de 2 000 mètres cubes par an et par habitant, chiffre qui prend en compte tous les usages.

Les Nations Unies ont rappelé en 2 000 qu'il y a plus d'un milliard de personnes qui n'ont pas accès à l'eau potable et un milliard et demie qui n'ont pas d'installations sanitaires appropriées.

Selon l'Organisation mondiale de la santé (WHO,2011), 1,1 milliard de personnes ne disposaient pas d'un service d'approvisionnement en eau approprié, 2,6 milliards de personnes n'avaient pas accès à des moyens d'assainissement appropriés, et environ 1,8 million de personnes, dont 90% d'enfants de moins de cinq ans, meurent chaque année, suite à des maladies diarrhéiques. La Banque Mondiale prévoit qu'en 2025 trois milliards d'êtres humains souffriront de pénuries d'eau.

«De toutes les crises d'origine sociale ou naturelle auxquelles l'homme est confronté, celle de l'eau est la plus au cœur de notre survie et de celle de notre planète Terre ». Ainsi s'exprimait le directeur général de l'UNESCO, Koïchiro Matsuura, à l'occasion du lancement, en mars 2003, du Rapport mondial sur la mise en valeur des ressources en eau, d'une évaluation approfondie de cette ressource, réalisée conjointement par les 23 agences, programmes et commissions des Nations unies concernés par les problèmes de l'eau. La part africaine des ressources mondiales

en eau douce est d'environ 9 %, soit 4 050 km³/an (Shiklomanov,1999 ; PNUD, PNUE, Banque mondiale et Institut des ressources mondiales, 2000). Ces ressources en eau douce sont réparties inégalement à travers les continents. La disponibilité moyenne d'eau par personne en Afrique est de 5 720 m³/hab/an, comparée à une moyenne mondiale de 7 600 m³/hab/an, mais il existe de grandes disparités entre les sous-régions.

Les problèmes de disponibilité de l'eau douce en Afrique sont aggravés en outre par les niveaux extrêmement variables des précipitations. En conséquence, un grand nombre de personnes dépendent de la nappe phréatique comme source principale d'eau douce.

En Algérie, par exemple, plus de 60 pour cent et en Libye, 95 pour cent de toutes les ponctions en eau sont issues des nappes phréatiques (PNUD et al., 2000). Certains pays, dont l'Algérie, l'Égypte, la Libye, Iles Maurice, le Maroc, l'Afrique du Sud et la Tunisie, ont eu recours à de l'eau dessalée afin de répondre à leurs besoins (PNUD et al. 2000 ; GOM/ERM, 1998).

Les ressources en eau de l'Algérie sont actuellement, relativement bien connues, mais la sécheresse qui sévit depuis plus de 20 ans a amené les services du secteur de l'eau à actualiser leur évaluation de la pluviométrie dans chaque région. Les potentialités sont actuellement évaluées à 16,3 milliards de m³ qui se répartissent comme suit :

- ◆ 9,8 milliards de m³ d'eau superficielle,
- ◆ 1,5 milliards de m³ d'eau souterraine dans la région Nord,
- ◆ 5 milliards de m³ d'eau souterraine dans le septentrional.

Les disponibilités de ressources renouvelables par habitant, en année moyenne, sont évaluées à 500 m³/hab./an environ, ce qui classe l'Algérie dans les pays pauvres en eau, très proches d'une situation de crise. En fait, si on tient compte de la période de sécheresse, où les ressources se sont réduites globalement de 2,9 milliards m³/an, les disponibilités par habitant ne seraient plus que de 400 m³/hab./an.

Il impose d'adopter des stratégies nationales et des plans d'action qui permettront aux pays d'œuvrer avec diligence et efficacité à la réalisation complète de ce droit. Ces stratégies doivent reposer sur la législation et les principes relatifs aux droits de l'homme, couvrir tous les aspects du droit à l'eau et les obligations qui en découlent pour les pays, définir des objectifs clairs, fixer des cibles et des buts à atteindre dans un laps de temps déterminé et élaborer les mesures qui conviennent avec les indicateurs correspondants.

L'insuffisance de l'eau et de l'assainissement est la cause primaire de maladies comme le paludisme, le choléra, les dysenteries, la schistosomiase, les hépatites infectieuses et les

affections diarrhéiques, responsables de 3,4 millions de décès chaque année. Elle est également une cause majeure de pauvreté et du fossé croissant entre les riches et les pauvres.

1.2 Pollution de l'eau :

1.2.1 Définition :

La pollution des milieux aquatiques est définie par l'OMS. WHO (2011) comme étant : « toute modification des propriétés physiques, chimiques ou biologiques, ou tout rejet de substances liquides, gazeuses ou solides dans l'eau de façon à créer une nuisance ou rendre cette eau dangereuse ou préjudiciable du point de vue, soit de la santé, de la sécurité et du bien être publique, soit de ses usages destinés à des fins domestiques, commerciales, industrielles, agricoles, récréatives et autres, soit de la faune sauvage et aquatique. »

La pollution de l'environnement est devenue l'un des problèmes fondamentaux de l'humanité, elle s'est aggravée ces dernières années avec le développement industriel, la croissance démographique, la propagation des activités agricoles, pour prendre des proportions considérables et alarmantes. De multiples substances et tous les contaminants identifiables dans les rejets urbains, industriels, agricoles, parviennent dans l'environnement.

1.2.2 Origine de la pollution :

Les effluents urbains et industriels rejetés trop souvent sans aucun traitement, constituent la source principale de dégradation. Même dans les pays industriels les stations d'épuration ne peuvent desservir l'ensemble de la population. Dans les pays en voie de développement la situation est particulièrement inquiétante. Aucun d'entre eux ne disposera des fonds nécessaires à la collecte des eaux usées et à leur traitement. Même quand un réseau existe, les eaux usées sont rarement retraitées et les effluents se déversent directement dans les rivières ou envahissent les nappes qui servent à l'irrigation ou à l'alimentation domestique. Les efforts accomplis ces dernières années pour améliorer l'hygiène n'ont pas amélioré la situation.

L'agricole à son tour participe à cette dégradation de la qualité de l'eau, partout dans le monde les taux de pesticides augmentent régulièrement dans les rivières ou dans les nappes phréatiques. L'eutrophisation due à l'emploi exagéré d'engrais est devenu un phénomène quasi mondial. L'azote et le phosphore entraînés par le ruissellement favorisent la prolifération d'algues qui, en consommant tout l'oxygène de l'eau, asphyxient littéralement les autres formes de vie.

Les ressources en eau de surface en Algérie ne font pas l'exception, elles sont de plus en plus compromises par le développement de la population comme c'est le cas des sites présentés dans cette thèse.

Selon son origine, on distingue trois catégories de pollution: urbaine, industrielle et pollution agricole.

1.2.3 Pollution urbaine :

Due principalement aux rejets domestiques (eaux domestiques, eaux collectives de lavage, huiles de vidange, médicaments périmés, matières fécales, etc.) elle est liée aux grandes concentrations urbaines.

Le «tout à l'égout» est une expression significative, elle exprime cette diversité. On trouve les excréments, les restes d'aliments, les déversements d'abattoirs, les déversements hospitaliers, les lessives, les détergents, les insecticides, les hydrocarbures, les déchets de la petite industrie et divers produits toxiques.

1.2.3.1 Pollution industrielle :

Les rejets liquides industriels véhiculent une importante pollution organique et toxique. Il s'agit de différents déchets provenant des industries diverses qui sont principalement installées au niveau du rivage à la fois pour se débarrasser des déchets et pour faire refroidir leurs machines (Industrie alimentaire, Industrie agricole, Tannerie et textile, Papeterie, Industrie physique, Industrie chimique, Industrie pétrochimie).

1.2.3.2 Pollution agricole :

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

A- Utilisation des engrais en agriculture :

La modernisation de l'agriculture et son intensification ont été généralement accompagnées d'une utilisation abusive et non rationnelle des engrais azotés. Il est admis qu'une fertilisation minérale se solde par un accroissement des rendements mais les doses élevées appliquées, généralement supérieures aux besoins réels des cultures, génèrent des excès d'azote qui peuvent entraver la production agricole par plusieurs mécanismes et polluer l'environnement.

B- Utilisation des pesticides en agriculture :

Les pesticides sont utilisés en agriculture pour protéger les cultures et les récoltes contre leurs ennemis afin d'augmenter les rendements.

1.2.4 Type de polluants :

On peut classer la pollution en trois catégories :

1.2.4.1 Pollution physique :

On parle de ce type de pollution quand le milieu est modifié dans sa structure physique par divers facteurs. Elle regroupe la pollution mécanique (effluents solides), la pollution thermique (réchauffement de l'eau par des usines) et la pollution atomique (retombées de radioéléments issus des explosions d'armes nucléaires, résidus des usines atomiques et accidents nucléaires).

1.2.4.2 Pollution chimique :

Elle est due au déversement des rejets industriels comportant de grandes quantités de substances chimiques dont certaines sont non dégradables.

1.2.4.3 Pollution biologique :

C'est un phénomène naturel. Il s'agit de la pollution par les micro-organismes (bactéries, virus, parasites, champignons, efflorescences planctoniques, etc.). Généralement, les différents types de pollution sont mélangés et agissent les uns sur les autres. En effet, un rejet n'est jamais une source unique et un égout rejette des déchets de différentes natures.

1.2.5 Paramètres analysés :

La qualité de l'eau est prioritairement une exigence de santé c'est la raison pour laquelle, il est nécessaire de la traiter et de l'économiser. Pour caractériser cette eau des paramètres microbiologiques, physico-chimiques, organoleptiques, et ceux concernant les substances indésirables et toxiques ont été élaborées par des médecins et des professionnels de l'eau.

La conformité de l'eau de distribution est évaluée en comparant les résultats obtenus lors de l'analyse d'un échantillon avec l'ensemble des paramètres qui font l'objet d'une "valeur associée" (norme ou référence de qualité). Nous allons au cours de ce qui suit, présenter une synthèse sur l'origine, la nature et les différents types de pollutions et méthodes d'analyses de chaque paramètre (D.D.A.S.S 2000).

1.2.5.1 Température (T) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

La température des eaux superficielles (rivières, lacs et retenues) est très variable selon les saisons et peut passer de 2°C en hiver à 30°C en été.

La source principale de l'augmentation de la température d'origine anthropique est en liaison avec les centrales thermiques et nucléaires (70 à 80%), le reste étant lié à la métallurgie, aux industries chimiques et alimentaires.

B- Effets et nuisances :

La température optimale pour se désaltérer se situe vers 12 °C à 15 °C. En pratique, elle n'a pas d'action directe sur la santé de l'homme.

La diminution de la température entraîne les effets suivants :

- ◆ Une diminution de l'efficacité des traitements dont la désinfection ;
- ◆ Une augmentation de la viscosité de l'eau ;
- ◆ Une diminution des vitesses de sédimentation et de filtration.

L'augmentation de la température a diverses conséquences :

- ◆ Une croissance bactérienne favorisée induisant des problèmes de saveur, de couleur, de corrosion voire d'hygiène ;
- ◆ Une Diminution du pH optimal pour la coagulation ;
- ◆ Une Augmentation de la corrosion dans les stations de traitement ;
- ◆ Une Augmentation des odeurs dues aux composés volatils.

On prêtera une attention particulière lors des travaux d'adduction ou pendant le gel.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : appareil électro-métrique ou thermomètre à mercure.

Valeur limite	Expression des résultats en °C	
	valeur maximale admissible	valeur indicative OMS
25	25	non fixée

D- Recommandations, traitement :

La maîtrise de la température doit intervenir, en premier lieu, au niveau des rejets d'eau chaude dans le milieu naturel par l'utilisation de tours de réfrigération pour les rejets des centrales de production électrique.

Par ailleurs, des travaux d'amélioration peuvent s'avérer utiles sur le réseau d'adduction/distribution :

- ◆ Une Etanchéification de réservoir, bâches et éventuellement de canalisations ;
- ◆ Un Enfouissement plus profond de tuyaux d'alimentation dans les tranchées ;
- ◆ Utilisation d'une ressource en eau présentant naturellement des caractéristiques plus favorables.

1.2.5.2 Potentiel d'hydrogène (pH) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le pH correspond, pour une solution diluée, à la concentration en ions H^+ . Il mesure l'acidité ou la basicité (alcalinité) d'une eau.

Le pH d'une eau naturelle dépend de l'origine de celle-ci et de la nature des terrains traversés. Des eaux issues de massifs cristallins auront un pH plutôt acide. A l'inverse, des eaux provenant de régions calcaires auront un pH plutôt basique.

B- Effets et nuisances :

Le pH est si intimement lié à d'autres aspects de la qualité de l'eau de boisson, et qu'il est difficile de savoir s'il exerce une influence directe sur la santé dans la fourchette des valeurs généralement observées.

Un des objectifs principaux de la maîtrise du pH est la diminution de la corrosion, la dissolution des métaux et des incrustations dans les canalisations et accessoires de plomberie.

Des pH inférieurs à 7 peuvent provoquer une corrosion sévère des tuyauteries métalliques conduisant à une augmentation des concentrations de certaines substances métalliques (plomb, cadmium).

Des pH supérieurs à 8 entraînent une diminution de l'efficacité du processus de désinfection au chlore car celui-ci se trouve sous forme non bactéricide.

C- Normes, interprétation des résultats :

L'échelle du pH s'étend de 0 à 14. Une eau est dite neutre à pH 7. Des eaux ayant des pH inférieurs à 7 ou supérieurs à 7 sont respectivement acides ou basiques.

Méthode de référence pour l'analyse : méthode potentiométrique avec électrode de verre.

Expression des résultats en unités pH		
Valeur limite	valeur maximale admissible	valeur indicative OMS
$6.5 \leq \text{pH} \leq 9$	9.5	de 6.5 à 8.5

D- Recommandations, traitement :

L'efficacité des mécanismes de floculation et de coagulation voir la filtration dépend du pH.

Il existe plusieurs moyens de lutte contre l'acidité de l'eau :

- ◆ neutralisation de l'eau par des réactifs alcalins (chaux, soude, carbone de sodium) ;
- ◆ filtration sur produits alcalino-terreux (marbre,...).

Par ailleurs, il peut être intéressant d'employer des conduites résistantes à la corrosion (PVC).

La chloration par le chlore gazeux, abaisse le pH.

1.2.5.3 Conductivité électrique (C.E):

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Il existe une relation entre la teneur en sels dissous d'une eau et la résistance qu'elle oppose au passage d'un courant électrique. Cette résistance peut s'exprimer de deux manières : la résistivité ou son inverse, la conductivité. La conductivité est proportionnelle au degré de minéralisation (teneur globale en espèces minérales généralement ionisées) et varie en fonction de la température.

Le lessivage des sols entraîne naturellement la dissolution d'un certain nombre de sels (carbonates, bicarbonates, chlorures, sulfates, nitrates, calcium, sodium, potassium, magnésium pour les principaux). Certaines activités industrielles et agricoles rejettent également des sels et provoquent donc un accroissement de la conductivité.

B- Effets et nuisances :

La conductivité en tant que telle n'a pas d'effet sur la santé, puisqu'elle reflète la concentration de l'ensemble des minéraux dissous.

La minéralisation de l'eau peut entraîner selon les cas un goût salé (variable selon la nature des sels présents), une accélération de la corrosion, des dépôts dans les tuyauteries (entartrage).

C- Normes, interprétation des résultats :

La mesure de la conductivité est effectuée à l'aide d'un conductivimètre

L'unité utilisée pour exprimer la conductivité est le micro-Siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Pour la résistivité électrique (R), l'unité est l'ohm.mètre

La relation entre ces deux paramètres est :

$$\text{C.E } (\mu\text{S}/\text{cm}) = 1000000 / \text{R } (\text{ohm.cm})$$

Expression des résultats en $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20 °C		
Valeur de référence	valeur maximale admissible	valeur indicative OMS
400		

La valeur de la conductivité est peu significative en elle-même. Par contre, la variation de ce paramètre reflète une évolution des conditions hydrogéochimiques ou environnementales qui justifient la mise en œuvre d'une surveillance accrue.

Il est à noter que les directives ne font pas état de valeur maximale admissible mais si l'on retient une limite de 1500 mg pour les résidus secs, l'équivalent en conductivité serait de l'ordre de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

D- Recommandations, traitement :

La minéralisation d'une eau peut être diminuée (deminéralisation) par des procédés onéreux (échange d'ions, osmose inverse, électrodialyse). Ils sont donc utilisés dans des cas très spécifiques (rarement en adduction publique).

Une minéralisation trop faible peut être augmentée (reminéralisation) par différents traitements : par ajout :

- ◆ De gaz carbonique et chaux ou carbonate de calcium ;
- ◆ De bicarbonate de sodium et de sel de calcium ;
- ◆ De bicarbonate de sodium et de chaux ;
- ◆ De carbonate de sodium et de gaz carbonique ;
- ◆ De percolation sur matériaux spécifiques.

1.2.5.4 Oxygène dissous (O_2)_{dis} :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

L'eau contient toujours de l'oxygène dissous dont les concentrations varient selon la température et la pression partielle. Du fait de l'équilibre entre l'oxygène de l'air et celui de l'eau, plus les eaux sont superficielles et plus elles sont chargées en oxygène. Les teneurs maximales atteintes dépassent rarement 10 mg/l.

Dans certains réseaux de distribution, le niveau de l'oxygène dissous peut décroître du fait de mécanisme de corrosion ou de besoins en oxygène des microorganismes.

B- Effets et nuisances :

La diminution de l'oxygène dissous jusqu'à moins de 80 % environ de la saturation entraîne une altération organoleptique de l'eau. Cependant, il ne présente aucun effet direct sur la santé. Par ailleurs, ce paramètre revêt une certaine importance dans le phénomène de corrosion.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : Dosage volumétrique fondé sur les propriétés oxydantes de l'oxygène dissous ou réduction électrochimique de l'oxygène moléculaire.

Expression des résultats en % d'oxygène de saturation		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
Teneur à 75%	la valeur doit être aussi proche de la valeur de saturation.	

Ce paramètre est un indice de qualité de l'eau distribuée.

D- Recommandations, traitement :

En raison des inconvénients résultant de la distribution d'une eau peut oxygénée, on privilégiera les ressources bien aérées. Pour maintenir une concentration d'oxygène dissous satisfaisante, il faut veiller, par exemple, à ce que les teneurs en matières oxydables demeurent aussi faibles que possible.

1.2.5.5 Résidu Sec (Rs-105) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

La détermination du résidu total sur une eau non filtrée reflète la teneur en matière dissoute et en suspension non volatile. La mesure du résidu sec après filtration, correspond, quant à elle, à la matière dissoute.

Ces valeurs, qui sont à relier avec la mesure de la conductivité, sont influencées par la température et par la durée de la dessiccation. Le résidu sec permet d'apprécier la minéralisation d'une eau qui est étroitement liée à la nature géologique des terrains traversés. Les eaux en contact avec le granite, les sables siliceux, les sols lavés ou d'autres matières relativement insolubles ne présentent que de faibles concentrations en résidu sec (inférieures à 30 mg/l). Dans les roches sédimentaires, les teneurs s'échelonnent entre 200 et 1100 mg/l. La minéralisation est généralement plus élevée dans les eaux souterraines que superficielles. En plus de l'origine naturelle, les effluents liés aux activités humaines peuvent contribuer à l'augmentation de la minéralisation.

D'après l'O .M. S., une eau est considérée comme d'excellente qualité pour un résidu sec inférieur à 300mg/l et inacceptable pour une teneur supérieure à 1500 mg/l.

B- Effets et nuisances :

Le résidu sec n'a pas, en lui-même, d'effets sur la santé. Il constitue un indice représentatif de la minéralisation de l'eau, donc, de sa charge en substances dissoutes.

Les eaux très minéralisées semblent bien contribuer à l'équilibre des différentes constantes physiologique de l'homme et surtout de l'enfant. Cependant, elles peuvent poser des problèmes endocriniens complexes.

Les matières dissoutes influent sur la saveur de l'eau. Certains sels agissent sur la corrosion ou l'incrustation dans les réseaux de distribution.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : élimination de l'eau par évaporation suivie d'une pesée.

- Résidu sec à 100-105 °C : résulte de l'évaporation simple de l'eau et de l'évaporation, en totalité ou en partie, de l'eau occluse et de l'eau de cristallisation des sels.

Expression des résultats en mg/l de résidus secs après dessiccation à 180 °C		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS 1500
1500	1000	

D- Recommandations, traitement :

Les traitements de déminéralisation sont peu pratiqués dans le cadre des eaux destinées à la consommation humaine.

1.2.5.6 Calcium (Ca²⁺) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le calcium est un métal alcalino-terreux extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans les roches calcaires sous forme de carbonates. Ses sels se rencontrent dans presque toutes les eaux naturelles. Leur teneur dans l'eau, qui peut varier de 1 à 150 mg/l, est directement liée à la nature géologique des terrains traversés.

L'oxyde de calcium est utilisé dans le bâtiment, la production de papier, le raffinage du sucre et du pétrole, la tannerie et le traitement des eaux brutes et résiduaires. La neutralisation d'effluents acides s'effectue souvent par la chaux ce qui ajoute du calcium dans le milieu naturel en quantité non négligeable. Dans les cours d'eau pollués organiquement, la concentration en calcium peut être accrue car les protéines et acides faibles provenant de l'oxydation des matières organiques augmentent la mise en solution du carbonate de calcium.

Les sels de calcium sont obtenus en majorité lors de l'attaque de roches calcaires par l'anhydride carbonique dissous (CO₂). Il constitue l'élément cationique dominant des eaux superficielles.

Le calcium est l'élément principal de la dureté de l'eau. L'alimentation (produits laitiers) est la voie principale qui apporte dans le cadre d'un régime moyen 1000 mg de calcium par jour. La part moyenne de l'eau dans l'ingestion totale varie de 5 à 20 % environ.

B- Effets et nuisances :

Elément essentiel (99 % dans le squelette), le calcium doit être fourni au corps humain à raison de 0.7 à 2 g/jour.

Des concentrations élevées dans l'eau ne présentent pas de danger pour la santé. Le seuil de détection gustative se situe vers 100 à 300 mg/l d'eau.

Dépendant de la température, du pH et de l'alcalinité de l'eau, la concentration en calcium constitue un facteur favorisant selon le cas soit l'entartrage (forte teneur), soit la corrosion (faible teneur) des canalisations.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : spectrométrie d'absorption atomique ou dosage titrimétrique à l'EDTA.

Expression des résultats en mg/l de calcium		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
100	1500	(*)

(*) : L'O.M.S. recommande une valeur indicative globale (500 mg/l en équivalent CaCO₃) pour la dureté qui inclut donc le calcium et le magnésium.

D- Recommandations, traitement :

Les traitements d'adoucissement qui sont proposés pour corriger une dureté excessive de l'eau consistent à :

- éviter la précipitation du "calcaire" (injection de polyphosphates,...) ;
- éliminer les ions Ca⁺² sur des résines échangeuses cationiques ;
- adoucir à la chaux ou à la soude ce qui revient à faire précipiter le carbonate de calcium que l'on sépare ensuite.

Au contraire, si l'eau est trop douce, il faut procéder à un traitement de reminéralisation de l'eau (par exemple, à la chaux) pour éviter toute dégradation des canalisations.

1.2.5.7 Magnésium (Mg^{2+}) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le magnésium est un élément très répandu dans la nature dans de nombreux minéraux, et dans les calcaires (2,1 % de l'écorce terrestre). Son abondance géologique, sa grande solubilité, sa large utilisation industrielle (alliage, pyrotechnie, batteries sèches, réducteur chimique, engrais, céramiques, explosifs, médicaments,...) font que les teneurs dans l'eau peuvent être importantes. La plupart des eaux naturelles présentent des teneurs comprises entre 5 et 10 mg/l. Cette concentration est en relation directe avec la nature géologique des terrains traversés. Le magnésium dans l'eau provient de l'attaque par l'acide carbonique des roches magnésiennes et de la mise en solution de magnésium sous forme de carbonates ($MgCO_3$) et de bicarbonates (Mg_2HCO_3).

Le magnésium contribue à la dureté de l'eau sans être l'élément essentiel. En effet, le rapport magnésium/calcium est en général très inférieur à 1.

La source principale d'apport est l'alimentation (viande et produits d'origine végétale) qui fournit de 200 à 400 mg/jour. Suivant l'ingestion alimentaire, la part de l'eau pour une teneur de 50 mg/l varie de 20 à 30 %.

B- Effets et nuisances :

Le magnésium est un élément indispensable pour la croissance (50 % dans les os) et pour la production de certaines hormones. Un déficit entraîne des troubles neuromusculaires voire des manifestations cardiaques. L'apport journalier nécessaire pour un adulte est de l'ordre de 420 mg.

A partir d'une concentration de 100 mg/l, le magnésium procure à l'eau une saveur amère pour des sujets sensibles. Les sels de magnésium, essentiellement les sulfates, peuvent avoir un effet laxatif à partir de 400 mg/l effet qui disparaît avec l'habitude.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : spectrométrie d'absorption atomique

Expression des résultats en mg/l de calcium		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
50	50	(**)

(**): L'O.M.S. recommande une valeur indicative globale (500 mg/l en équivalent $CaCO_3$) de dureté incluant donc le calcium et le magnésium.

D- Recommandations, traitement :

Les traitements d'adoucissement qui sont proposés pour corriger une dureté excessive de l'eau consistent à :

- éliminer les ions Mg^{+2} sur résine échangeuses cationiques ;
- adoucir à la chaux ou à la soude, ce qui revient à faire précipiter l'hydroxyde de magnésium.

Dans le cas d'eau trop douce, il convient de procéder à la reminéralisation de l'eau (par exemple, ajout de carbonate de calcium, de magnésium) pour éviter toute dégradation des canalisations.

1.2.5.8 Sodium (Na^+) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Ce métal, très abondant (environ 26 g/kg de la croûte terrestre soit 2.83 %) ne se rencontre pas naturellement à l'état natif mais toujours associé à d'autres éléments chimiques (chlorures, sulfates,...). Le principal minéral contenant du sodium et l'un des plus répandus, est le sel gemme (chlorure de sodium).

Les sels de sodium sont employés en cuisine, en salage des routes verglacées et diverses industries. En agriculture, ils contribuent au maintien de la perméabilité des sols.

L'omniprésence du sodium et la grande solubilité de ses sels expliquent qu'il se trouve dans la majorité des eaux (souterraines et de surface). Des teneurs anormalement élevées peuvent provenir d'apports industriels ou domestiques, du lessivage ou de la percolation de terrains salés et d'infiltrations d'eaux saumâtres.

Les concentrations dans l'eau de boisson sont normalement inférieures à 50 mg/l (en moyenne 20 mg/l), mais elles peuvent augmenter au cours des traitements d'adoucissement (par échange d'ions) des eaux calcaires.

Le sodium est intégré quotidiennement par l'eau et les aliments qui en représentent la principale source.

B- Effets et nuisances :

Le sodium est un élément vital qui participe à des fonctions essentielles. Il est nécessaire de fournir respectivement à un organisme adulte et enfant, 2000 et 200 mg/jour.

Les risques sanitaires dus à l'excès de sodium dans l'eau intéressent principalement deux catégories de sujets : les nourrissons, en raison de l'immaturation de leurs reins ou du fait d'affections gastro-intestinales entraînant une déshydratation avec élévation du niveau de sodium

dans le sang (hypernatrémie) et les personnes atteintes de troubles cardiaques, vasculaires et rénaux qui doivent suivre un régime hyposodé.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : spectrométrie d'émission de flamme et spectrométrie d'absorption atomique.

Expression des résultats en mg/l de sodium		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
150	150	200

La valeur proposée par l'OMS est fixée d'après des critères gustatifs. Pour l'instant, il n'existe pas d'argument suffisant pour justifier la fixation d'une valeur indicative pour le sodium dans l'eau sur la base d'un risque sanitaire.

D- Recommandations, traitement :

Les traitements sont du domaine de la minéralisation des eaux.

1.2.5.9 Potassium (K⁺) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le potassium est un élément naturel des eaux où sa concentration, à peu près constante, ne dépasse habituellement pas 10 à 15 mg/l, sauf dans certains contextes géologiques particuliers où elle atteint 20 à 25 mg/l.

Cette substance peut provenir des industries extractives (mines de sel et de potasse), des usines d'engrais et des industries du verre et matériaux connexes.

La part de l'eau représente généralement moins de 1 % de la quantité totale journalière ingérée d'un adulte (2 à 4.5 grammes) fournie essentiellement par la part alimentaire (légumes verts, fruits).

B- Effets et nuisances :

Le potassium joue un rôle essentiel chez l'homme (transmission de l'influx nerveux) où les besoins de l'organisme sont de l'ordre de 3 à 4 grammes par jour. Une déficience induira entre autres symptômes, une faiblesse musculaire.

Le seuil de perception gustative, variable, suivant les individus, se situe aux environs de 340 mg/l pour le chlorure de potassium.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : spectrométrie d'émission de flamme et spectrométrie d'absorption atomique

Expression des résultats en mg/l de Potassium		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
12	12	

D- Recommandations, traitement :

Les traitements sont du domaine de la déminéralisation des eaux (échanges d'ions).

1.2.5.10 Chlorures (Cl⁻) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Très répandus dans la nature, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl), de potassium (KCl) et de calcium (CaCl₂), les ions chlorures (Cl⁻), dans la plus grande partie se trouvent dans les océans, constituent environ 0.05 % de la lithosphère (partie solide de la sphère terrestre). De façon générale, Cl⁻ est présent dans toutes les eaux à des concentrations variables.

Indépendamment de la nature de la formation géologique traversée, la présence des chlorures dans les eaux naturelles peut être attribuée à la dissolution de dépôts de sel gemme, aux effluents de l'industrie chimique, à l'exploitation des puits de pétrole, des mines de potasse, aux rejets des égouts, aux drainages d'irrigation, à la pollution des décharges et à la pénétration de l'eau de mer dans les régions côtières.

Dans les eaux de surface, ils sont présents à faible concentration : pour une eau non polluée, le niveau est souvent inférieur à 10 mg/l.

La principale source de chlorures pour l'organisme humain est fournie par l'alimentation, la dose moyenne journalière étant de 6 grammes voire 12 grammes si l'on utilise le sel comme condiment.

B- Effets et nuisances :

Le régime alimentaire quotidien d'un adulte doit absolument lui fournir plus de 600 mg de chlorure qui constitue d'ailleurs l'anion le plus abondant du corps humain.

Généralement les chlorures présents dans l'eau potable n'ont pas de conséquences toxiques pour l'homme, même à de fortes concentrations (1000 mg/l). Cependant, ils peuvent être préjudiciables aux personnes atteintes de maladies rénales ou cardio-vasculaires.

Des concentrations élevées de chlorures nuisent au goût de l'eau en lui conférant une saveur salée à partir de 250 mg/l, surtout lorsqu'il s'agit de chlorure de sodium. Mais le seuil gustatif demeure très variable selon les individus.

Des teneurs très élevées de chlorures attaquent également les métaux du réseau de distribution, surtout lorsque les eaux sont faiblement alcalines

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : Dosage du chlore combiné à l'état de chlorure par le nitrate d'argent, en présence de phénophtaléine et de chromate de potassium comme indicateur.

Expression des résultats en mg/l de Chlorures		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
200	25	250

La valeur de l'OMS a été fixée en fonction de considération gustative.

D- Recommandations, traitement :

Les traitements possibles sont :

- ◆ la distillation ;
- ◆ l'osmose inverse ;
- ◆ l'électrodialyse.

Cependant, ils imposent des investissements financiers conséquents au niveau d'une mise en place sur la distribution publique. Le remède le plus économique semble être une dilution des eaux chargées de chlorures avec les eaux de ressources qui en contiennent peu.

1.2.5.11 Sulfates (SO_4^{2-}) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Composés naturels des eaux, les ions sulfates (SO_4^{2-}) sont liés aux cations majeurs : Ca^{+2} , Mg^{2+} , Na^+ . A ceux du Pb^{2+} , Ba^{2+} , Sr^{2+} ; la plupart des sulfates sont solubles dans l'eau. Ils peuvent néanmoins être réduits en sulfures, volatilisés dans l'air en hydrogène sulfuré (H_2S), précipités en sel insoluble ou assimilés par des organismes vivants.

La concentration en sulfates dans les eaux naturelles est très variable mais ne dépasse généralement pas **le gramme par litre**.

Nombreuses sont les industries qui déversent dans le milieu naturel des effluents chargés en sulfates dans l'eau : tanneries, industrie papetière et textile, ateliers de décapage métallique. Les

sulfates d'aluminium $Al_2(SO_4)_3$ et de fer $Fe_2(SO_4)_3$, largement utilisés pour la floculation dans le traitement de l'eau, augmentent également la teneur en sulfates des eaux traitées.

B- Effets et nuisances :

Les ions sulfates sont par eux-mêmes peu toxiques. De concentrations comprises entre 1 et 2 g/l ont un léger effet purgatif chez l'adulte. Cependant, des concentrations inférieures peuvent affecter les enfants (troubles gastro-intestinaux et diarrhéiques).

Les seuils de détection gustative pour les sulfates les plus courant vont de 200 à 500 mg/l pour le sulfate de sodium ($Na_2(SO_4)$), de 250 à 900 mg/l pour le sulfate de calcium ($Ca(SO_4)$) et de 400 à 600 mg/l pour le sulfate magnésium ($Mg(SO_4)$).

Des teneurs supérieures à 300 mg/l peuvent contribuer à la corrosion des systèmes de distributions, surtout avec des eaux faiblement alcalines.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : Méthode néphélométrie.

Expression des résultats en mg/l de Sulfates		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
250	250	400

La valeur de l'OMS a été fixée d'après des critères gustatifs.

D- Recommandations, traitement :

L'élimination des sulfates dans les eaux de distribution publique est peu pratiquée. Les procédés employés sont l'électrodialyse. L'osmose inverse et les résines échangeuse d'ions.

1.2.5.12 Nitrates (NO_3^-) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

L'azote est présent en abondance dans la nature sous forme gazeuse, organique ou minérale. Les nitrates (NO_3^-), constituent le stade final d'oxydation de l'azote organique.

Les nitrates sont abondamment répandus dans le sol, dans la plupart des eaux et dans les plantes où ils sont nécessaires à la synthèse des végétaux. Solubles dans l'eau, ils se retrouvent naturellement en faible concentration dans les eaux souterraines et superficielles. Sans apport artificiel, les eaux de surfaces ne contiennent pas plus de 10 mg/l de nitrates.

Les effluents industriels, agricoles, les déjections humaines élèvent les teneurs en nitrates des eaux de surfaces et souterraines (infiltrations dans les nappes). Les doses importantes ont pour

origine essentielle les engrais et les rejets d'eaux usées. Les nitrates sont également employés dans la fabrication des explosifs, dans l'industrie chimique comme oxydants et conservateurs dans les denrées alimentaires.

L'eau de boisson ne représente que le quart des ingestions journalières, sauf pour les jeunes enfants chez qui elle peut être majoritaire. Selon le régime alimentaire (principalement les légumes), l'ingestion moyenne correspond à 120-300 mg par jour. Mais la part de l'eau dans l'apport total peut devenir prépondérante si la concentration dépasse les 50 mg/l (50% et plus).

B- Effets et nuisances :

Les effets des nitrates ne sont pas en eux-mêmes dangereux pour la santé mais c'est leur transformation en nitrites dans l'organisme qui présente un risque potentiel toxique : la transformation de nitrates en nitrites dans l'appareil digestif peut être particulièrement grave chez les nourrissons et s'explique par la faible acidité de leur estomac qui permet la prolifération des bactéries aptes à faire cette conversion.

Par ailleurs, il est estimé que l'absorption de 500 mg de nitrates peut provoquer une inflammation des muqueuses intestinales chez les adultes.

La dose journalière admissible est de 255 mg/jour pour un adulte.

Les nitrates en excès contribuent, avec d'autres éléments nutritifs (phosphates), à l'eutrophisation des eaux superficielles et donc à la dégradation de la qualité des ressources en eau de surface.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse :

- ◆ dosage automatique par spectrométrie d'absorption moléculaire
- ◆ dosage par chromatographie ionique.
- ◆ dosage spectrométrique avec l'acide sulfosalicylique 1mg d'azote (N) correspond à 4,4 mg de nitrates

Expression des résultats en mg/l de Nitrates		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
50	40	50

D- Recommandations, traitement :

Dans un souci de préservation de la qualité des eaux naturelles et du fait de la difficulté d'éliminer les nitrates dans les conditions techniques satisfaisantes, il convient de s'attacher dans

un premier lieu à la réduction des apports des substances azotées en agriculture et de **diminuer l'impact des rejets d'eaux urbains dans le milieu naturel.**

a- Solution préventive :

Il faut :

- ◆ Une meilleure maîtrise de la fertilisation avec réadaptation de certaines pratiques agricoles;
- ◆ Un traitement des rejets d'eaux usées et de résidus divers et "adaptation" au milieu naturel ;
- ◆ Une instauration et respect des périmètres de protection adaptés à la lutte contre les nitrates.

b- Solution curative :

Il faut :

- ◆ Un raccordement en totalité ou en partie, en opérant une dilution, des secteurs concernés par une teneur excessive en nitrates à une ressource non polluée ;
- ◆ Un traitement par :
 - procédés physico-chimiques : l'échange d'ions, l'osmose inverse et l'électrolyse ont comme caractéristique principale de déplacer les nitrates et non pas de les détruire ou de les transformer ;
 - procédés biologiques : la dénitrification a pour caractéristique principale d'éliminer les nitrates par l'intermédiaire de microorganismes (sans générer de polluants).

1.2.5.13 Nitrites (NO₂⁻) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

L'azote, élément essentiel de la vie, est présent en abondance dans la nature sous forme gazeuse, organique ou minérale. Les nitrites (NO₂⁻) proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque (NH₃), soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante.

Les nitrites sont répandus dans le sol, dans les eaux et dans les plantes mais en quantités relativement faibles. En général, dans les eaux de surface, leur teneur excède rarement 1 mg/l. Les nitrites non liés à une pollution, se trouvent parfois dans les eaux pauvres en oxygène (sondages profonds,..). La pollution atmosphérique (oxyde d'azote) favorise l'augmentation des teneurs en nitrites.

Une eau qui renferme des nitrites est à considérer comme suspecte car cette présence est souvent liée à une détérioration de la qualité microbiologique.

L'alimentation demeure la principale voie d'exposition, avec une ingestion quotidienne de l'ordre de 2 à 5 mg/l.

B- Effets et nuisances :

Les nitrites, issus de la transformation des nitrates dans l'estomac, oxydent l'hémoglobine en méthémoglobine, inapte au transport de l'oxygène des poumons aux tissus. Cette affection se manifeste par une cyanose (ou maladie bleue) et touche essentiellement les nourrissons, du fait de la part prépondérante de l'eau comme aliment lors de la reconstitution de lait.

Les nitrites pourraient être à l'origine de la formation de composés N-nitrosés (nitrosamines et nitrosamides), dans l'appareil digestif, qui sont suspectés d'être cancérigènes.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse :

- ◆ dosage par spectrométrie d'absorption moléculaire
- ◆ dosage par chromatographie ionique.

Expression des résultats en mg/l de Nitrites		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
0.1	0.1	non fixée

L'OMS recommande toutefois que la teneur en nitrites de l'eau de boisson soit nettement inférieure à 1 mg/l.

D- Recommandations, traitement :

Les nitrites sont transformés en nitrates par action d'un oxydant (chlore ou ozone).

1.2.5.14 Ammonium (NH₄⁺) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Sont désignées sous le terme ammoniac, des formes ionisées (ion ammonium, NH₄⁺) et non ionisées (NH₃). L'azote ammoniacal est assez souvent rencontré dans les eaux et traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique. Il constitue un des maillons du cycle de l'azote. L'ammoniaque est un gaz soluble dans l'eau, mais suivant les conditions de pH, il se transforme, soit en un composé non combiné, soit sous forme ionisée.

L'azote ammoniacal des eaux superficielles peut avoir pour origine naturelle la décomposition des déchets végétaux et animaux. L'ammoniaque se transformant assez rapidement en nitrates et nitrites par oxydation, sa teneur dans les eaux de surface est normalement faible (inférieure à 0,2 mg/l). Sa présence est à rapprocher des autres éléments azotés identifiés dans l'eau (nitrites et nitrates) et des résultats de l'analyse bactériologique.

L'ammoniaque peut être rencontré dans les eaux de pluie (0,1 à 2 mg/l) et dans celles provenant des sols tourbeux et marécageux ; dans ce dernier cas, elle a une origine purement végétale.

Des eaux profondes peuvent également se charger en ammoniaque par réduction des nitrates sous l'action de bactéries ou par des sables qui renferment des minéraux contenant du fer (par exemple, glauconie). Habituellement, les eaux souterraines sont pauvres en azote ammoniacal. Mais des eaux issues de sols riches en substances humiques ou riches en fer peuvent présenter des teneurs de l'ordre de 1 à 3 mg/l.

La présence d'azote ammoniacal en quantité relativement importante peut être l'indice d'une pollution par des rejets d'origine humaine ou industrielle (industries chimiques, engrais, azotés, cokeries, fabrique de glace, industries textiles...).

B- Effets, nuisances :

Dans la plupart des eaux courantes, le pH étant entre 6,5 et 8,5 la plus grande partie de l'azote ammoniacal se trouve sous la forme ionisée (ammonium), relativement peu toxique.

Même s'il n'est pas directement nocif, l'azote ammoniacal peut engendrer indirectement divers inconvénients.

L'oxydation biologique de l'ammoniaque peut développer des zones anaérobies dans certaines parties des réseaux de distribution et provoquer la corrosion des conduites (surtout si elles sont en cuivre).

L'ammoniaque présente aussi l'inconvénient de diminuer l'efficacité du traitement de désinfection car il réagit avec le chlore disponible et produit des composés organochlorés indésirables pour la santé. Pratiquement, il faut environ 10 mg de chlore par mg d'azote d'origine ammoniacale pour oxyder les chloramines en azote gazeux.

L'azote ammoniacal peut servir de nutriment pour des microorganismes, responsables de saveurs et d'odeurs désagréables.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse :

- ◆ dosage par acidimétrie après distillation
- ◆ dosage spectrophotométrique (au bleu d'indophénol ou au réactif de Nessler).

Expression des résultats en mg/l d'Ammonium (NH_4^+)		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
0.5	0.5	non fixée

Ce paramètre est intéressant par le fait qu'il peut être l'indice d'une contamination fécale.

D- Recommandations, traitement :

L'élimination de l'ammoniaque pour la production d'eau potable peut se faire par les résines échangeuses d'ions, l'oxydation par le chlore ou la nitrification biologique. L'emploi de résines échangeuses d'ions étant coûteux et l'oxydation par le chlore ayant l'inconvénient de former des sous-produits indésirables. L'élimination biologique fait l'objet d'un certain développement. La nitrification biologique consiste en un développement de bactéries nitrifiantes sur un lit filtrant (filtre à sable ou à charbon) et se déroule en deux temps :

- ◆ nitritation : oxydation des ions ammonium en nitrites ;
- ◆ nitratisation : oxydation des ions nitrites en nitrates.

1.2.5.15 Phosphates (PO_4^{3-}) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le phosphore existe sous forme minérale ou organique. Les ions (PO_4^{3-}) contenus dans les eaux de surface ou de nappes peuvent être d'origine naturelle (produit de décomposition de la matière organique, lessivage des minéraux), mais à l'heure actuelle, leur présence dans les eaux sont essentiellement dues aux rejets industriels (agro-alimentaires, laveries, ateliers de traitement de surface), domestiques (polyphosphates des détergents) ou agricoles (engrais, pesticides). Ils peuvent aussi provenir des traitements des eaux contre la corrosion et l'entartrage.

Les formes chimiques sous lesquelles se rencontre les phosphates dépendent de l'acidité du milieu.

Dans les eaux de surface, la teneur naturelle en phosphates ou orthophosphates est de l'ordre de 0.1 à 0.3 mg/l. La présence de phosphore dans les eaux souterraines est généralement un indice de pollution.

L'apport alimentaire est élevé du fait de la teneur significative en phosphore des aliments. La plupart des eaux de boisson contiennent des doses inférieures à 0.1 mg/l.

B- Effets, nuisances :

Le phosphore est un élément essentiel pour le métabolisme humain, dont les besoins quotidiens sont de l'ordre de 1 à 3 grammes. Sa carence peut entraîner faiblesse et douleurs osseuses.

A doses élevées, les sels de pyro et méta phosphates peuvent inhiber l'utilisation des sels de calcium et engendrer nausées, diarrhées, hémorragie gastro-intestinales, ulcérations, atteintes rénales et hépatiques.

Les phosphates (teneurs supérieures à 0.2 mg/l) favorisent la prolifération des algues qui conduisent à l'eutrophisation des lacs, des cours d'eau... Il en résulte une véritable dégradation de la vie aquatique qui peut compromettre l'utilisation de ces eaux en vue de la production d'eau destinée à la consommation humaine.

Dans le cas de traitement des eaux brutes, les phosphates peuvent perturber l'efficacité de la coagulation et de l'adoucissement.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse :

- ♦ dosage du phosphore total par spectrométrie
- ♦ dosage de l'orthophosphate par spectrométrie après formation d'un complexe ou par chromatographie ionique.

La teneur en phosphates peut être exprimée en mg/l de Po_4^{-3-} ou de P_2O_5

$$1 \text{ mg/l } \text{Po}_4^{3-} = 0.747 \text{ mg/l } \text{P}_2\text{O}_5 = 0.326 \text{ mg/l } \text{P}$$

Expression des résultats en mg/l de Phosphore		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
5	5	non fixée

D- Recommandations, traitement :

Les phosphates peuvent être supprimés par les procédés de déminéralisation ou de coprécipitation (avec le fer, l'aluminium ou le calcium).

1.2.5.16 Demande Chimique en oxygène (DCO):

A- Définition et impact :

La Demande Chimique en Oxygène ou DCO représente la quantité d'oxygène consommée, exprimée en milligrammes par litre, par les matières oxydables chimiquement contenues dans un

effluent. Selon la méthode normalisée, il s'agit de l'oxydation par un excès de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu acide et à l'ébullition, des matières oxydables contenues dans l'effluent. La DCO constitue un précieux paramètre indicateur de la présence de polluants dans les eaux résiduaires. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également de sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures...). Les eaux résiduaires industrielles peuvent fréquemment atteindre des valeurs de plusieurs grammes par litre en demande chimique en oxygène. **Unité de mesure** : mg/l d'oxygène

B- Méthodes de mesure :

La méthode normalisée est appelée "détermination de la demande chimique en oxygène".

On définit la demande chimique en oxygène comme la concentration d'oxygène, exprimée en mg/l, équivalente à la quantité de dichromate (oxydant) consommé par les matières dissoutes et en suspension lorsqu'on traite un échantillon d'eau avec cet oxydant dans des conditions définies.

Des DCO-mètres existent sur le marché : l'analyse se fait généralement dans les conditions de la norme et la mesure peut s'effectuer soit par titrimétrie, soit par colorimétrie.

1.2.5.17 Demande biochimique en oxygène (DBO₅) :

A- Définition et impact :

La Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours ou DBO₅, exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation des matières organiques d'une eau par les micro-organismes du milieu. Pour une eau naturelle superficielle (rivière, étang,...), ce paramètre traduit la consommation d'oxygène relative au phénomène d'autoépuration. Le dosage de la DBO₅, qui traduit l'effet des transformations biochimiques relatives à la majeure partie des composés carbonés, est réalisé par comparaison entre la teneur initiale en oxygène dissous et la teneur résiduelle dans l'effluent après incubation à l'obscurité pendant 5 jours à 20 °C. Les valeurs de DBO₅ mesurées dans l'industrie peuvent être très faibles pour des eaux résiduaires peu biodégradables et aller jusqu'à plusieurs grammes par litre dans des secteurs comme l'agro-alimentaire.

Unité de mesure : mg/l d'oxygène

B- Méthodes de mesure :

Les méthodes normalisées :

- ♦ méthode par dilution et ensemencement avec apport d'allylthio-urée ;

- ♦ méthode pour les échantillons non dilués.

Les méthodes commerciales :

- ♦ mesure respirométrique ou manométrique ;
- ♦ mesure de la consommation d'oxygène.

La mesure en continu de la DBO₅ n'est pas envisageable compte tenu du temps de l'analyse (5 jours).

1.2.5.18 Rapport DCO/DBO₅ comme indice de biodégradabilité :

A- Définition et impact :

Le rapport DCO/DBO₅ détermine la possibilité et le rendement de dégradation que l'on peut espérer par un traitement d'oxydation biologique.

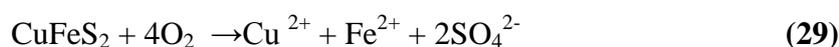
Si le rapport DCO/DBO₅ est inférieur à 3, on peut dire que l'effluent est facilement biodégradable, un traitement biologique devant être capable d'éliminer l'essentiel de la pollution.

1.2.5.19 Cuivre (Cu²⁺) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le cuivre est un élément chimique de symbole Cu et de numéro atomique 29. Métal de couleur rougeâtre, il possède une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante, le seul métal pur ayant une meilleure conductivité électrique est l'argent (Hurlbut Jr. & Klein, 1982 ; Mahan, 1987). Sa couleur rougeâtre le différencie au même titre que l'or par la couleur généralement grise des métaux. Le cuivre est un des rares métaux qui existe à l'état natif. L'occurrence du cuivre natif est cependant assez faible (Hurlbut & Klein, 1982). Le cuivre est moyennement abondant dans la croûte terrestre pour être un métal lourd (Wedepohl, 1995) ; on le trouve le plus fréquemment sous forme de sulfure ou de sulfosel (Hurlbut Jr. & Klein, 1982).

Les modèles chimiques pour les eaux naturelles montrent que Cu reste à l'état d'ion 2+ jusqu'à un pH de 6 unités selon la formule (29).



Pour la plupart des eaux neutres, Cu(CO₃)₂²⁻ et CuCO₃⁰ sont également importants (Millero, 1975), le second est plus important entre pH 7 et 8. Ensuite, à pH au-dessus de 8 le complexe de dihydroxide de cuivre (2+) prédomine. Le cuivre forme aussi plusieurs complexes avec des ligands organiques (Callender, 2003).

Dans le cycle sédimentaire, Cu est associé aux minéraux argileux, et spécialement associé au carbone et manganèse. En conditions acides, Cu est plus soluble que dans les milieux tamponnés. La malachite précipite dès que le pH est supérieur à 7 (Garrels & Christ, 1965). Toutefois, dans un milieu réducteur la phase minérale prédominante est le sulfure cuivreux ou chalcosine (Cu₂S). Le cuivre est extrait d'une grande variété de minerais d'une teneur de 0,7% à 2%. Les minerais sulfurés [chalcopyrite(CuFeS₂), chalcosine (Cu₂S)] forment 80% de la production mondiale. L'industrie électrique et les peintures antisalissures (cuivre sous forme d'oxyde) constituent les sources principales de pollution de l'environnement aquatique (rivière, port et océan). La toxicité de ce métal pour les organismes aquatiques dépend de la forme chimique (et notamment de son état d'oxydation) dans laquelle il se trouve. Néanmoins, la concentration létale apparaît pour certaines espèces à partir de 2µg/L (larve d'huître par exemple) alors que des retards de croissance sont observés chez le phytoplancton au-delà de 4µg/L (Fairbrother et al., 2007).

Les sels de cuivre sont largement utilisés dans l'agriculture en tant qu'insecticides, fongicides, algicides et dans l'industrie textile et photographique, la fabrication de pigments, les tanneries, les traitements de surface, la céramique. Les activités anthropiques constituent de fait la principale cause de pollution cuprique des eaux naturelles.

Si le cuivre métallique est insoluble dans l'eau, bon nombre de sels sont solubles. Cependant, les teneurs sont généralement inférieures au mg/l dans les eaux de surface.

Dans l'eau, la nature du cuivre dépend du pH, de la concentration en carbonate et des autres anions en solution.

Bien que l'eau de boisson puisse en contenir une certaine quantité, la principale source d'apport de cuivre est fournie par l'alimentation (de l'ordre de 1 à 5 mg/j).

B- Effets, nuisances :

Le cuivre est un oligo-élément essentiel pour le métabolisme humain. La quantité de cuivre nécessaire à l'organisme d'un adulte est d'environ 3 mg/j et de 2 mg/j pour les enfants.

La toxicité du cuivre par l'ingestion d'eau est inhabituelle chez l'homme. De plus, les sels de cuivre ayant une saveur très désagréable, de forte teneur n'incitent pas le consommateur à boire une telle eau.

La concentration du cuivre pour la quelle est détectée une mauvaise saveur est située entre 1 et 2 mg/l, et des concentrations supérieures à 5 mg/l rendent l'eau imbuvable.

Par ailleurs, le cuivre augmente la corrosion des ustensiles et des accessoires en zinc et en aluminium.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse :

Spectrométrie d'absorption atomique à flamme et spectrométrie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique.

Expression des résultats en mg/l de Cuivre		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
1	-	1

La teneur en cuivre de l'eau de consommation est donc réglementée pour des raisons d'ordre organoleptique.

D'après les recommandations de la CEE, au-delà de 3 mg/l, il peut apparaître des saveurs astringentes, des colorations et des corrosions.

D- Recommandations, traitement :

Les traitements habituels (oxydation, coagulation, floculation,...) éliminent généralement les oligo-éléments métalliques mais la concentration en cuivre au robinet de l'utilisateur du fait de l'utilisation de canalisations en cuivre peut être plus élevée qu'au niveau du captage ou que dans l'eau traitée alimentant le réseau.

1.2.5.20 Plomb (Pb²⁺) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Constituant naturel de l'écorce terrestre, le plomb, largement distribué, se trouve dans de nombreux minéraux, dont le plus important est la galène (sulfure de plomb). Ce métal est employé dans la fabrication des accumulateurs acides, des composés pour l'essence, de la soudure, des pigments, des munitions et pour le gainage des câbles. Les mines et les fonderies de plomb contribuent également à la pollution de l'environnement.

Les eaux de surface peuvent atteindre des concentrations de l'ordre de 600 µg/l. Le plomb est facilement éliminé par certains traitements classiques. Néanmoins, la corrosion des canalisations en plomb peut conduire à des niveaux beaucoup plus élevés. Bien que la cinétique de la dissolution du plomb dans l'eau soit encore mal maîtrisée et dépend probablement de nombreux facteurs, il est reconnu que le temps de contact entre l'eau et les tuyauteries en

plomb joue un rôle essentiel sur les teneurs observées en distribution. On considère que la saturation est atteinte après plusieurs heures de contact.

Dans des conditions normales, l'alimentation (légumes, céréales et fruits) constitue la principale source de plomb ingérée. Quant à l'inhalation de plomb atmosphérique, elle ne participerait que relativement peu à la fixation de ce métal dans l'organisme (teneur moyenne dans l'air, $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La quantité de plomb d'origine hydrique varie de quelques microgrammes par litre à 1 mg ou plus par litre dans des situations particulières. Elle représente moins de la moitié de l'ingestion totale pour une teneur dans l'eau de $50 \mu\text{g}/\text{l}$.

Certaines habitudes domestiques constituent d'importantes voies d'exposition notamment pour les jeunes enfants : éclats de peinture (Pica), poteries, ustensiles de cuisine, ...

B- Effets, nuisances :

Une eau de distribution contenant du plomb conduit à une ingestion de petites quantités de cette substance mais de façon permanente. Il s'agit typiquement d'un produit toxique cumulatif. Généralement, 10 % du plomb des solutions aqueuses sont absorbés par voie intestinale chez l'adulte (mais cette absorption peut être supérieur à 50 % chez l'enfant de moins de 5 ans). Le plomb absorbé, pénètre dans le sang puis est surtout stocké dans le tissu osseux (environ 90 % du plomb de l'organisme). La libération progressive du plomb avec le temps provoquera des troubles plus ou moins graves. Les principaux organes touchés sont les systèmes nerveux, sanguin et rénal.

L'intoxication (saturnisme) se manifeste par des symptômes difficiles à mesurer : encéphalopathie, retard du développement intellectuel et modifications du comportement chez l'enfant; anémie, troubles digestifs, neurologiques chez l'adulte.

Enfin, il est possible qu'une concentration de $50 \mu\text{g}/\text{l}$ n'apporte pas une marge suffisante de sécurité, en particulier pour le fœtus, le nouveau-né et l'enfant, c'est pourquoi l'OMS a ramené le niveau guide de concentration de plomb dans l'eau potable à une valeur de $10 \mu\text{g}/\text{l}$.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : Spectrométrie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique.

Expression des résultats en µg/l de Plomb		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
1	50	10

D- Recommandations, traitement :

Les traitements classiques (oxydation, coagulation par le sulfate d'alumine, filtration sur charbon actif,...) permettent d'éliminer en grande partie le plomb de l'eau. La chloration améliore l'efficacité de ces procédés.

Des mesures sont aussi envisageables pour limiter le risque de saturnisme hydrique :

- ◆ purge des canalisations avant consommation et après tout séjour prolongé de l'eau ;
- ◆ remplacement des tuyauteries en plomb ou contenant du plomb dans les réseaux de distribution (publique et/ou privée) ;
- ◆ mise en place d'un traitement collectif pour combattre l'agressivité de l'eau (élévation du pH au-dessus de 7,5, revêtement protecteur de sels calcaires de sulfate et carbonates dans les conduites, utilisation de phosphates et polyphosphates pour stabiliser l'eau).

Des études sont constamment en cours sur ces aspects.

1.2.5.21 Zinc (Zn^{2+}) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le zinc est un élément chimique, de symbole Zn et de numéro atomique 30. Le zinc est un métal, moyennement réactif, qui se combine avec l'oxygène et d'autres non-métaux, et qui réagit avec des acides dilués en dégageant de l'hydrogène (Mahan, 1987). L'état d'oxydation unique du zinc est +2 (appelé ion zincique), ainsi la géochimie du zinc est relativement peu complexe et l'on note un comportement chalcophile assez marqué par une association fréquente avec le soufre (Mahan, 1987).

Les sources naturelles de zinc dans l'environnement sont l'altération de roches (56%), le volcanisme (22%) et la végétation (Lantzy & Mc Kenzie, 1979 ; Phelan *et al.*, 1982 ; Horowitz, 1985).

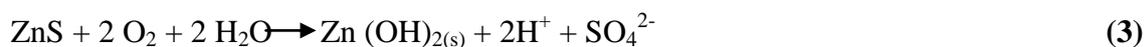
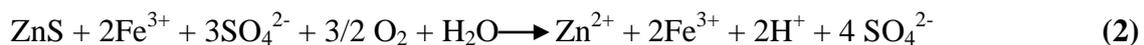
Cependant, Nriagu (1991 ; 1996) a calculé que ces sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et

le traitement de minerai et les activités industrielles représenteraient 75% et 18% respectivement, des émissions du Zn dans le milieu naturel.

Le minerai le plus utilisé est le sulfure de zinc appelé blende ou sphalérite (ZnS). Le mot blende, désormais abandonné dans la littérature minéralogique, provient du mot allemand *blenden* : «éblouir, tromper». Ce sulfure — le plus répandu dans la lithosphère — cristallise dans le système cubique. Il peut contenir des impuretés métalliques, telles que du fer (blendes foncées) : la marmatite, (Zn,Fe)S, contient jusqu'à 14 % de fer (Hurlbut Jr. & Klein, 1982). Dans la nature, la sphalérite est associée à d'autres sulfures, comme la galène (sulfure de plomb, PbS). La wurtzite a la même composition chimique mais cristallise dans le système hexagonal : c'est le polymorphe de haute température de ZnS (Hurlbut & Klein, 1982). L'altération des sulfures par oxydation produit la libération de l'ion zincique selon la formule (1).



L'oxydation de la sphalérite ne génère théoriquement pas d'acidité (Jennings *et al.*, 2000), cependant Zn est très souvent substitué par Fe dans les sphalérites. Dans ce cas, leur oxydation, libère de l'acidité (Dold, 1999). D'autres cas de génération d'acidité peuvent provenir des oxydations par des drainages acides selon les formules (2- 6).



L'industrie emploie ce métal dans des domaines aussi divers que : la galvanisation, les alliages, l'imprimerie. Les sels de zinc sont utilisés pour la fabrication de caoutchouc, de piles, d'insecticides, d'engrais ainsi que les industries pharmaceutiques.

La concentration du zinc dans l'eau naturelle est généralement faible et diminue encore par suite de l'absorption de celui-ci dans les sédiments. Par contre la solubilité des sels de zinc peut être importante. La teneur de l'eau du robinet risque d'être beaucoup plus élevée, en général entre 0.01 et 1 mg/l, que dans les eaux de surface, par suite du lessivage du zinc contenu dans les tuyaux galvanisés. D'une façon générale, plus les eaux sont à pH acide, plus elles ont des concentrations en zinc importantes.

Les aliments demeurent de loin la voie d'exposition la plus importante pour l'homme. Un individu ingèrerait ainsi quelques 12 mg/j alors qu'il en recevrait pas plus de 400 µg/l par l'eau de boisson.

B- Effets, nuisances :

Le zinc est un oligo-élément essentiel au métabolisme humain. Les besoins quotidiens vont de 4 à 10 mg/j, voire 16 mg pour les femmes enceintes et les nouveaux nés.

Le zinc dans l'eau de boisson ne présente pas d'effets toxiques pour l'homme. Les manifestations d'intoxication aigue se traduisent entre autres par des troubles digestifs. Des accidents rénaux aigus ont été attribués au chlorure de zinc.

Les effets gênants du zinc sont essentiellement d'ordre organoleptique. Des concentrations de zinc supérieures à 5 mg/l procurent à l'eau une saveur astringente déplaisante.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : Spectrométrie d'absorption atomique à flamme

Expression des résultats en mg/l de Zinc		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
5		5

D- Recommandations, traitement :

Dans la mesure du possible, le zinc doit être éliminé des eaux usées avant leur rejet dans le milieu naturel.

Les méthodes de traitement, en vue de la production d'eau d'alimentation, les plus couramment employées sont la précipitation et l'échange d'ions.

Le zinc est précipité soit par la soude ou le lait de chaux pour un pH compris entre 7.6 et 9.5, soit par le carbonate de soude pour un pH situé entre 7.4 et 8.5.

En présence de teneurs élevées en zinc, il faut se souvenir que ce métal peut contenir 1 % de cadmium (Cd); il conviendra de rechercher ce toxique en particulier si l'eau a séjourné sur des surfaces galvanisées. Dans les eaux résiduaires de traitement de surface, le zinc est habituellement accompagné de plomb et de cadmium.

1.2.5.22 Fer (Fe²⁺) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le fer est classé au quatrième rang des éléments de la croûte terrestre par ordre d'abondance.

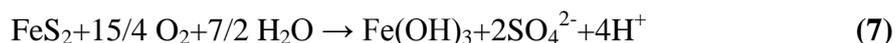
Il s'emploie largement dans la métallurgie et ses utilisations secondaires dans la chimie sont très variées.

Dans les eaux bien aérées, sa concentration est rarement importante. En revanche, dans les eaux souterraines (en particulier dans les nappes captives, dans les nappes alluviales peu aérées, etc), on peut observer de fortes teneurs de fer quand les conditions de solubilisation sont réunies. En effet, le fer se trouve en solution dans les eaux privées d'oxygène. Suivant les cas, le fer pourra exister à l'état colloïdal, sous formes de complexes organiques ou minéraux. Au contact de l' air, on assiste à une précipitation due à l'oxydation de ce métal. Le fer est fréquemment associé au manganèse avec lequel il a la propriété de co-précipiter.

Le fer est ferromagnétique : les moments magnétiques des atomes s'alignent sous l'influence d'un champ magnétique extérieur et conservent leur nouvelle orientation après la disparition de ce champ (Mahan, 1987). Laisser à l'air libre en présence d'humidité, il se corrode en formant de l'hématite Fe₂O₃ (Hurlbut et Klein, 1982). L'hématite étant un matériau poreux, la réaction d'oxydation peut se propager jusqu'au cœur du métal, contrairement, par exemple, à l'aluminium, qui forme une couche fine d'oxyde imperméable. En solution, il présente deux valences principales :

- Fe²⁺ (le fer ferreux) qui présente une pale couleur verte ;
- Fe³⁺ (le fer ferrique) qui possède une couleur rouille caractéristique.

La source principale de Fe dans les gisements de fer est la pyrite qui en contact de l'oxygène s'oxyde et au contact de l'eau libre en solution le fer ferrique ainsi que des sulfates et génère de l'acidité selon la formule (7) :



Cette réaction est au cœur de la génération des drainages acides (Rimstidt et Vaughan, 2003). En effet, la génération des drainages acides produit des eaux très enrichies en fer et sulfates. Ces solutions très concentrées débouchent selon les paramètres physico-chimiques sur plusieurs types de minéraux tertiaires: goethite ; jarosite ; schwertmannite ; rozénite ; copiapite (Bigham et Nordstrom, 2000 ; Jambor *et al.*, 2000 ; Stoffregen *et al.*, 2000 ; Velasco *et al.*, 2005).

Sa présence dans l'eau peut avoir diverses origines :

- ◆ lessivage des terrains avec dissolution des roches et des minerais contenus dans le sous-sol;
- ◆ rejets industriels (pollutions minières, métallurgiques, sidérurgiques) ;
- ◆ corrosion des canalisations métalliques (en fonte ou en acier) ou existence de dépôts antérieurs ;
- ◆ utilisation de sels de fer comme agents de coagulation dans la production d'eau potable.

La présence de fer dans l'eau du robinet peut être le signe d'une coagulation défective, d'un mauvais contrôle de pH, d'une rupture de filtre ou d'une autre anomalie dans le processus d'épuration.

On rencontre normalement dans l'eau de boisson moins de 0,3 mg/l. De ce fait, l'ingestion par les aliments constituent la voie principale d'exposition. L'ingestion quotidienne moyenne d'un individu été estimée entre 15 et 22 mg (viandes : 20 à 40 mg/kg ; poisson : 10 mg/kg ; fruits et légumes : 5 à 10 mg/kg ; lait : 1 à 4 mg/kg) mais seulement 60 à 70 % sont métabolisés.

B- Effets, nuisances :

Le fer est un élément indispensable au fonctionnement du corps humain (synthèse de l'hémoglobine du sang). Les besoins journaliers en fer sont estimés à environ 10 mg par jour, selon l'âge et le sexe.

Les seules intoxications remarquées ont été liées à l'absorption de sels de fer chez les enfants.

La symptomatologie quelquefois sévère est essentiellement à caractère digestif. Aucune toxicité n'a été observée chez l'homme, et ce même à des doses élevées (5 mg/l). Le fer entraîne, à des concentrations supérieures à 0,3 voire même 0,1 mg/l, des effets indirects gênants pour l'utilisateur :

- ◆ neutralisation des désinfectants pouvant générer la prolifération des microorganismes dans les réseaux de distribution ;
- ◆ conséquences de la corrosion dans les canalisations métalliques avec libération du métal ;
- ◆ distribution d'eau de couleur rouille, au robinet de l'utilisateur, qui tâche le linge et les installations de plomberie ;
- ◆ inconvénients d'ordre organoleptique (goût métallique de l'eau, turbidité, coloration rouge) ;

- ♦ réduction progressive des débits de conduite (formation de dépôts) en association avec le manganèse.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse : Spectrométrie à la phénanthroline 1,10 et spectrométrie d'absorption atomique à flamme.

Expression des résultats en µg/de Fer		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
200	200	300

La fixation de ces normes relève d'avantage de conséquences organoleptiques ou de difficultés d'exploitation de réseaux que d'objectifs sanitaires du fait du seuil de toxicité élevée.

D- Recommandations, traitement :

La déferisation par oxydation (à l'air ou autre oxydant), suivie d'une filtration, est généralement utilisée pour les eaux d'origine profonde.

L'élimination du fer peut être aussi faite par oxydation biologique (utilisation de bactéries qui oxydent et précipitent le fer dissous). Ces traitements permettent d'atteindre des niveaux acceptables en distribution.

La mise en œuvre de tels traitements s'accompagne le plus souvent d'un curage des réseaux car des dépôts importants résultant d'une pollution antérieure de l'eau de distribution peuvent subsister.

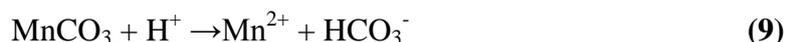
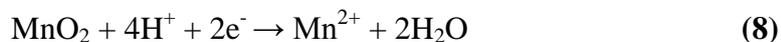
1.2.5.23 Manganèse (Mn²⁺) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Le manganèse est un élément chimique, de symbole Mn et de numéro atomique 25. Ce nom découle des propriétés magnétiques de la pyrolusite, un minéral qui était déjà connu dans l'Antiquité (Hurlbut. et Klein 1982). Le manganèse est un métal de transition gris-blanc qui ressemble au fer. C'est un métal dur et fragile, il fond sans difficulté, mais il est facilement oxydé. Le manganèse n'est ferromagnétique qu'après un traitement spécifique. Le métal et ses ions les plus communs sont paramagnétiques (Mahan, 1987). Les états d'oxydation les plus communs sont +2, +3, +4, +6 et +7, bien que tous les états entre +1 et +7 soient observés. Mn²⁺ est souvent en compétition avec Mg²⁺ dans les systèmes biologiques. Les composés de

manganèse où celui-ci est en état +7 sont de puissants agents oxydants (par exemple, le permanganate de potassium KMnO_4 , à la couleur violet sombre bien connue. Mahan, 1987.

Les minerais les plus abondants sont la pyrolusite (MnO_2), la psilomélane ($[(\text{Ba},\text{H}_2\text{O})_2\text{Mn}_5\text{O}_{10}]$) et la rhodochrosite (MnCO_3). (Hurlbut Jr., C.S. et Klein, 1982). Ces minéraux ne sont pas stables dans des conditions acides selon les formules (8) et (9). (Tessier *et al.*, 1996).



Il se retrouve principalement dans les minerais tels que la pyrolusite (MnO_2), la rhodochrosite (MnCO_3). Il est également un constituant majeur des nodules polymétalliques présents dans les grands fonds marins. Parmi ses principales utilisations, on le retrouve dans les accumulateurs électriques, dans la fabrication de l'acier, dans les engrais ainsi que dans l'industrie du verre. Les sources anthropiques de manganèse dans le milieu aquatique sont essentiellement dues à l'activité industrielle et aux consommations des énergies fossiles. Élément essentiel à faible concentration, il devient toxique lorsque ses teneurs dépassent certains seuils de tolérance. Ainsi, on observe une altération de la croissance et de la reproduction chez certains organismes aquatiques. De même, chez l'homme, lorsqu'il est ingéré à forte concentration, le manganèse peut contribuer à l'apparition de la maladie de Parkinson (Boust, 1999; Fairbrother *et al.*, 2007).

Le manganèse est présent dans l'eau à l'état soluble, en suspension, ou sous forme de différents complexes, mais non à l'état libre. Sa solubilité dépend du pH, de l'oxygène dissous, de la présence d'agents complexants. Certaines eaux souterraines ont des teneurs de l'ordre de 1 mg/l : les eaux de surface en contiennent le plus souvent, pour leur part, moins de 0.05 mg /l. Fréquemment associé au fer, avec lequel il a la propriété de co-précipiter, le manganèse peut exister dans les eaux profondes (en absence d'oxygène) et dans les nappes alluviales sous forme dissoute. Dans les eaux aérées, il est généralement à l'état oxydé et précipité.

L'absorption se fait par inhalation, par voie hydrique et principalement par les aliments (thé, céréales,...). On estime qu'un individu en consommerait ainsi de 2 à 9 mg par jour. L'exposition de par l'eau de boisson, normalement inférieure à 0.1 mg par jour (0.01 0.05 mg/j), dépasse très rarement 1 mg.

B- Effets, nuisances :

Le manganèse est un oligo-élément essentiel au fonctionnement du corps humain (croissance, métabolisme des glucides et lipides). La quantité moyenne nécessaire pour assurer les fonctions physiologiques normales est évaluée entre 2 et 5 mg par jour pour un adulte et moins de 1,5 mg pour un enfant.

Les intoxications sont extrêmement rares et en dehors d'une absorption accidentelle en quantités importantes, le risque est exclusivement d'origine professionnelle (la voie pulmonaire étant la voie de pénétration la plus dangereuse). Dans ce cas, les organes cibles sont les poumons et le système nerveux central.

A des concentrations supérieures à 0,15 mg/l, le manganèse entraîne des effets indirects gênants pour l'utilisateur :

- ◆ neutralisation des désinfectants pouvant générer la prolifération des microorganismes dans les réseaux de distribution ;
- ◆ phénomènes de corrosion dans les canalisations ;
- ◆ formation d'une couche noire (à partir de 0,05 mg/l) à l'intérieur de ces canalisations qui peut s'arracher et être entraînée sous formes de particules ;
- ◆ inconvénients d'ordre organoleptique (goût métallique, couleur noire) ;
- ◆ réduction progressive des débits de conduite (formation de dépôts) en association avec le fer.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse :

Spectrométrie d'absorption atomique à flamme et spectrométrie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique.

Valeur de référence	Expression des résultats en µg/l de Manganèse	
	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
50	50	100

La limite imposée au manganèse dans les eaux potables résulte du goût métallique et de la turbidité qu'il engendre.

D- Recommandations, traitement :

Les traitements de démanganisation reposent sur l'utilisation d'oxydants, à pH élevé, qui permet la précipitation des sels. Ils sont suivis d'une filtration.

Leur mise en œuvre doit le plus souvent s'accompagner d'un curage des réseaux pour éliminer les dépôts importants.

1.2.5.24 Mercure (Hg^{2+}) :

A- Nature, origine des contaminations, voies d'exposition :

Élément rare dans la croûte terrestre, le mercure se rencontre principalement dans les minerais sulfurés. D'origine naturelle, il provient des émanations volcaniques ou de l'érosion des roches par l'eau. Le mercure et ses dérivés mercuriels sont employés dans diverses activités humaines : exploitation des minerais, industrie chimique pour l'électrolyse et la catalyse, peinture, industries de l'électricité et fabrique d'instruments de mesure, industries papetière et pharmaceutique, fabrication des explosifs.

Le mercure existe sous forme de métal insoluble, de sels monovalents (la plupart insolubles) et bivalents (la plupart solubles) ou de composés organomercuriels, dont le plus important est le méthylmercure. Sa présence naturelle dans les eaux est de l'ordre de 0,1 µg/l pour les eaux souterraines et de 0,1 à 2 µg/l pour les eaux superficielles. Cependant à proximité des complexes industriels et des lieux d'exploitation des minerais, sa teneur peut atteindre 80 µg/l.

La nourriture (surtout le poisson et ses préparations) demeure la principale voie d'exposition, en dehors de certaines activités professionnelles.

B- Effets, nuisances :

Le mercure et ses composés sont des éléments toxiques pour l'homme. Particulièrement le méthylmercure qui résulte de la transformation du mercure par les bactéries. Sa présence dans l'eau est préoccupante d'autant plus, que cet élément s'accumule dans les organismes aquatiques tout au long des chaînes alimentaires.

Une ingestion quotidienne prolongée d'environ 0,25 mg de mercure sous forme de méthylmercure chez un adulte moyen provoquerait une dégradation du système nerveux. L'intoxication par le mercure se manifeste principalement par des troubles neurologiques et rénaux associés respectivement aux composés organiques et minéraux.

Cependant, c'est la forme minérale peu absorbable qui prédomine dans l'eau de boisson et les intoxications mercurielles d'origines hydriques sont donc rares.

C- Normes, interprétation des résultats :

Méthode de référence pour l'analyse :

Spectrométrie d'absorption atomique à flamme.

Expression des résultats en $\mu\text{g/l}$ de Mercure		
Valeur de référence	valeur maximale admissible CEE	valeur indicative OMS
1	1	1

D- Recommandations, traitement :

Il faut éliminer ou tout au moins réduire au maximum les rejets du mercure dans l'environnement.

Le mercure étant souvent lié aux particules en suspensions, les traitements classiques peuvent conduire à 80 % d'élimination :

- ◆ coagulation- floculation- décantation
- ◆ filtration sur sable ou sur charbon actif en grains
- ◆ l'oxydation (chloration) améliore les précédents procédés.

1.3 Conclusion :

La qualité d'une eau est définie par des paramètres physiques, chimiques et biologiques, mais également pour son usage. Ainsi, une eau impropre à la consommation peut être adaptée à l'irrigation ou à la pisciculture.

La mauvaise qualité d'une eau résulte des activités anthropiques ou des phénomènes naturels. Dans la plupart des cas, la pollution s'entend comme un dépassement aux normes, définies en fonction des usages de l'eau. Une définition globale de la pollution intègre ainsi toutes les actions directes ou indirectes susceptibles d'apporter une dégradation des paramètres caractéristiques de l'eau. Elle se définit également en fonction de sa répartition spatiale et temporelle.

CHAPITRE 2 : GEOLOGIE DE LA REGION.

2.1 Introduction :

La géologie des terrains influe non seulement sur l'écoulement de l'eau souterraine, mais également sur le ruissellement de surface. Dans ce dernier cas, les principales caractéristiques géologiques à considérer, sont la lithologie qui influe sur la qualité des eaux et la structure tectonique qui influe sur la morphologie des terrains et donc sur la vitesse d'écoulement.

Dans ce chapitre que nous avons consacré à la géologie, nous allons nous intéresser donc aux grands traits litho-structuraux selon une coupe Nord Sud partant de la mer Méditerranée jusqu'à la région de Biskra en passant par Constantine et Batna. Il sera donc question du bassin versant hydrographique du Kébir Rhumel aux barrages de Beni-Haroun et de Hamm Grouz se trouvant dans les hauts plateaux constantinois et celui de Oued El Hai au barrage de la Fontaine des Gazelles qui se trouve dans la partie Nord du bassin versant de Chott Melghir. Une grande partie du secteur étudié fait donc partie intégrante du grand bassin néogène constantinois localisé dans la partie Nord orientale de l'Algérie. Avant de voir la géologie locale, il serait judicieux de passer en revue les grands ensembles géologiques de l'Algérie du Nord.

L'Algérie du Nord appartient à la branche Sud de la chaîne dénommée "Maghrébides" qui s'étend selon la direction Est-Ouest sur une distance de 2000 Km environ, entre le détroit de Gibraltar à l'Ouest et la Sicile et la Calabre à l'Est. Elle correspond à un empilement de grandes nappes de charriage sur la plateforme Africaine à vergence Sud (Raoult, 1974 ; Bouillin, 1977; Vila, 1980). Généralement elle est subdivisée en unités structurales issues de trois domaines paléogéographiques qui sont : (Durand Délga, 1969) : le domaine interne et le domaine externe.

2.2 Les grands ensembles géologiques de l'Algérie du Nord :

L'Algérie du Nord est généralement subdivisée paléogéographiques en trois domaines (Durand Delga, 1955 ; Bouillin, 1977, Raoult, 1974 ; Vila, 1980 ; Wildi, 1983). Transversalement, on y distingue de l'intérieur vers l'extérieur de la chaîne Alpine (figure 2.1) le domaine interne, le domaine des flyschs et le domaine externe.

2.2.1 Le domaine interne :

En Algérie orientale et centrale, le domaine interne est représenté par un ensemble de massifs anciens (de Petite Kabylie, de Grande Kabylie et le massif de Chenoua), bordés au Sud par la dorsale Kabyle (Durand Delga, 1955 ; J.F. Raoult, 1974).

2.2.1.1 Le socle Kabyle :

est représenté par des formations cristallophylliennes, qui contiennent deux grands ensembles (Durand Délga 1955, Bouillin 1977) :

A- Un ensemble inférieur :

Il est constitué de gneiss fins à intercalations de marbres (localement puissantes) et d'amphibolites. Les termes de base de cet ensemble conservent des assemblages reliques du faciès des granulites (Durand Delga, 1969).

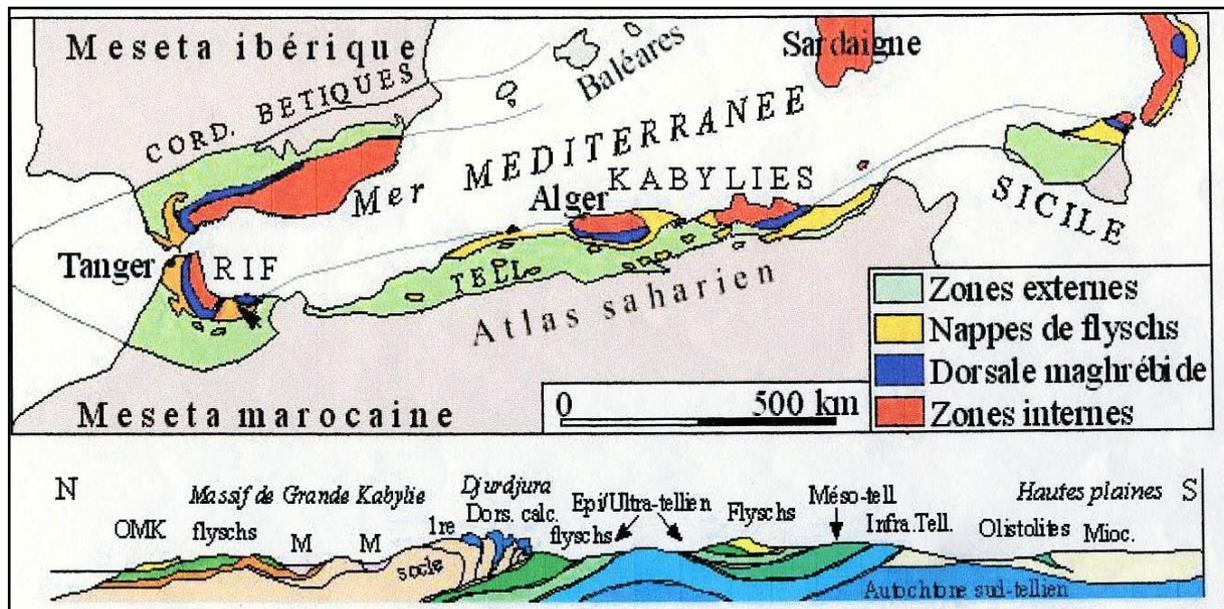


Figure 2-1: Schéma structural simplifié de la méditerranée occidentale. (Durand Delga, 1969).

B- Un ensemble supérieur :

Il est formé de micaschistes, de schiste et de phyllades surmontés en discordance par des formations siluriennes (Durand Delga, 1955) comporte de bas en haut :

- des schistes noirâtres ;
- des psammites ;
- des grés calcaires ;
- des calcaires à orthocérés.

En Petite Kabylie, cet ensemble est charrié sur une flèche d'environ 30 km vers le Sud, sur des terrains mésozoïques et cénozoïques, appartenant aux unités telliennes. Ce déplacement est bien matérialisé au niveau des fenêtres de Dj. Filfila, Dj. Safia et Beni Toufout (Bouillin, 1977).

2.2.1.2 La couverture sédimentaire du socle Kabyle :

A- La dorsale Kabyle :

Le nom de dorsale Kabyle a été introduit par Durand Delga (1969), il est venu se substituer au nom de chaîne calcaire. Pour certains auteurs, (Durand Delga, 1969 ; Bouillin, 1971), la Dorsale Kabyle est tectoniquement enfuie sous le Socle Kabyle. Elle affleure en bandes étroites

au Sud du socle de la Petite Kabylie au kef Toumiet, Sidi Driss et des affleurements de direction Est-Ouest sur une frange très étroite le long du Djebel Rhédir à l'Est, reposant sur un substratum paléozoïque (Raoult, 1974) à l'Est de la Petite Kabylie. Les termes lithologiques de la dorsale Kabyle sont, du Nord vers le Sud (Raoult, 1974) :

a-La dorsale interne :

Elle montre une série complète, constituée de conglomérats à la base et des calcaires au sommet, d'âge Permo-Triasique à Néocomien. Ces derniers sont surmontés en discordance par des calcaires néritiques riches en microfaunes benthiques (algues et foraminifères) de l'Eocène inférieur et moyen (Yprésien à Lutétien terminal).

b-La dorsale médiane :

Elle est caractérisée par des dépôts marno-calcaires à microfaune pélagique, du Turonien inférieur au Lutétien inférieur, avec une lacune stratigraphique au Crétacé moyen (Cénomanién). La caractéristique essentielle de cette unité réside en son aspect condensé.

c-La dorsale externe :

Elle est caractérisée par un Crétacé supérieur et un Eocène détritique et laguneux. Elle comporte des calcaires silicifiés, surmontés en discordance par des conglomérats du Campanien. Ces derniers, montrent une intense érosion sénonienne. Elle repose en contact anormal sur les flyschs.

2.2.1.3 La couverture oligo-miocène kabyle :

Elle correspond à l'ensemble des formations détritiques en position transgressive et discordance sur le socle Kabyle, d'âge Oligocène terminal à la base et Aquitanien inférieur au sommet (Raoult, 1974). Les formations de l'Oligo-Miocène Kabyle sont constituées de trois principaux termes lithologiques (Raoult, 1974 ; Bouillin, 1979) :

- ◆ Un terme de base : Représenté par des conglomérats reposant en discordance sur le socle Kabyle ;
- ◆ Un terme médian : Formé de grés lithiques, de grés micacés à débris provenant du socle Kabyle associés à des pélites micacés ;
- ◆ Un terme supérieur : Pélitique et siliceux à radiolaires et diatomées.

2.2.1.4 Les olistostromes :

Ce sont des formations tectono-sédimentaires à débris de flyschs et de roches telliennes intercalées dans des passés grés-micacés d'âge supposé Aquitanien Burdigalien inférieur. Ils

reposit sur les formations de l'Oligo-Miocène Kabyle. (Bouillin et Raoult, 1971 ; Bouillin, 1977).

2.2.2 Le domaine des flyschs :

Il correspond paléogéographiquement, aux dépôts de type flysch. Ces matériaux occupent la position méridionale des zones internes, mises en place par des courants de turbidité d'âge Crétacé à Paléogène (Bouillin 1977). Les flyschs et leur substratum anté-Crétacé, forment des nappes, qui viennent recouvrir le domaine externe.

2.2.2.1 Le flysch Maurétanien :

Ce terme a été proposé pour la première fois par Gélard, (1969). Le flysch Maurétanien se rencontre en bordure du domaine interne. Il comporte des terrains allant du Néocomien au Lutétien. Il montre de bas en haut :

- ◆ Un préflysch calcaire du Tithonique-Néocomien, constitué d'une alternance de marnes grises et de turbidités calcaires.
- ◆ Un ensemble de grés épais (300 m) à cassure verte (flysch de Gerrouch) attribué à l'Albo-Aptien.
- ◆ Des phtanites rouges et blanches du Sénonien supérieur.
- ◆ Des micros brèches à ciment riche en quartz détritique et parfois des micro-conglomérats du Sénonien.
- ◆ Au sommet des conglomérats puis des grés micacés tertiaires (Eocène à Oligocène).

2.2.2.2 Le flysch Massylien :

Le terme de flysch Massylien a été proposé par Raoult (1969) pour caractériser les formations détritiques schisto-quartzitiques. Ce flysch comporte une série allant du Néocomien au Lutétien terminal et regroupe trois ensembles qui sont de bas en haut :

- ◆ Argile et grés quartzitiques, des grés légèrement calcaireux et localement des niveaux conglomératiques de l'Albo-Aptien.
- ◆ Marnes et calcaires fins du Vraconien, des micros brèches et des conglomérats du Sénonien inférieur et moyen auxquels sont associées des phtanites noires.

- ◆ Bancs calcaires à microfaune pélagique du Cénomano-Turonien. Cet ensemble est surmonté par des argiles rouges et des micro-brèches calcaires bioclastiques à nummulites de l'Eocène (Bouillin, 1979).

2.2.2.3 Le flysch Numidien :

Ce flysch forme une entité géologique à part. Généralement, il occupe la position structurale la plus haute dans l'édifice alpin. Il comporte de bas en haut (Bouillin, 1977) :

- ◆ Un soubassement d'argiles varicolores dites : « sous numidiennes », de teintes, rouges et grises renfermant souvent des tubotomaculums (sont des corps cylindriques de quelques centimètres de longueur, se trouvant en grande quantité dans les "argiles numidiennes) daté de l'Oligocène moyen à supérieur.
- ◆ Des grès à grains hétérométriques et à dragées de quartz bien roulé datés Aquitanien à Burdigalien inférieur (Lahandère, 1979).

Des marnes et des silexites d'âge Burdigalien inférieur.

Le flysch numidien est attribué en partie à l'Aquitano-Burdigalien (depuis la base des grés aux argiles à silexites). Les argiles sous numidiennes sont, en effet, azoïques (Lahondère, 1979).

2.2.3 Le domaine externe :

Il est représenté par les séries telliennes et les formations de l'avant pays.

2.2.3.1 Les séries telliennes :

Elles sont épaisses et vont du Néocomien au Lutétien issues du sillon tellien à dominante marneuse (Bouillin, 1977). Ces formations telliennes comportent du Nord au Sud selon Villa, (1980) :

- ◆ Une série ultra-tellienne : représentée par les formations marneuses et marno-calcaires d'âge de Crétacé à l'Eocène (Durand Délga, 1969).
Une série méso-tellienne qui comprend les formations carbonatées du Jurassique. Elle est considérée comme étant la couverture de la plateforme constantinoise (Villa, 1980).
- ◆ Une série péni-tellienne qui se distingue par des formations Jurassico-Crétacées. Elle est caractérisée par des faciès intermédiaires entre les faciès de la plateforme (calcaire et marno-calcaire du néritique) et des faciès de bassin (marne du domaine tellien).

2.2.3.2 Les formations de l'avant pays :

Les formations de l'avant pays sont représentées par des calcaires et des marnes de la plateforme constantinoise. Elles comportent les séries anté-priaboniennes autochtones et parautochtone (Villa, 1980).

A- Les séries de l'avant-pays allochtone :

De l'Ouest à l'Est, l'avant-pays allochtone présente plusieurs types de séries, allant du Trias supérieur au Crétacé ou même à l'Eocène. On les regroupe en trois familles (Villa, 1980) :

- ◆ Organisation sétifienne: présentée uniformément par un caractère de plate-forme subsidant, seule leur partie méridionale décèle des variations significatives qui annoncent l'autochtone Hodnéen plus méridional à l'Ouest (Djebel Tafourer) ;
- ◆ Organisation constantinoise représentée par les séries néritiques constantinoises des massifs calcaires qui constituent le mole néritique Constantinois. Elles sont caractérisées par d'épaisses formations carbonatées à caractère de plateforme subsidant ;
- ◆ Les séries de types Sellaoua qui se caractérisent par une sédimentation argilo-marneuse durant tout le Crétacé ;
- ◆ Les séries du Djéffa qui offrent une image des faciès de transition entre les séries néritiques constantinoises méridionales et les séries septentrionales des Sallaoua.
- ◆ Les séries méridionales des massifs calcaires méridionaux ne dépassent pas le Turonien et se terminent par un contact anormal. Aucune formation d'âge éocène n'est liée stratigraphiquement à la série néritique constantinoise. (Vila 1980).
- ◆ Organisation Algéro-Tunisienne est propre aux confins Algéro-tunisiens et à la Tunisie septentrionale. Elle montre une sédimentation analogue à celle des nappes telliennes ou à celle des séries septentrionales de type Sellaoua.

B- Les séries de l'avant-pays autochtones et parautochtones :

Ce sont des séries sédimentaires mésozoïques épaisses et très plissées. Ces séries sont principalement localisées au niveau de l'atlas tunisien, l'atlas saharien, les monts du Hodna, les monts de Batna, et les monts des Aurès (Villa, 1980).

2.2.4 Les formations post-nappes :

Elles sont représentées par des dépôts marins et continentaux d'âge Miocène à Pliocène dans le bassin de Constantine (Bouillin, 1977 et Coiffait, 1992). Ces formations reposent en discordance

sur les formations précédentes et comportent deux cycles sédimentaires dans la partie Nord du Massif de la Petite Kabyle (Bouillin, 1979) :

- ◆ Un premier cycle : constitué par des marnes grises ou bleues transgressives sur les terrains précédents ;
- ◆ Un deuxième cycle : gréseux d'épaisseur réduite (5 à 50 m), paraissant nettement transgressive.

Dans la partie Sud du massif de la petite Kabylie, particulièrement, dans le bassin constantinois, ces formations sont dominées par des dépôts continentaux (conglomérats, sables, graviers, argiles et roches évaporitiques) (Coiffait, 1992).

2.2.5 Les roches magmatiques :

Elles sont représentées principalement par :

- ◆ Les roches basiques et ultrabasiques (péridotites, Gabbros, Diorites, Micro-diorites et dolérites) de Texenna et Cap Bougaroun;
- ◆ Les roches volcaniques (Rhyolithes, trachytes, andésite, Dacite) dans la région de Cavallo, Cap de Fer et Collo ;
- ◆ Les granites et les granodiorites dans les régions de Cap Bougaroun, Beni Toufout, Dj. Filfila et El-Milia. Ces roches granitiques sont une particularité de la partie orientale de la Petite Kabylie. (Bouillin, 1977).

2.3 Géologie locale :

2.3.1 Synthèse lithologique :

Cette synthèse a été faite sur la base des études antérieures réalisées par la SONATRACH et différents géologues depuis Laffite (1939) jusqu'à Bekkouche (1992). La carte géologique synthétique (CGMW/UNESCO, 1985-1990), montre de bas en haut, les formations suivantes. (Fig. 2.2.)

2.3.1.1 Le Primaire :

Il n'affleure essentiellement que dans la partie septentrionale. Il est constitué de gneiss, de micaschistes, de grès et de quartzites, datés par endroits (Ordovicien, Dévonien, Carbonifère, Permien).

A- Paléozoïque inférieur:

Il existe peu de données sur le Paléozoïque inférieur. Un certain nombre d'affleurements, en petite Kabylie par exemple, montre un cristallophyllien visible sur 4000 à 5000 m. Ce socle est recouvert d'un conglomérat de base suivi de schistes à Graptolites et de calcaires à Tentaculites et Orthocères permettant d'attribuer un âge anté-silurien à ce métamorphisme.

B- Dévonien:

Il débute par des éléments bréchiques et se poursuit par un ensemble schisto-gréseux dans lequel apparaissent des calcaires récifaux. Des flyschs se déposent dans les sillons.

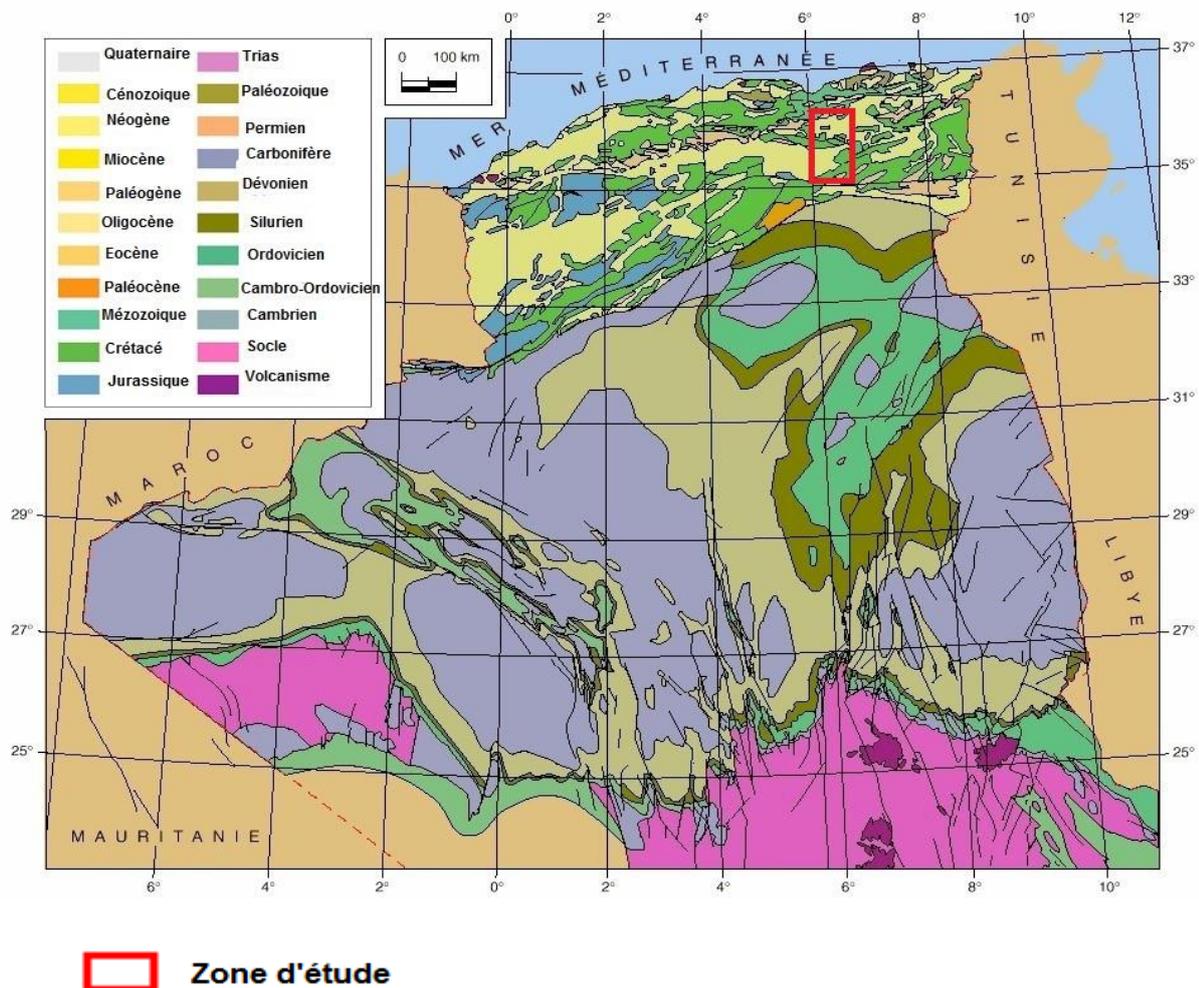


Figure 2-2 : Carte géologique de l'Algérie d'après la carte géologique de l'Afrique (Feuille n°2) CGMW/UNESCO, 1990.

C- Carbonifère:

Il n'est pas présent partout. Dans le Djurdjura, il n'est connu que sous des faciès essentiellement continentaux. Dans la région, le Viséen est représenté par des schistes, localement des conglomérats ainsi que des séquences éruptives inter-stratifiées.

2.3.1.2 Le Secondaire :

A- Trias:

Il n'est connu in situ que dans quelques pointements où il consiste en une série gréseuse à la base suivie d'une puissante série évaporitique comprenant des passées calcaro-dolomitiques et des intercalations volcaniques basiques au sommet. Il est également représenté par des grès rouges auxquels succèdent les calcaires du Muschelkalk, en bancs épais ou en plaquettes, eux-mêmes suivis de grès rouges parfois intercalés de roches doléritiques.

Plus au sud, le Muschelkalk est surmonté par les formations salifères et gypsifères du Keuper. Le régime lagunaire s'étend dans toute la zone tellienne. A l'est, le Trias lagunaire essentiellement argilo-détritique, comprend cependant des séquences sommitales carbonatées attribuées au Muschelkalk. Dans le Hodna et le Constantinois, des argiles bariolées s'intercalent dans ces mêmes séquences. A la fin du Trias, les faciès évaporitiques se généralisent.

B- Jurassique:

Dans la majeure partie du Nord de l'Algérie, il débute par un Lias transgressif. Après l'épisode évaporitique du Trias supérieur, le caractère marin s'accroît durant le Lias. Le faciès calcaire-dolomitique évolue progressivement vers les marnes du Lias supérieur. Le caractère marin du Lias s'affirme par l'apparition de calcaires dolomitiques et oolithiques indiquant un milieu ouvert aux influences pélagiques sans pour autant être très profond. Le Lias débute par un niveau carbonaté qui coiffe les séquences évaporitiques du Keuper. En divers points de l'Atlas saharien, ce niveau est d'âge Rhétien.

C- Crétacé:

Il affleure dans l'Atlas saharien. Ses sédiments détritiques et siliceux connaissent leur plus grand développement dans l'Atlas saharien occidental avec des épaisseurs de 1200 m.

D- Néocomien-Barrémien:

Cette période est caractérisée par une régression maximum au Barrémien avec un retrait de la mer de l'Atlas tellien, du môle constantinois et du NE de la fosse atlasique. Les faciès présentent le plus souvent des alternances d'épisodes argilo-gréseux et de niveaux carbonatés.

E- Aptien:

Dans le Hodna et les Aurès, c'est un bref épisode marin transgressif à carbonates et récifs. Vers le Sud et l'Ouest, les faciès gréseux dominent et traduisent un régime fluvio-deltaïque. Cependant, dans la fosse atlasique, rien ne permet de distinguer l'Aptien de l'Albien.

F- Albien:

Deux ensembles lithologiques se distinguent. Dans l'Atlas Saharien, l'Albien gréseux à la base, évolue vers des faciès flysch vers le sud. Dans le Tell, il est représenté par un faciès argilo-gréseux et enfin dans le sud-est Constantinois, là où la transgression est déjà amorcée, l'Albien est carbonaté. Dans l'Albien supérieur, des dépôts de marnes et de calcaires succédant aux faciès gréseux du Tell et du Hodna, annoncent la transgression majeure du Crétacé supérieur.

G- Cénomaniens:

Après la transgression albiennaise, la mer se stabilise. Dans le Sud, une diminution de la tranche d'eau entraîne une sédimentation évaporitique. Ailleurs, la tendance est nettement marine. Dans l'Atlas tellien, les dépôts sont des marnes (1000m) à faune pélagique. Le Cénomaniens est néritique dans les régions du Telagh et de Tiaret et carbonaté (300 à 400 m) dans les Monts du Hodna.

H- Turonien:

A l'exception de certaines zones des hauts plateaux et du Constantinois, la mer recouvre tout le Nord de l'Algérie et le Sahara. Les faciès cénomaniens sont remplacés par des marnes à lamellibranches et échinodermes.

I- Sénonien:

Il s'agit d'une sédimentation marno-calcaire à lumachelles. La paléogéographie précédente persiste jusqu'au Sénonien supérieur, avec un léger approfondissement marin et, à nouveau, une microfaune pélagique abondante.

2.3.1.3 Le Tertiaire :

A- Eocène:

En Algérie, les formations éocènes sont très importantes tant par leurs surfaces que par leurs épaisseurs. Dans le Tell, l'Eocène comprend des marnes riches en microfaune, des calcaires et des argiles. Le Lutétien et le Thanétien sont représentés par les niveaux à nummulites classiques dans ces régions. Au sud du Hodna, l'Eocène inférieur est composé de marnes à gypse, de calcaires phosphatés et de calcaires à silex. Le Lutétien se présente sous un faciès de marnes à huîtres.

B- Oligocène:

Il est caractérisé par des apports importants de matériel essentiellement gréseux.

C- Miocène inférieur:

Il est le siège d'une vaste transgression prenant en écharpe, suivant une ligne sensiblement Est-Ouest, tout le domaine algérien de la région de Tlemcen à la dépression saharienne de Biskra. Il est constitué d'une épaisse série de marnes bleues (plus de 1000m) passant latéralement à des grès argileux marins. Au sein de cette immense zone immergée, s'individualisent des bassins, la Tafna, le bas et le moyen Chéelif, le Hodna, les Sébaou, etc....

D- Miocène supérieur:

La régression du Burdigalien est suivie d'une transgression progressive à l'échelle du Chéelif. Le Miocène supérieur comprend des faciès divers (marnes noires ou bleues, sables, grès, calcaires, diatomites et gypse).

E- Pliocène :

Au Pliocène, dans le Chéelif et la Mitidja la mer dépose des marnes bleues à intercalations gréseuses (1000m). Dans le reste de l'Algérie, le Pliocène est lagunaire et passe vers le haut aux formations quaternaires continentales.

2.3.1.4 Le Quaternaire :

Le Quaternaire recouvre les formations précédentes, au niveau des Oued, il est représenté par une terrasse alluviale formée de graviers et de gros blocs dans une matrice sableuse, passant à des galets emballés dans un produit plus argileux vers l'intérieur du bassin. Ailleurs, il est formé par de la terre arable, des alluvions récentes, des alluvions anciennes et de glaciaires polygéniques, des terres cultivables à sols bruns installées sur des limons et des graviers.

Les Glaciaires polygéniques correspondent à des surfaces de faible pente au niveau des dépressions (niveau des plaines) et des pentes plus au moins fortes au niveau du relief montagneux. Ils sont formés d'un matériel faiblement calibré et fragmenté vers le bas allant vers un matériel anguleux et plus grossiers aux pieds des reliefs abrupts. Ces talus inclinés sont parcourus par de petits ruisseaux divergents inexistantes au bas de la pente.

2.3.2 Synthèse structurale :

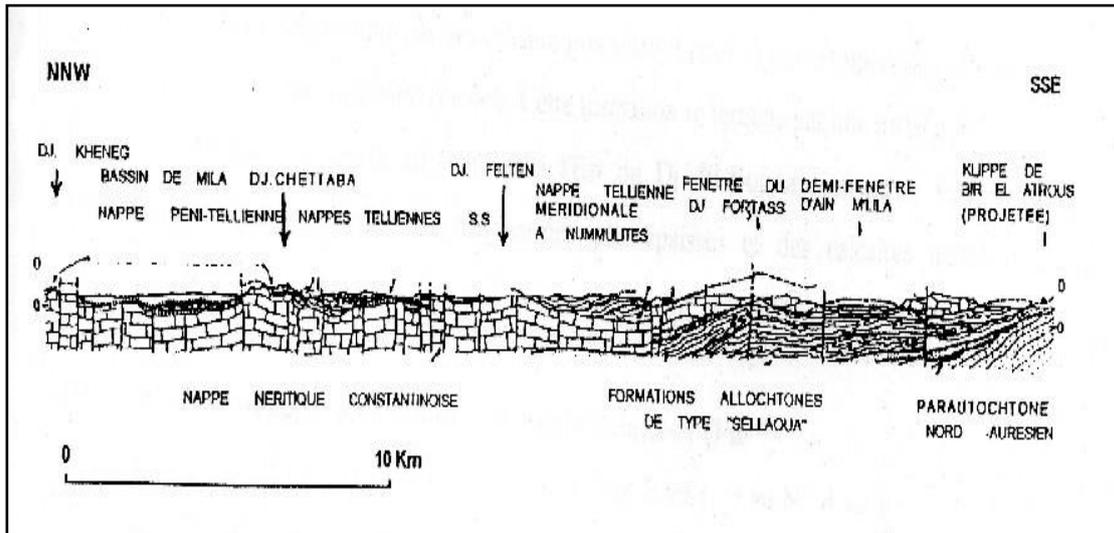


Figure 2-3 : Coupe structurale schématique de l'Algérie du Nord. (Vila 1980).

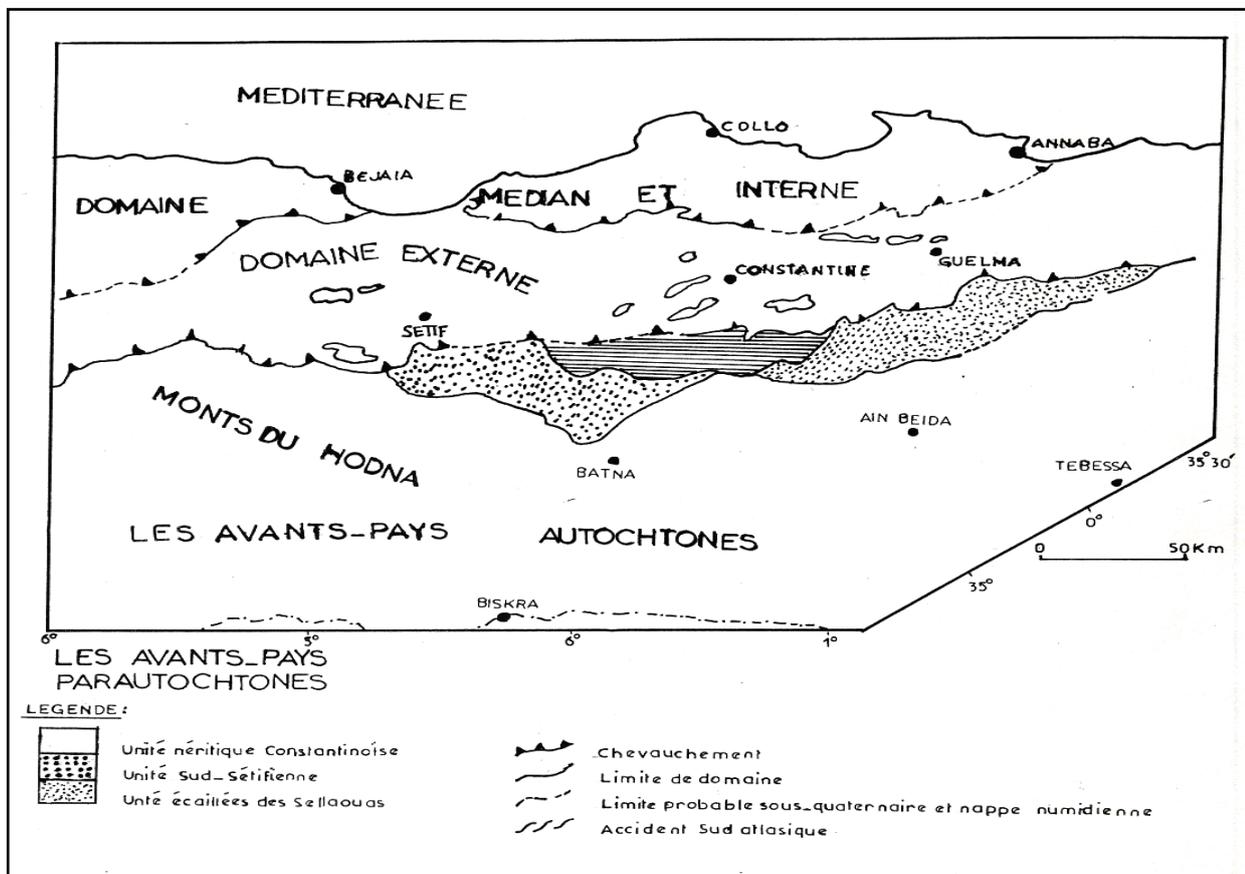


Figure 2-4 : Esquisse structurale du Nord-Est Algérien. (Wildi, 1983).

La structure du Nord de l'Algérie, plus complexe que celle du Sahara, est caractérisée par des reliefs jeunes et une sismicité active. On voit, en plusieurs endroits du Tell à la lisière du Sahara, des terrains pliocènes et quaternaires redressés à la verticale. Le système orographique est guidé par deux longues chaînes situées au sud et au nord de la 35^{ème} parallèle et culminant vers 2 000 m. L'une, correspondant à l'Atlas Saharien, allongée selon une direction NE-SO, l'autre, au Tell, de direction Est-Ouest. Le Nord de l'Algérie fait partie de l'orogène alpin d'Afrique du Nord. Elle est comprise entre le bassin océanique de la Méditerranée occidentale, créé à l'Oligocène, et la flexure sud-atlasique qui la sépare de la Plate-forme Saharienne. (Figures : 2.3, 2.4.).

2.3.2.1 Les accidents fondamentaux : Les accidents fondamentaux :

Outre les frontières structurales que l'on vient de définir, l'édifice orogénique est marqué par l'existence de plusieurs familles d'accidents d'importance régionale et de direction parallèle aux chaînes ou franchement transverse à celles-ci.

A- Accidents directionnels:

Outre l'accident sud-atlasique séparant le domaine alpin de la Plate-forme Saharienne, on en dénombre deux autres. D'une part l'accident sud-mésétien, véritable frontière entre le sillon subsidant de l'Atlas Saharien et la Méséta Oranaise, formant une plate-forme rigide durant le Mésozoïque. D'autre part, l'accident Nord atlasique divise la Chaîne Atlasique en deux parties égales. La partie préatlasique au Nord est moins subsidante et structurée que la partie sud. Elle constitue l'Atlas Saharien sensu stricto. L'accident Nord atlasique est la limite où s'arrête la dalle carbonatée du Lias-Dogger des hauts plateaux. Celle-ci cède la place à la puissante série argilo-gréseuse qui se dépose dans le sillon méridional dès le Toarcien.

Cet accident est considéré comme l'axe tectonique de la chaîne de part et d'autre duquel les structures sont à vergence opposée. Il a joué un rôle paléogéographique dès le Trias, séparant des zones différentes de par leur sédimentation et leur comportement géodynamique (subsidence).

B- L'Allochtone :

L'allochtone du domaine tellien comprend un chapelet de massifs anciens bordé par une dorsale calcaire qui, par ses caractères originaux, garantit l'unité orogénique de ce domaine. Postérieurement à l'Aquitaniens, ce domaine a été découpé en blocs plus mobiles. Il se compose d'un socle gneissique et d'une couverture phylladique discordante. Ces éléments sont suivis en discordance par les termes sédimentaires d'un paléozoïque à peu près complet. Le Paléozoïque est surmonté en discordance par le Trias à faciès Verrucano, les carbonates liasiens et de

minces témoins du Dogger-Malm, le Crétacé et le Paléogène que surmonte enfin la masse calcaire du Lutétien à Nummulites. Cette dernière passe au Sud à des faciès plus profonds et plus marneux permettant ainsi de délimiter les zones paléogéographiques et structurales de cette dorsale.

Le calendrier tectonique se termine par une phase finie éocène qui morcelle le domaine. Les structures acquises sont fossilisées sous une puissante série dite oligocène. A la suite de la formation de la Méditerranée, un affaissement entraîne une ressédimentation en deux olistostromes successifs. L'un d'âge Oligo-aquitain à klippes de flysch et d'ultratellien, l'autre d'âge burdigalien où flyschs ultratellien et numidien se mêlent. Enfin, une phase tardive du Miocène supérieur déforme l'ensemble du substratum et les dépôts post-nappes en plis d'orientation N 70°E.

C- Domaine des flyschs:

Il forme une bande presque continue située au Sud des massifs anciens. Il est scindé en trois unités affleurant dans trois positions, soit en bandes coincées entre domaines kabyle et tellien, soit en superstructures tectoniques reposant sur l'allochtone tellien (flysch Numidien) et enfin en éléments resédimentés dans les olistostromes nord-kabyles.

D- Nappes telliennes:

La nomenclature adoptée ici tient compte de la position des éléments dans l'édifice structural, de leurs faciès et de leurs positions paléogéographiques d'origine. Les nappes de flyschs (Numidien, Mauritanien, Massylien) sont nommées d'après leur faciès. Les nappes ultratelliennes sont constituées de formations claires et d'âge crétacé. Les nappes épitelliennes sont, pour leur part, faites des séries sombres d'âge crétacé et éocène. Enfin, les nappes mésotelliennes sont constituées des faciès néritiques éocènes proches de l'autochtone présaharien.

L'allochtone est mis en place au Burdigalien et au Langhien inférieur. La mise en place fut plus tardive au sud qu'au nord où les dépôts post-nappes indiquent un âge anté-burdigalien supérieur. Une phase antérieure a été récemment reconnue dans la zone de Beni Chougrane dans des bassins syno-gériques priabono- oligocènes.

2.3.2.2 Les phases tectoniques alpines :

L'histoire alpine d'Afrique du Nord comprend les événements paroxysmaux Eocène supérieur-Miocène et les phases préliminaires et tardives qui les encadrent.

A- Phases préliminaires:

Une première phase, définie dans les Babors à la limite Jurassique-Crétacé, est exprimée par des discordances. Elle est connue dans l'Atlas Saharien et au Sahara. La seconde phase, située à l'Albien moyen, est responsable de plis d'orientation NNO-SSE. Enfin, la troisième phase, dite Emsherienne, a été mise en évidence dans le Hodna.

B- Phases paroxysmales:

A la fin de l'Eocène, l'affrontement Afrique-Europe produit une chaîne de collision. La phase majeure, rapportée au Lutétien supérieur-Priabonien, est connue dans le Tell et dans le domaine atlasique. Dans les Aurès, elle ébauche des anticlinaux vite démantelés par l'érosion et des synclinaux où viennent s'accumuler les produits d'érosion. L'analyse des séries continentales locales montre que la déformation est progressive. Dans l'avant pays atlasique et aurésien, cette phase est responsable des grandes structures coffrées, orientées NE-SO. Elle est suivie par une distension anté-Miocène (Oligocène) qui est à l'origine des petits grabens transverses aux directions des structures atlasiques.

Une nouvelle phase, d'âge Miocène, s'exprime par la poursuite des flambages et par de grands décrochements entraînant des plis, ainsi que des torsions et des décalages des axes des structures. La dernière phase, une compression Nord-Sud, affecte les séries post-villafranchiennes. Ses effets sont visibles sur toute l'Algérie, le long de la flexure saharienne entre Négrine et Biskra et dans l'Oranais (Tafraoui).

2.4 Conclusion:

Dans son ensemble, la géologie des bassins en question, est très complexe, ceci est le résultat de la superposition de plusieurs phases tectonique qui ont affecté la quasi-totalité de l'Algérie du Nord. L'hétérogénéité est la caractéristique des formations sédimentaires qui s'étalent du Trias au Quaternaire, constitué généralement par des sédiments marins. Ce sont des marnes, des calcaires et des argiles avec des dépôts alluvionnaires formés par des sables et des Grés, d'où la dominance des terrains imperméables et ce qui aboutira sans doute à un faciès chimique typique.

CHAPITRE 3 : HYDROCLIMATOLOGIE DE LA REGION.

3.1 Introduction :

La région méditerranéenne est aujourd'hui confrontée à des anomalies climatiques qui pèsent fortement sur le bilan d'eau (hydrique et hydrologique). Du point de vue climatique, l'Algérie est subdivisée du Nord au Sud, en cinq zones bioclimatiques en relation avec le relief et les précipitations (Figure 3.1).

- ◆ Le domaine humide est limité par la cote surtout à l'Est algérien ;
- ◆ Le domaine subhumide qui remonte parfois jusqu'à la cote à l'exception du centre ;
- ◆ le semi-aride remonte dans les bassins intérieurs du Tell (Mila-Ferjioua, Guelma) et il est particulièrement développé dans les Hautes Plaines qui le prolongent plus loin vers le Sud ;
- ◆ le domaine subaride qui se limite au flanc Sud de l'Atlas saharien ;
- ◆ le domaine aride qui occupe pratiquement tout le Sahara.

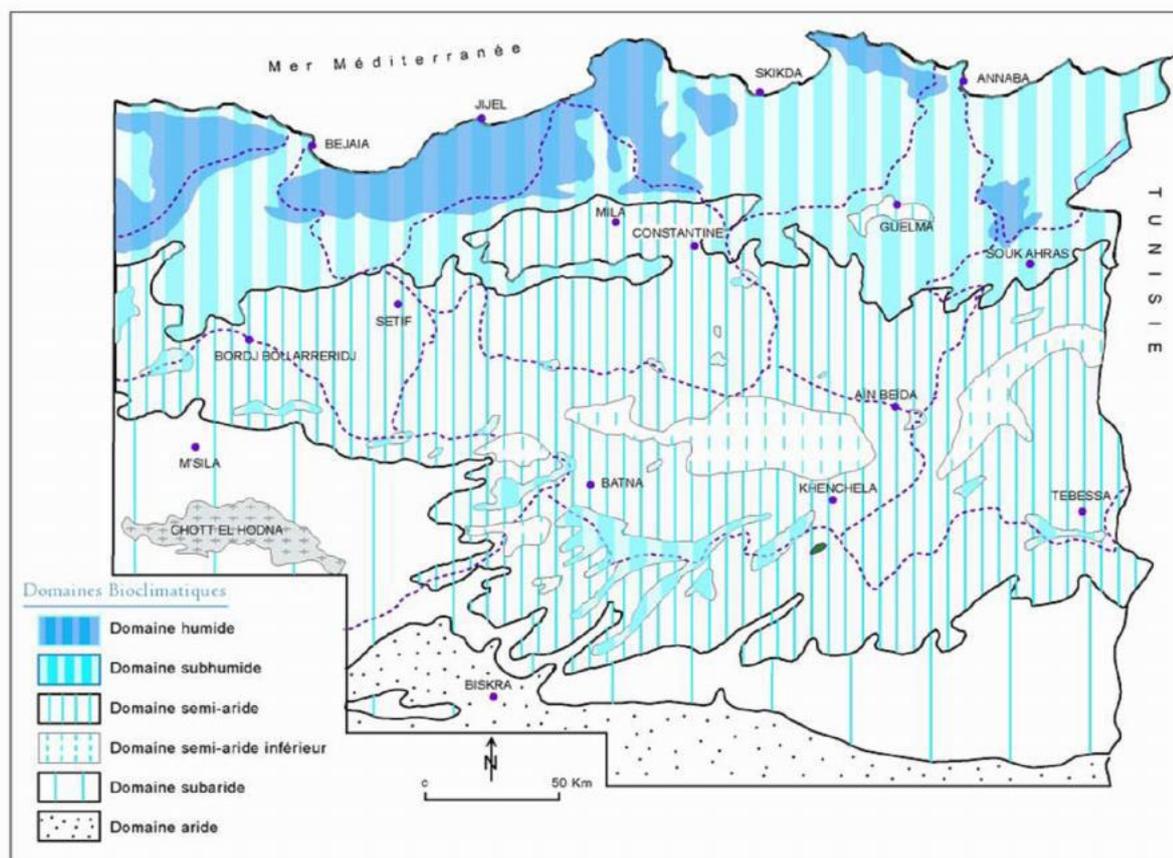


Figure 3-1 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (établie d'après Côte M., 1998).

Cette zonation est régie principalement par le degré d'influence des courants froids issus du front polaire, qui s'atténuent en allant vers le Sud. Une étude globale de synthèse menée par les

Nations Unies en 1987, a montré que la température et les précipitations présentent du Nord vers le Sud, deux gradients opposés, positif pour la température et négatif pour les précipitations. .
 Zenati, 2010. *Tableau 3-1*

Tableau 3-1 : Contexte hydro-climatique global de l'Algérie.

Zone climatique	T moy. annuelle (°C)	Précipitation moyenne annuelle (mm)		
		Ouest	Centre	Est
Littoral	18	400	700	900
Atlas Tellien	19 à 20	500 à 600	450 à 1 000	700 à 1 600
Hautes plaines	19 à 21	250	250	/
Atlas Saharien	21	200	200	400 à 700
Sahara	22	50	/	150

L'objectif de ce chapitre vise à synthétiser les données hydroclimatiques afin de voir leur influence sur le signal chimique de l'eau de deux domaines hydrographiques opposés. Le premier à climat humide à subhumide au Nord et le second à climat aride à subaride au Sud. Il s'agit du bassin versant de Kébir-Rhumel et celui de Oued El Hai se trouvant à la limite Nord de celui de Chott Melghir. Figure 3-2.

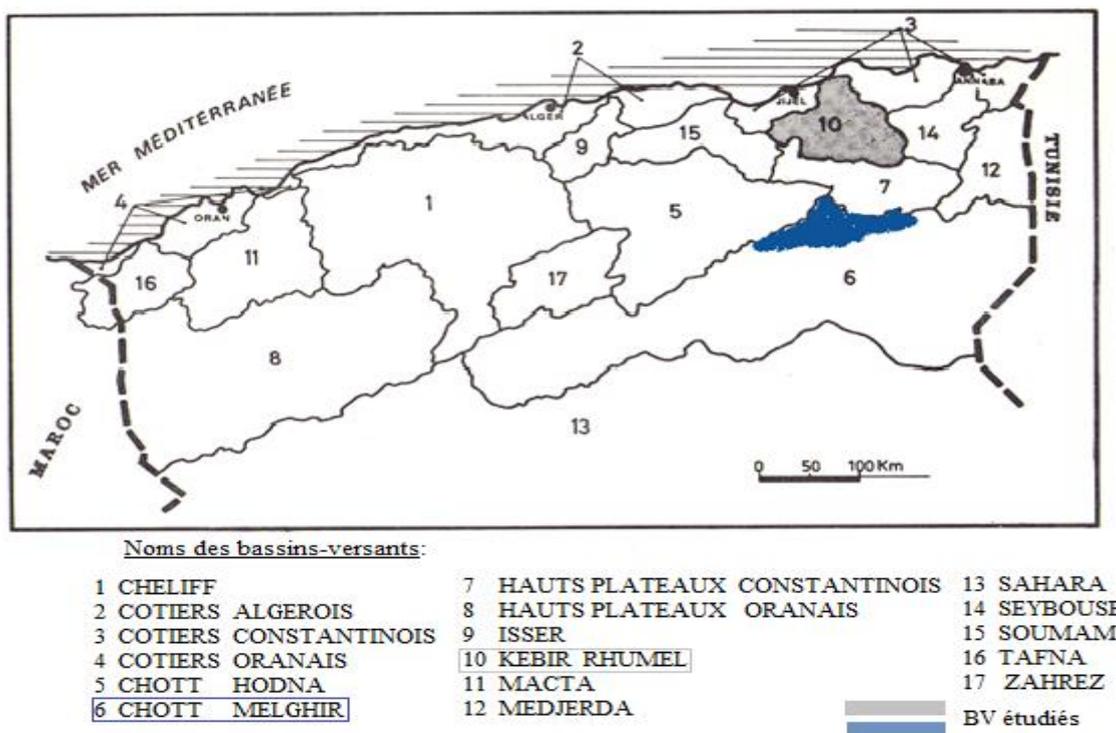


Figure 3-2 : Les Bassins hydrographiques de l'Algérie du Nord.

3.2 Caractéristiques physico-géographiques des deux bassins versants :

On va procéder avant tout à une description générale des deux bassins versants analysés afin de donner les indications géographiques et physiographiques, base indispensable à la compréhension future des mécanismes hydrochimiques et hydrologiques. En effet, la pente et la lithologie de la région influent d'une manière considérable sur la vitesse d'écoulement et donc sur le temps de contact eau-roche. Ce temps de contact influence la signature hydrochimique du bassin versant.

3.2.1 Situation géographique :

Les bassins versants étudiés, appartiennent au Grand Constantinois situé dans l'Est algérien.

- Le bassin versant du Kébir-Rhumel du Nord Est algérien, est drainé par Oued Rhumel de l'Ouest vers le Sud puis au Nord. Vaste de près de 8 800 km², il s'étend des hautes plaines des Sebkhass au Sud, à la mer Méditerranée au Nord. Il présente donc des caractéristiques physiques nettement contrastées, d'un domaine semi-aride à un domaine humide méditerranéen et donc d'un secteur relativement plat et dénudé à un secteur montagneux richement boisé ;
- Le bassin versant de Oued El Hai, d'une superficie de 1660 km², prend son origine sur les flancs sud de l'Atlas Saharien. D'après le découpage hydrologique en vigueur en Algérie, il fait partie du bassin N° 6 de Chott Melghir. Le bassin versant de Oued El-Hai est allongé selon une direction NE-SW, délimité au Nord -Est par les monts des Aurès constitués par la chaîne d'El – Malou (2091 m) et RAS Gueddelane (2010 m), à l'Ouest par une partie des monts de Belezma dont le plus haut sommet est Djebel Tuggurt avec 1985m et le mont de Metlili (1496 m). Les principaux Oueds drainant ce bassin versant sont Oued Tilatou et Oued Fedhala qui se rejoignent pour former Oued El Hai.

Le facteur commun de ces deux bassins versants, c'est qu'ils sont contrôlés chacun par un barrage dans la partie aval. Il s'agit du barrage de Beni- Haroune au Nord et celui de la Fontaine des gazelles au Sud.

3.2.2 Caractéristiques morphométriques des deux bassins versants :

Les différents paramètres morphométriques du bassin (forme, altitude,) interviennent, et souvent de façon combinée, dans les modalités de l'écoulement et donc de la dissolution de la roche. Baulig en 1959, écrivait que la morphologie peut rendre des services appréciables à condition qu'elle se propose des problèmes simple et bien définis.

Dans le cas du Kébir-Rhumel, la taille importante du bassin versant et sa complexité géologique, notamment dans sa partie Nord, rendent une telle étude forte délicate. C'est pourquoi nous nous limiterons aux caractéristiques morphométriques globales susceptibles d'identifier les deux bassins versants et de les comparer entre eux, sans pour autant prétendre faire une étude exhaustive. *Tableau 3-2.*

On doit remarquer que le bassin versant Kébir-Rhumel du point de vue taille est nettement supérieur à celui de Chott Melghir puisque : sa superficie est 5 fois plus, son périmètre 3 fois plus et sa longueur 2.5 fois plus.

Tableau 3-2 : Principales caractéristiques géomorphologiques du bassin versant du Kébir-Rhumel et celui d'oued EL- HAI.

		Kébir-Rhumel	Oued El Hai
P A R A M E T R E S	UNITE		
Longueur du talweg principal	<i>km</i>	208	82
Superficie du bassin versant	<i>km²</i>	8 795	1660
Périmètre du bassin versant	<i>km</i>	540	182
Altitude maximale	<i>m</i>	1 729	2091
Altitude moyenne	<i>m</i>	738	1060
Altitude minimale	<i>m</i>	0	350
Indice de compacité de GRAVILUS	-	1.22	1.3

3.3 Les précipitations :

3.3.1 Les précipitations annuelles :

Selon une coupe Nord Sud, les précipitations décroissent du littoral vers l'intérieur suivant un fort gradient. Au niveau de la cote, on enregistre plus de 900 mm alors que vers le Sud sur le bassin versant de Oued El Hai, la lame d'eau précipitée est de l'ordre de 150 mm à Biskra.

Les cartes pluviométriques de l'Algérie (Seltzer P., 1946 ; Gausson H., 1948 ; Chaumont M. et Paquin C., 1971 ; A.N.R.H., 1993) retracent cet agencement du gradient pluviométrique. L'analyse de ces documents permet de montrer que le bassin versant Kébir-Rhumel reçoit entre 350 et 1 200 mm/an alors que la limite Nord du bassin versant de Chott Melghir reçoit moins de 200 mm/an. Le caractère d'irrégularité temporelle des précipitations est, par ailleurs, une donnée fondamentale du climat algérien comme il a été constaté durant toutes les études entreprises dans la région.

Du littoral jusqu'au Tell, les précipitations sont d'origine cyclonique et qui tombent principalement en hiver (décembre et février), et fournissent plus de la moitié des précipitations annuelles totales. Par contre au Sud, elles sont sub-tropicales.

Les régions affectées du même régime présentent une disposition en zones parallèles à la côte. Figure 3-3. Outre la concentration des pluies pendant un nombre réduit de jours par an, le régime est caractérisé par un minimum en été (juillet-août).

L'étude de l'évolution de la précipitation interannuelle, montre que la période la plus pluvieuse s'étale entre le début du 20^{ème} siècle jusqu'à 1934/35. Par contre la période 1930/60 s'avère relativement sèche. Cette sécheresse s'accroît encore entre 1977 et 1987 Figure 3-4.

Cette brève comparaison des séries met en évidence le phénomène de fluctuation des précipitations annuelles. Celui-ci montre l'existence d'oscillations climatiques brutales liées à l'instabilité du de climat.

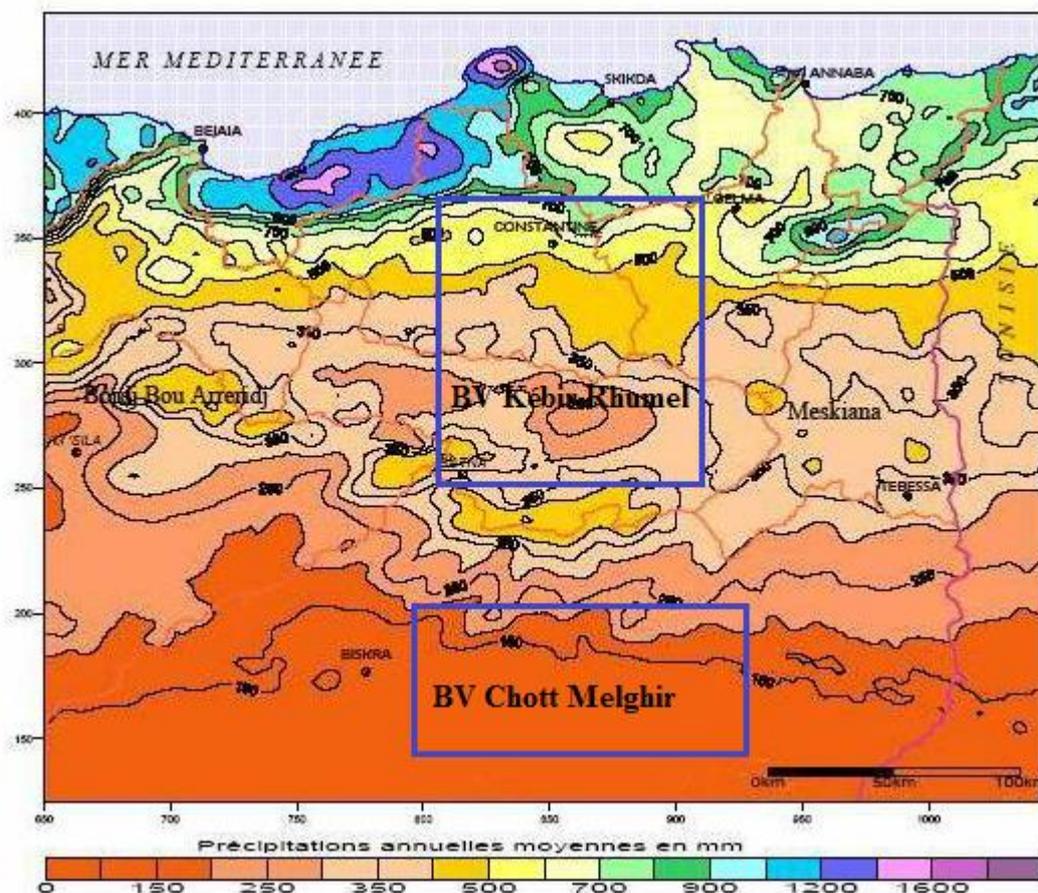


Figure 3-3 : Carte des précipitations annuelles moyennes de l'Est algérien

(Établie d'après A.N.R.H., 1993 : données moyennes de 60 ans, périodes du 1er septembre 1921 au 31 août 1960 et du 1er septembre 1968 au 31 août 1989)

3.3.2 Les précipitations mensuelles :

La variation mensuelle des précipitations au cours de l'année en liaison avec les facteurs thermiques, conditionne l'écoulement saisonnier et donc le régime des cours d'eau. Sa connaissance est donc fort utile dans un travail qui traite l'évolution de la qualité des eaux de surface. La zone littorale et sub-littorale où se trouve le Kébir-Rhumel, se caractérise par un régime monomodal, le mois le plus arrosé est le mois de décembre ou celui de janvier.

La zone intérieure (les Hautes Plaines et le flanc sud de l'Atlas saharien) se singularise par un régime bimodal avec un premier maximum en automne-hiver et un second maximum au printemps. L'organisation des saisons n'est pas homogène à l'échelle de ces régions comme d'ailleurs à l'échelle du pays, car elle dépend du régime pluviométrique propre à chaque secteur géographique. (Figure 3-5).

Ainsi, la région de Constantine se caractérise par un maximum au mois de décembre avec 70 mm et 10 mm au mois de juillet. Par contre la station d'El Kantara, représentée par la station de Biskra, est caractérisée par un maximum de 25 mm enregistré au mois septembre alors que le minimum est enregistré au mois de Janvier avec 6 mm. Il s'agit d'une série complète de P. Seltzer de 1913 à 1938.

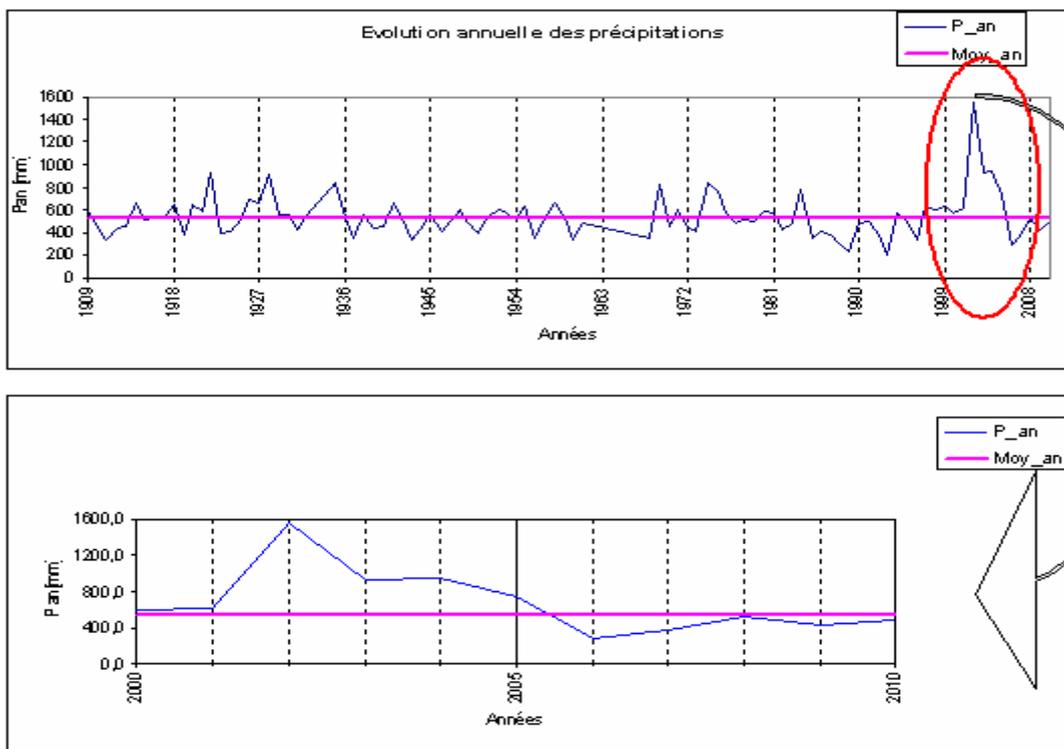


Figure 3-4 : Evolution annuelle des précipitations à la station de Constantine (1909 à 2010).

3.4 Régime thermique :

La température moyenne, annuelle et mensuelle, régissent, en interaction avec les autres facteurs météorologiques comme l'insolation, l'humidité de l'air, la vitesse des vents, ... l'évapotranspiration et donc l'excédent et donc l'écoulement.

Selon les données de la station de Constantine, il s'avère que contrairement aux précipitations, les saisons thermiques sont bien tranchées : la saison chaude s'étale de mai à octobre alors que la saison froide s'étale de novembre à avril. Le minimum est enregistré au mois de janvier avec 7°C alors que le maximum est atteint au mois de juillet avec 27°C.

Le régime thermique à El kantara étudié par Rerboudj, (2005) montre que le minimum est toujours enregistré au mois de janvier mais avec 6 °C et le maximum est enregistré au mois d'aout avec 29 °C. Mais nous pensons que ces valeurs sont sous estimées à cause du caractère aride de la région. Les données les plus proches à la réalité sont celles qui ont été citées par Mekaoussi, (2003). Les températures journalières mesurées par la station météorologique d'El-Kantara montrent un minimum de -1.9°C qui a été enregistré pendant le mois de Décembre 2002 alors que le maximum est de 35.8°C qui a été enregistré pendant le mois de mai. *Tableau 3-3.*

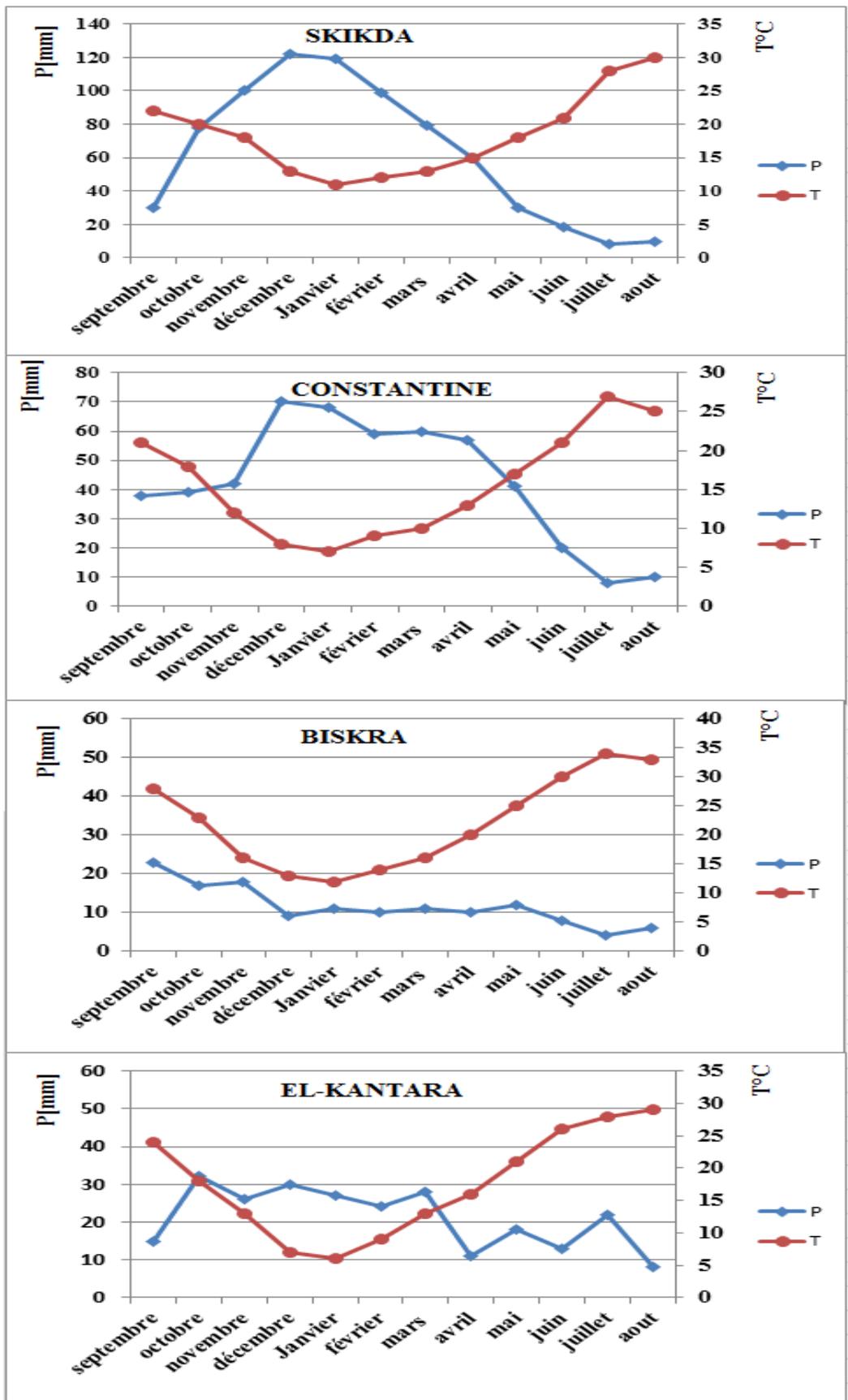


Figure 3-5 : Régime pluviothermique de 4 stations Climatologiques de l'Est Algérien.

Tableau 3-3 : Températures moyennes journalières 2001-2002. Station d'El-Kantara en °C.

Mois Jours	DEC	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI
01	5.0	4.3	10.2	14.5	18.2	26.3
02	5.5	5.6	10.5	13.2	17.7	24.2
03	6.5	6.2	12.0	15.7	16.4	19.7
04	2.5	12	9.0	17.5	22.1	18.6
05	4.3	6.5	14.0	19.2	19.5	22.4
06	6.0	2.2	12.5	22.9	20.4	27.9
07	7.0	4.0	11.2	19.5	21.5	28.0
08	11.0	4.2	9.0	16.0	18.0	26.2
09	7.2	6.7	12.0	20.4	19.4	27.7
10	6.9	8.0	14.5	19.0	22.5	26.5
11	6.5	6.0	16.0	23.3	16.0	25.2
12	6.0	11	11.20	25.4	25.5	25.0
13	11.0	7.5	10.5	22.2	27.2	24.0
14	7.0	8.9	10.0	17.5	25.0	26.0
15	7.5	6.2	9.0	23.6	20.0	27.1
16	10.0	7.5	11.5	14.2	23.0	28.2
17	7.0	5.5	12.5	21.7	24.0	26.5
18	8.2	4.2	7.5	22.0	25.7	24.9
19	8.0	3.9	9.5	23.8	26.4	19.1
20	8.0	4.9	10.5	24.0	26.1	26.3
21	7.6	6.4	10.0	25.0	22.0	26.9
22	9.1	7.8	11.2	26.0	18.1	27.8
23	-1.9	9.5	6.9	25.9	23.0	28.2
24	3.5	10.5	12.2	28.7	27.8	25.1
25	3.2	12.2	12.9	22.3	25.7	30.5
26	2	9.5	13.5	23.0	26.9	31.4
27	1.5	12.4	11.9	21.0	24.0	33.7
28	6.9	12.5	12.0	20.8	25.9	35.8
29	6.3	11.2	-	17.1	27.8	32.3
30	5.9	9.5	-	23.2	29.0	30.5
31	5.2	12	-	19.3	-	32.0
T° moy mensuelle	6.14	11.2	11.7	20.9	22.2	26.9

3.5 Les zones bioclimatiques :

La combinaison des précipitations et des températures caractérise le rythme climatique à dominance « méditerranéenne » régnant à travers l'Est algérien : la saison froide et humide s'oppose à la saison chaude et sèche. Cette dernière s'accroît vers le Sud jusqu'à couvrir les douze mois de l'année en zone aride (station de Biskra). (Figure 3-5).

Calculée en chaque lieu, cette combinaison pluviothermique permet de définir des domaines bioclimatiques. C'est grâce à un tracé sur un climagramme combinant Q (quotient pluviothermique d'Emberger) en ordonnée et m (moyenne des températures minimales du mois

le plus froid) en abscisse, que sont définies les limites entre les cinq grands types de bioclimats méditerranéens : humide (pluviométrie annuelle P supérieure à 900 mm, forte humidité de l'air), subhumide ($P > 600$ mm environ), semi-aride ($300-350 < P < 550-600$ mm, net déficit hydrique), subaride ($P < 350$ mm, nombre de mois secs $>$ nombre mois humides) et aride ($P < 150$ mm, 12 mois biologiquement secs).

La variable m peut être une seconde fois utilisée pour préciser les sous-étages bioclimatiques à hiver froid, frais, doux et chaud.

La carte au 1/1000000 de Côte, (1998) réalisée suivant ce principe et corroborée à la connaissance des milieux naturels et particulièrement, des groupements végétaux, est illustrative : brutalité des contrastes et disposition en bandes zonales longitudinales rappellent celles du relief et des précipitations (Figure 3-1). Latitude et continentalité expliquent ce dispositif. Cependant, le passage de l'humide au Nord à l'aride au Sud n'est pas régulier :

- une poche du domaine humide pénètre à l'intérieur pour épouser les Monts de la Medjerda (région de Souk Ahras) auquel appartient le sous bassin du Kebir-Rhumel;
- le semi-aride remonte dans les bassins intérieurs du Tell (Mila-Ferjioua, Guelma) et il est particulièrement développé dans les Hautes Plaines qui le prolongent loin vers le Sud ;
- le subaride se limite (hormis le Hodna) à une bande étroite du Piémont méridional de l'Aurès et Nememcha ;
- les reliefs de l'Atlas saharien font descendre vers le Sud le subhumide et le semi-aride;
- enfin, l'aride lui fait place, directement au pied des massifs de l'Atlas, la grande cuvette du Chott Mel Ghir auquel appartient le sous bassin de Oued El Hai.

3.6 Bilan hydrologique :

Le bilan hydrologique consiste à évaluer la répartition des différentes composantes du bilan de l'eau dans une région, à savoir l'écoulement, l'infiltration et l'évaporation; ce dernier paramètre est le plus important des trois, il conditionne l'abondance ou le déficit en eau pour la végétation, sa connaissance est l'un des moyens fondamentaux d'intervention pour la conception des réservoirs artificiels, les protéger contre l'érosion ou tout autre projet qui vise à accroître l'exploitation au maximum du potentiel naturel. Ce terme se définit par une perte d'eau par retour à l'atmosphère sous forme de vapeur d'eau, qui s'effectue sous forme d'évaporation totale ou d'évapotranspiration. L'évaporation totale comporte l'évaporation des plans d'eau libres (lacs,

cours d'eau, eaux stockées en surface) elle est mesurée à l'aide d'appareils spécialisés qui permettent d'évaluer directement le pouvoir évaporant de l'atmosphère dans une région donnée.

De grandes quantités d'eau sont évaporées par le processus de transpiration des plantes, qui grâce à leurs racines vont puiser l'eau en profondeur pour les besoins biologiques et pour leur développement. Cette évaporation biologique est l'évapotranspiration.

3.6.1 L'évapotranspiration potentielle (E.T.P.) :

La cartographie des *E.T.P.* de l'Algérie (A.N.R.H., 2002) est un outil supplémentaire qui permet d'éviter d'avoir recours à des calculs par le biais de formules empiriques. Elle offre l'avantage de connaître en tout point de l'espace les valeurs mensuelles et annuelles moyennes de l'évapotranspiration potentielle.

Dans l'Est algérien, pendant le mois de janvier où l'*E.T.P.* est en général au plus bas, les isovaleurs de ce mois oscillent entre 10 et plus de 60 mm. En revanche, pendant le mois d'août où l'*E.T.P.* est la plus forte, les courbes isovaleurs varient de 160 à 310 mm.

La carte de l'*E.T.P.* annuelle moyenne de l'Est permet de distinguer (Figure 3-6) :

- des iso-valeurs annuelles moyennes comprises entre 900 et 1 200 mm, auréoles qui épousent principalement les massifs humides du Tell et les sommets les plus élevés de l'Aurès y compris le bassin Kébir-Rhumel;
- une zone balayée par les courbes d'*E.T.P.* de 1 300, 1 400 et même 1 500 mm correspondant principalement à la région des Hautes Plaines;
- des lames d'évapotranspiration comprises entre 1 600 et plus de 2 200 mm sur le piémont sud de l'Atlas saharien, y compris la cuvette du Chott Hodna et le bassin d'Oued El Hai.

3.6.2 L'évapotranspiration réelle (ETR) :

Partant de la connaissance des précipitations P , de l'*E.T.P.* et d'une valeur maximale standard de la réserve facilement utilisable du sol ou *R.F.U.*, la méthode du bilan hydrologique de Thornthwaite est adoptée afin de quantifier mois par mois les différentes composantes du bilan. Les résultats obtenus à l'échelle de l'année moyenne sur 7 stations climatologiques de l'Office National Météorologique (O.N.M.) sont reportés dans les figures 3-6 et 3-7. Ainsi :

- *les précipitations et l'évapotranspiration réelle (E.T.R.)* s'ordonnent de façon quasiment identique : décroissance du Nord vers le Sud avec sensiblement deux gradients marqués, entre la zone septentrionale (littoral et Tell) et l'Atlas saharien (bordure Nord) puis entre ce dernier

et le Bas-Sahara. Le profil de l'*E.T.R.* épouse sensiblement celui des précipitations. L'*E.T.R.* exprime la quantité d'eau réellement évapotranspirée en fonction de la demande (l'*E.T.P.*) et de l'offre (pluie + état de la réserve du sol). L'eau disponible étant un facteur limitant, les apports pluviométriques interviennent fortement sur l'*E.T.R.*, directement mais aussi par le biais de la réserve du sol (*R.F.U.*) qu'ils alimentent;

- enfin, dans une région où les précipitations s'amenuisent fortement vers le Sud, le déficit hydrique agricole (*Da*) évolue proportionnellement à l'*E.T.P.* (en raison de l'influence prépondérante de la demande, l'*E.T.P.* étant plus ou moins égale aux besoins en eau optimaux des plantes).

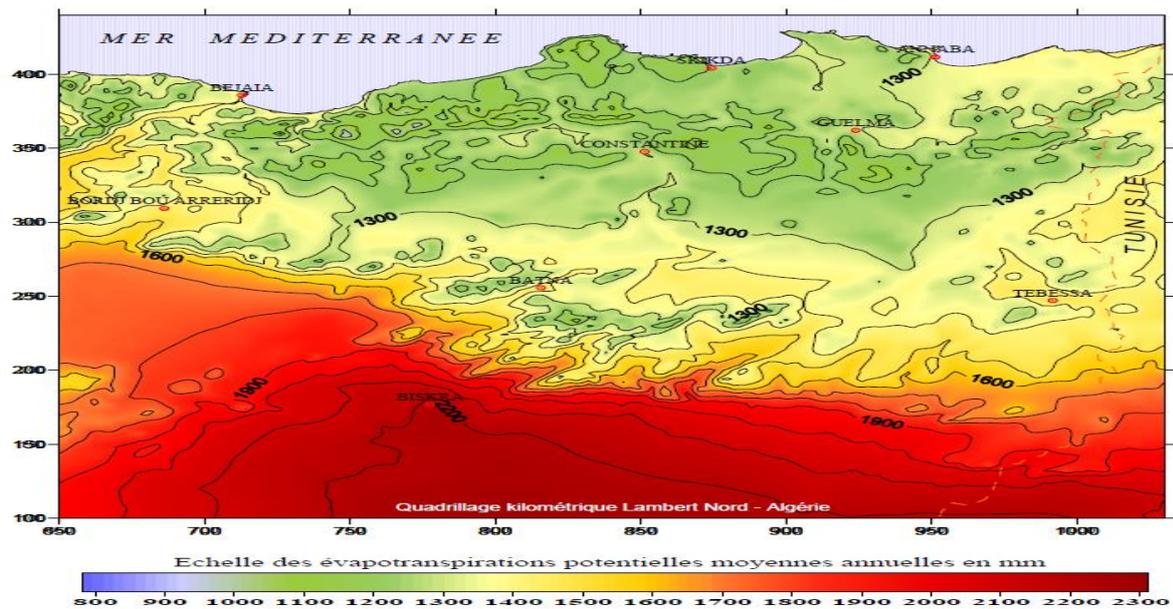


Figure 3-6 : Zones d'évapotranspiration potentielle annuelle moyenne de l'Est algérien. In Mebarki 2004 et 2009.

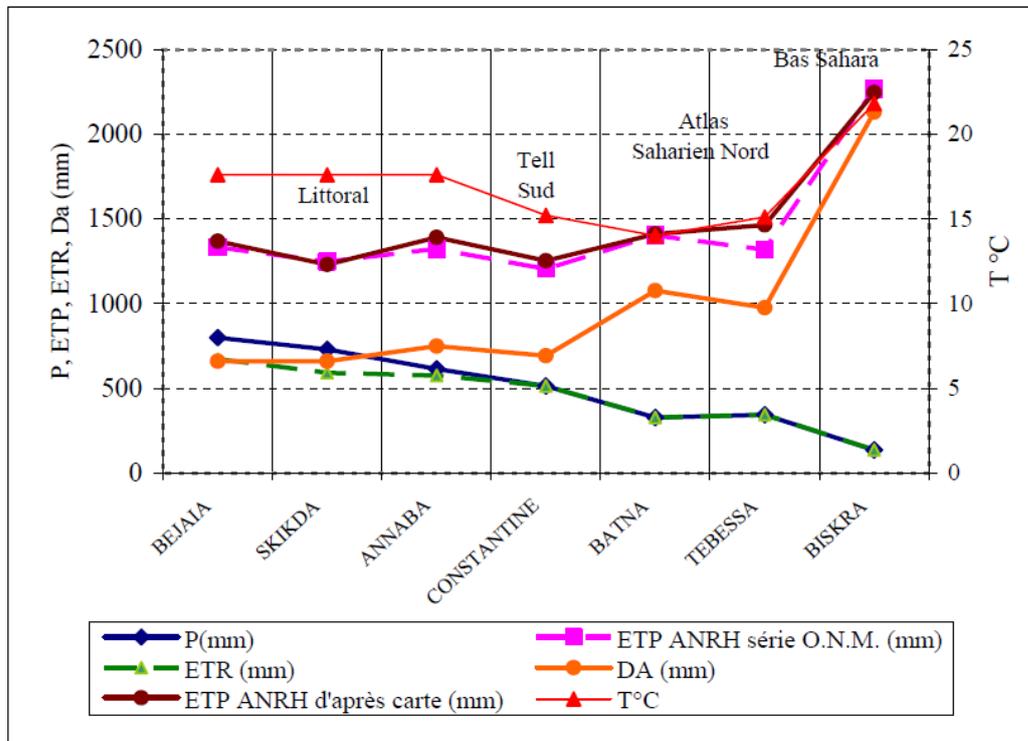


Figure 3-7 : Variations Nord-Sud des éléments du bilan hydrique annuel moyen de 7 stations de l'Est algérien. In Mebarki 2009.

3.6.3 Bilan hydrologique :

Le bilan hydrologique permet de quantifier les transferts d'eau issus des précipitations. Il comporte trois principaux termes : les entrées, les sorties et les stocks avec l'hypothèse d'un cycle hydrologique complet où les variations de stocks sont nulles et les pertes par infiltration profonde sont supposées négligeables. L'équation du bilan hydrologique d'un bassin versant peut s'écrire :

$$P_{(mm)} = E_{(mm)} + D_{(mm)} \quad (10)$$

Avec :

- P = lame d'eau annuelle moyenne précipitée ;
- E = Lame d'eau annuelle moyenne écoulée ;
- D = Déficit annuel d'écoulement, soit $D = P - E$. Il peut être assimilé à l'évapotranspiration réelle (ETR).

Les variations spatiales du bilan hydrologique moyen annuel connaissent des nuances régionales se traduisant par une augmentation des indices d'écoulement de l'amont vers l'aval pour le bassin versant du Kébir-Rhumel et une diminution de l'amont vers l'aval pour le bassin versant

de Oued El Hai. D'après les paramètres en notre possession sur les deux bassins versants et qui sont surtout les températures et les précipitations, on peut dire qu'en terme de régime pluvial, l'hiver est la saison la plus humide de l'année et l'été est la plus sèche. La hauteur moyenne annuelle des précipitations passe de 714 mm pour le premier bassin versant à 363 mm pour le second. Malheureusement seul le 1er bassin versant (Kébir-Rhumel) profite de cette quantité d'eau précipitée alors que le second bassin versant (Oued El Hai) ne peut profiter intégralement de cette quantité d'eau, à cause de la forte intensité de l'évapotranspiration qui diminue l'efficacité des précipitations dans cette région. Tableau 3-4.

Tableau 3-4 : Bilans hydrologiques au niveau des deux bassins versants.

Bassin versant	Cours d'eau	Station	S (Km ²)	P (mm)	E (mm)	D (mm)
Oued Kébir-Rhumel	Kébir-Rhumel	Anser	2 011	714	225	489
Oued El Hai	Oued El Hai	El Kantara	1 660	363	13	350

- ◆ Station : Station hydrométéorologique.
- ◆ S : Surface réceptrice.
- ◆ P : Précipitation moyenne annuelle.
- ◆ E : Lamme d'eau écoulée moyenne annuelle.
- ◆ D : Déficit d'écoulement moyen annuel ou évapotranspiration réelle moyenne annuelle.

3.7 Hydrologie :

L'interaction des facteurs physico-géographiques des bassins versants et des facteurs météorologiques notamment la pluviosité et l'évaporation, règlent la distribution temporelle et spatiale de l'écoulement de surface. Ce dernier est donc la réponse différenciée du bassin versant aux impulsions pluviométriques. Le débit qui en résulte est donc variable. L'étude de ces variations est très importante car elle conditionne la disponibilité en eau dans le bassin versant ce qui entraîne une dissolution des sels minéraux du sol selon la quantité d'eau présente en surface ou celle qui s'écoule dans le tracé des cours d'eau.

3.7.1 Hydraulicité et variabilité interannuelle des débits :

L'irrégularité interannuelle de l'écoulement peut être mesurée par les variations de l'hydraulicité, c'est-à-dire le rapport du débit d'une année particulière Q_i au débit moyen Q_m d'une longue série d'observation. Elle peut être complétée par d'autres critères statistiques simples tels que l'écart-type ou mieux encore le coefficient de variation. Certains hydrologues

utilisent également de coefficient K_3 de M. Roche correspond au rapport du module annuel décennal humide au module annuel décennal sec.

Les séries hydrométriques étant dans l'ensemble assez brèves, on ne se référera :

- qu'à la série d'Oued Rhumel à Oued Atmania qui nous permettra de cerner l'évolution des débits sur 15 années successives (1964/65-1983/84) ;
- qu'à la série d'Oued El Hai à El Kantara nous permettra de cerner l'évolution des débits sur 23 années successives (1968/69-1990/91).

La variation du débit au niveau des deux bassins (Figures 3-8 et 3-9) montre de fortes fluctuations de débits d'une année à l'autre pendant la période considérée et un déficit de 14 années hydrologiques sur les 20 considérées pour le Kébir-Rhumel et 14 sur 23 pour Oued El Hai. Ceci permet de confirmer l'hypothèse de sécheresse émise auparavant. L'hydraulicité exceptionnelle de 1967/68 au Rhumel traduite par un coefficient de l'ordre de 5.14 et de 1989/90 à Oued El Hai traduite par un coefficient de 4.46. Ces anomalies peuvent être attribuée aux fortes crues de saison froide. Cette forte hydraulicité s'oppose nettement au fort déficit de l'année 1978/79 au Rhumel et celle de 87/88 à Oued El Hai.

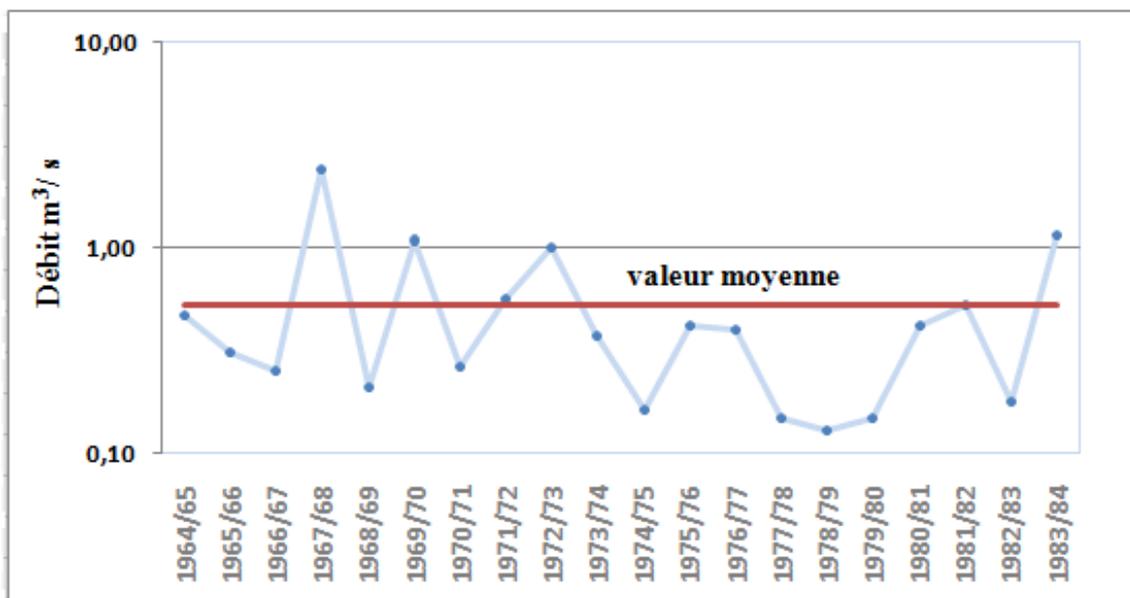


Figure 3-8 : Variation annuelle des débits du Rhumel à Oued Atmania de 1964/65 à 1983/84.

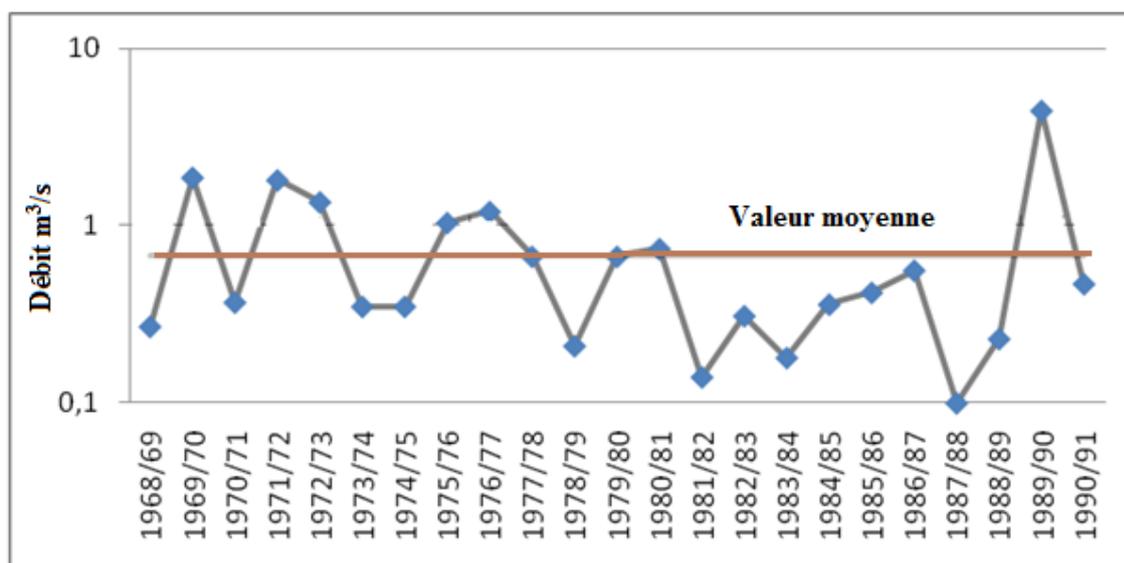


Figure 3-9 : Variation annuelle des débits D'Oued El Hai à El Kantara de 1968/69 à 1990/91.

3.7.2 Variabilité intermensuelle et saisonnière :

L'irrégularité mensuelle et saisonnière des débits au cours des brèves périodes de référence a été traduite par les valeurs du coefficient de variations calculées pour les deux stations et pour les différents mois de l'année. Tableau 3.5. Il apparaît que l'écoulement mensuel est extrêmement variable d'un mois à un autre. Pour la station de El Ancer, il varie de 54 à 120% alors que pour la station d'El Kantara, il varie entre 91 et 260%.

L'analyse de la variation du débit moyen mensuel interannuel montre que les deux bassins versants ont un régime hydrologique opposé. Le premier unimodale avec un maximum de débit enregistré au mois de mars pour la station d'El Ancer alors que pour la station d'El Kantara on a un régime bimodale avec in premier maximum au mois de septembre et un second maximum mais plus faible au mois de mars (Figures 3-10 et 3-11).

Tableau 3-5 : Variabilité intermensuelle des débits aux stations d'El Ancer (1972/79) et El Kantara (1969/91).

		S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
Q m³/s	Ancer	7.04	11.37	20.55	29.28	50.56	60.98	62.55	57.00	14.83	7.65	4.00	3.38
	Kantara	1.68	0.77	0.53	0.27	0.57	0.64	0.84	0.79	0.69	0.41	0.24	0.60
σ	Ancer	6.68	10.55	22.60	16.01	60.63	38.61	58.87	47.88	8.03	5.59	2.62	2.84
	Kantara	2.25	2.01	0.68	0.26	1.01	0.75	0.76	0.97	1.79	0.60	0.41	1.93
CV%	Ancer	97	93	110	55	120	63	91	84	54	73	65	84
	Kantara	134	260	128	96	179	116	91	123	257	145	171	334

- ◆ Q (m^3/s) : débit moyen mensuel interannuel.
- ◆ σ : Ecart type en m^3/s .
- ◆ CV : coefficient de variation %.

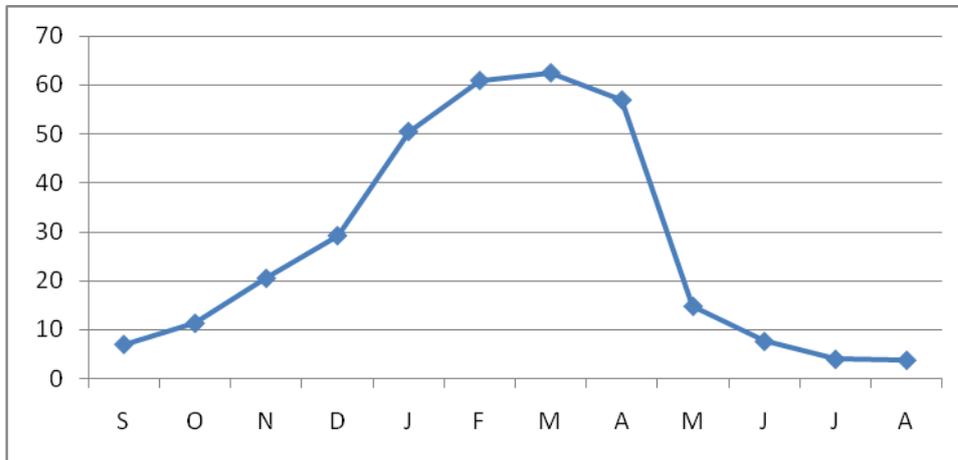


Figure 3-10 : Variation du débit moyen mensuel interannuel à El Anser (1972/79).

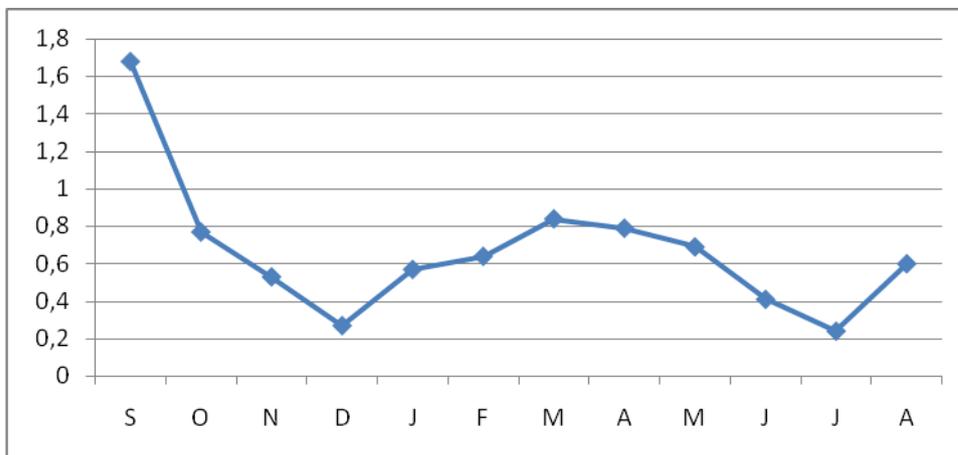


Figure 3-11 : Variation du débit moyen mensuel interannuel à El Kantara (1969/91).

3.7.3 Régimes saisonniers et les coefficients mensuels des débits :

Les coefficients mensuels de débits (CMD) ou rapports des débits moyens mensuels au module de la période considérée, pris pour unité, ont l'avantage de permettre la comparaison des variations saisonnières de régimes de cours d'eau de débits très différents. Les CMD inférieurs à l'unité correspondent aux mois de basses eaux et les CMD supérieurs à l'unité représentent les mois de hautes eaux.

Malgré la brièveté des séries hydrométriques, les CMD et leurs figurations graphiques établies pour les deux stations de jaugeage (El Ancer et El Kantara) permettent de quantifier les régimes moyens des deux bassins versants (Kébir-Rhumel et celui de Oued El Hai).

En effet, le régime moyen du Kébir-Rhumel, à alimentation essentiellement pluviale, comporte une saison de hautes eaux en saison froide (Janvier, Février, Mars et Avril). La moyenne mensuelle maximale se situe en Mars ou, plus rarement, en Février. La saison de basses eaux se situe entre le mois de mars et celui de Décembre avec un minimum au mois d’Août (Figure 3-12). Par contre pour Oued El Hai à El Kantara, on remarque la présence de deux périodes pluvieuses, la première très courte pendant le mois de Septembre et une deuxième plus longue, de trois mois qui s’étale de Mars à Mai. Le reste de l’année coïncide avec la période de basses eaux. Le maximum est enregistré en Septembre alors que le minimum est enregistré en Juillet (Figure 3-13).

Ceci peut s’expliquer pour les deux bassins, par le faible soutien dû aux eaux souterraines. Ainsi, le régime hydrologique est soumis directement aux variations saisonnières des précipitations, sans échapper évidemment aux effets importants de l’ETP et de l’ETR. Ce phénomène est très bien visible surtout pour le bassin Oued El Hai se trouvant dans une zone quasiment aride.

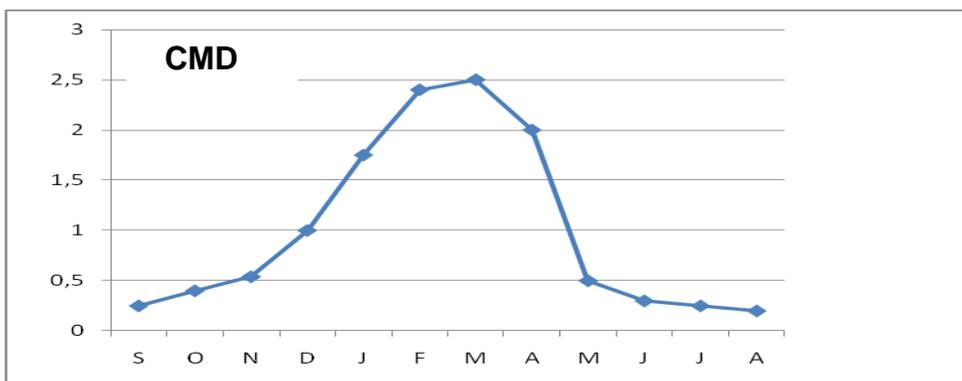


Figure 3-12 : Courbe des CDM du bassin versant Kébir-Rhumel à El Ancer.

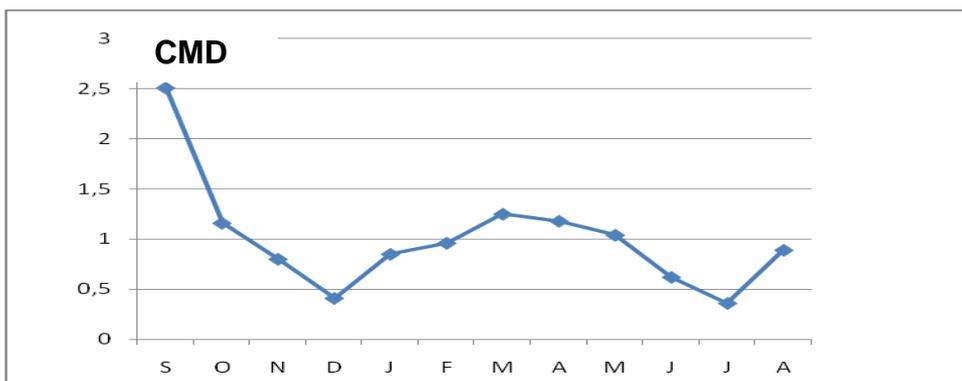


Figure 3-13 : Courbe des CDM du bassin versant Oued El Hai à El Kantara.

3.8 Aménagements hydrauliques des deux bassins versants :

Les besoins en eau des wilayas de l'arrière-pays, tant pour l'alimentation en potable que pour l'irrigation, sont si importants que les ressources locales sont loin de pouvoir les satisfaire. Devant ce déséquilibre ressources-besoins, l'alternative préconisée consiste à dégager l'excédent en eau de la région tellienne et son transfert vers la région déficitaire des Hautes Plaines et zones arides. Cet aménagement est également opéré pour établir un équilibre au sein d'une même région entre période sèche et période humide. Ceci passe par la mise en œuvre de gros aménagements hydrauliques moyennant dans la plupart des cas des pompages sur de grandes hauteurs de refoulement, des transferts sur des distances qui se comptent en centaines de km et enfin, des coûts et des délais de réalisation considérables. Parmi les barrages d'ampleur régionale, réalisés dans l'Est algérien, on a celui de Beni Haroun, Hammam Hammam-Grouz et le Barrage réservoir d'Oued Atmania sur Oued Kaim. Ces trois ouvrages sont réalisés dans le bassin versant de Kébir-Rhumel. Par contre le bassin versant d'Oued El Hai est contrôlé par l'unique barrage de la Fontaine des Gazelles. L'emplacement et les caractéristiques de ces différents barrages ont été résumés dans la Figure 3-14 et le tableau 3-6.

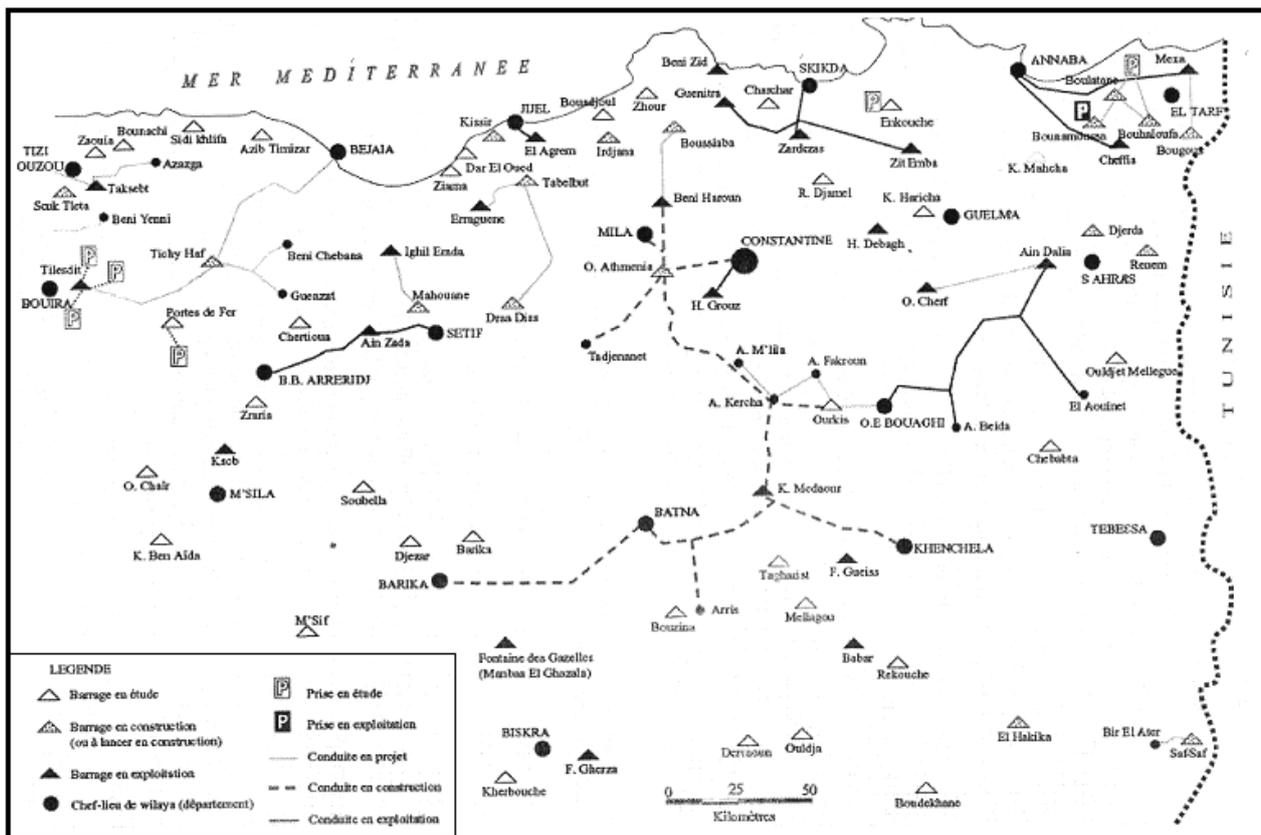


Figure 3-14 : Situation des principaux barrages existants dans les bassins versant du Kébir-Rhumel et Oued El Hai. In Mebarki 2009.

Tableau 3-6 : Caractéristiques des principaux barrages existants dans les bassins versant du Kébir-Rhumel et Oued El Hai.

Barrage	Bassin versant	Cours d'eau principal	Surface du B.V. (km²)	Capacité (Hm³)	Année mise en eau	Destinée
B-Haroun	Kébir-Rhumel	O. Rhumel	7 725	960	2003	AEP/IRR Transfert
H-Grouz	Kébir-Rhumel	O. Rhumel	1 130	33.6	1981	AEP/IRR Transfert
O. Athmania*	Kébir-Rhumel	O. Kaim	-	44	1987	AEP/IRR
M- Ghozlanes	O.El-Hai	O. El Hai	1 660	56	2000	IRR

*Barrage réservoir.

Du tableau 3-6, on remarque que la capacité du barrage B-Haroune est 29 fois plus grande que celle de H-Grouz, 22 fois plus grande que celle de O.Atmania et 17 fois plus grande que celle de M-El-Ghozlanes.

3.9 Conclusion :

Le régime hydrologique des deux bassins versants se caractérise par une irrégularité mensuelle et une irrégularité interannuelle exprimée par les fortes valeurs de variations des différents paramètres climatiques et hydrologiques. En général, les crues de forte puissance d'automne et de printemps sont produites par des averses éclaires qui caractérisent le climat aride et semi-aride et principalement le bassin de Oued El Hai. Ceci induit un fort écoulement et donc une quantité d'eau supplémentaire qui sera stockée dans les barrages de la région. Dans ces conditions, on peut prévoir une grande variabilité dans le chimisme de l'eau suite à l'influence climatique (Précipitation et Evapotranspiration) et hydrologique et géologique par dissolution des minéraux de la roche mère.

CHAPITRE 4 : HYDROCHIMIE DES EAUX DE LA REGION.

4.1 Introduction :

L'eau douce est une ressource indispensable à la vie, elle mérite une attention toute particulière, étant donné qu'elle peut être très altérée et sérieusement menacée par l'activité humaine. En effet, la croissance démographique accompagnée d'une urbanisation rapide cause de nombreuses perturbations pour les milieux naturels. (Mc Kinney, 2002). L'industrialisation, l'utilisation non rationnelle des engrais et des pesticides et le manque de sensibilisation de la population envers la protection de l'environnement, conduisent au déséquilibre de l'écosystème et génèrent des éléments polluants qui peuvent affecter la qualité physico-chimique et biologique des milieux aquatiques récepteurs. (Mullis et al., 1997). Ces actions conduisent également à l'altération de l'usage de l'eau (captage de l'eau, baignade, etc.). (Burton et Pitt, 2001).

Oued Rhumel qui draine une grande partie de l'Algérie Nord orientale et Oued El Hai qui draine également une bonne partie du flanc Sud de l'Atlas saharien, se trouvent particulièrement touchés par le problème de pollution du fait de la démographie croissante des centres urbains riverains et du développement continu des secteurs industriels et agricole. En effet, les rejets liquides d'origines domestiques et industrielles générés par les villes limitrophes sont déversés directement dans ces Oued d'une façon précaire et sans traitement préalable dans la plupart des cas, ce qui peut être une source importante de contamination de l'écosystème aquatique. Ces réseaux hydrographiques dont les modules moyens calculés au niveau des stations qui se trouvent juste à l'amont des barrages de Beni- Haroun et Manbaa El Ghozlane, sur une période supérieure à 23 ans (Mebarki, 2009) s'élèvent à 26.31 m³/s pour El Anser, 0.43 m³/s pour El Kantara et 1.49 m³/s pour Ain Smara se trouvant à l'aval du barrage du Hammam-Grouz, sont sujets à d'importants risques de pollution qui menacent la qualité des eaux en compromettant ses divers usages. Un diagnostic complet de la situation actuelle de la pollution et un suivi rigoureux de son évolution, s'avèrent d'une grande nécessité pour la sauvegarde de cet écosystème. C'est dans cette perspective que s'inscrit ce chapitre qui consiste à étudier l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux de surface du Grand Constantinois. Une partie de ces travaux a été publiée antérieurement soit lors des séminaires (Guerraiche et al., Université Tebessa, 2004), (Guerraiche et al., Université de Mascara, 2004), (Guerraiche, et al., Université de Laghout, 2004), (Guerraiche , Université de Annaba, 2004), (Guerraiche , Université de Constantine, 2004), (Boudoukha et al., Université de Annaba, 2004), (Guerraiche et al., Université de Merrakech, Moroc 2005), (Guerraiche et al., Université de Tripoli Liban, 2006) , soit dans des revues de renommée . Guerraiche et al., Phys. Chem. News 38 (2007) 112-121.

4.2 Données hydrochimiques :

Un réseau de trois barrages Hammam Grouz, Beni-Haroun et Menbaa El-Ghozlanes a été retenu pour permettre d'acquérir des données représentatives sur la variabilité spatiale et temporelle de la qualité des eaux de surface du grand constantinois. Pour cela, nous avons utilisé les données des analyses chimiques concernant les trois barrages, réalisées par l'Agence Nationale des Ressources Hydriques (ANRH) de Constantine.

Les éléments et les paramètres mesurés et déterminés par l'ANRH sont la matière en suspension (MES), la conductivité électrique de l'eau (CE), le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), les chlorures (Cl^-), les sulfates (SO_4^{2-}), les bicarbonates (HCO_3^-), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ammonium (NH_4^+), les orthophosphates (PO_4^{3-}), la demande biologique en oxygène en cinq jours (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), l'oxygène dissous ($\text{O}_{2\text{dis}}$), et quelques métaux lourds : le Fer (Fe^{2+}), le cuivre (Cu^{2+}), le Zinc (Zn^{2+}), le manganèse (Mn^{2+}). Les premiers barrages du Hammam Grouz et Beni-haroun se trouvent sur Oued Rhumel dans l'Atlas tellien, par contre celui de Menbaa El- Ghozlanes contrôle Oued El Hai se trouvant sur le piémont Sud de l'Atlas Saharien. Figure 4-1. Cette répartition permet de comparer deux régimes hydroclimatiques opposés. Tableaux 4-1 et 4-2.

4.3 Analyse des paramètres physico-chimiques :

4.3.1 Méthode des tendances :

Les données que nous avons utilisées forment une série chronologique d'une dizaine d'années, prise sur les eaux des barrages de Beni- Haroun et celui du Hammam-Grouz. Ces séries sont généralement caractérisées par une certaine structure (univariée ou multivariée, linéaire ou non linéaire), qu'il s'agit de mettre en évidence et d'étudier (DAVID *et al.*, 1983). Nombreux sont les modèles qui permettent de traiter ces séries, parmi lesquels celui de Régnier.



Figure 4-1 : Carte de situations des trois barrages.Extrait de la carte routière au 1/1000 000.

(Regnier, 1965). Il s'agit d'un modèle basé sur les équations des moindres carrés à tendance linéaire qui permet d'ajuster une série chronologique (Y_t), avec la fonction $C_t = at + b$. On détermine la droite (de tendance) des moindres carrés ($y = at + b$) du nuage de points ($t; Y_t$) qui minimise la distance $\sum(Y_t - (at + b))^2$. Cette méthode permet d'avoir un meilleur ajustement de la droite de tendance, mais la présence d'une valeur aberrante dans la série, limite son efficacité. Pour la plupart des cas, la pente de la droite qui détermine la tendance, diffère de zéro. Si cette pente est positive, elle traduit une augmentation du paramètre en question, on parle alors d'une tendance positive, dans le cas contraire, on parle d'une tendance négative.

La pente est calculée d'après la relation suivante :

Pente = (lecture finale – lecture initiale) / lecture initiale.

Tableau 4-1 : Caractéristiques statistiques des données chimiques des trois barrages à court terme (2010).

Elements	unités	Barrage Hammam-Grouz					Barrage Beni-Haroun					Barrage Menbaa-Ghozlanes					Normes	
		Min	Moy	Max	Etype	CV	Min	Moy	Max	ET	CV	Min	Moy	Max	Etype	CV	Algérie.	OMS
T	°C	10	15	24	6.066	0.4	13	15.4	17	1.67	0.1	11	18.833	27	7.167	0.4	25	
pH		7.6	7.8167	8	0.147	0	7.5	7.56	7.7	0.09	0	7.4	7.6333	8	0.207	0	6.5-8.5	6.5-8.5
Cond	µS.cm ⁻¹	1000	1056.7	1120	44.12	0	1000	1064	1130	55.9	0.1	620	1680	2280	596.6	0.4	2800	2500
MES	mg/l	32	41.333	56	9.688	0.2	152	198.4	250	48.2	0.2	16	31.2	38	9.011	0.3		
Rs-105°C	mg/l	670	700.67	750	35.81	0.1	656	728.4	768	46.3	0.1	388	1299.7	1804	492.9	0.4		1500
Ca ²⁺	mg/l	72.3	78.933	85.1	5.027	0.1	96.2	101.88	112	6.3	0.1	58.6	180.6	233.8	63.61	0.4	75-200	270
Mg ²⁺	mg/l	30	32.5	35	2.258	0.1	27	28.6	30	1.14	0	16	50.833	70	18.79	0.4	150	50
Na ⁺	mg/l	90	94.667	100	4.082	0	67	80.4	100	12.3	0.2	43	98	145	39.5	0.4	200	150
K ⁺	mg/l	5	6	8	1.095	0.2	4	5.4	6	0.89	0.2	3	5	7	1.789	0.4	20	12
Cl ⁻	mg/l	145	153.33	160	6.831	0	120	127	135	5.7	0	65	204.83	464	139.3	0.7	200-500	250
SO ²⁻ ₄	mg/l	142	150.67	164	7.967	0.1	174	199.6	240	26.5	0.1	116	424.67	636	175.5	0.4	200-400	250
HCO ⁻ ₃	mg/l	170.8	194.18	231.8	22.3	0.1	146	181.7	201.3	22.7	0.1	103.7	139.28	170.8	23.6	0.2		
NO ⁻ ₃	mg/l	1.5	5.6667	11.7	3.486	0.6	6.2	8	9.3	1.29	0.2	2.1	4.1	7	1.837	0.4	50	50
NO ⁻ ₂	mg/l	0.085	0.162	0.2	0.059	0.4	0.05	0.8125	1.8	0.83	1	0.07	0.1183	0.2	0.045	0.4	0.1	0.1
NH ⁺ ₄	mg/l	0.02	0.0383	0.06	0.016	0.4	0.01	0.08	0.15	0.1	1.2	0.05	0.3733	1	0.543	1.5	0.05-0.5	0.5
PO ³⁻ ₄	mg/l	0.02	0.0817	0.2	0.092	1.1	0.1	0.1875	0.25	0.06	0.3	0.1	0.16	0.3	0.089	0.6	0.5	5
DCO	mg/l O ₂	40	48	60	7.874	0.2	100	111.5	130	14.7	0.1	22	48.667	83	23.03	0.5		
DBO ₅	mg/l O ₂	1	3.8333	7	2.844	0.7	5	14.9	18.5	5.59	0.4	1	2.2	6	2.168	1		
DCO/DBO ₅		7.8571	21.795	44	16.43	0.8	5.4054	10.012	25	8.44	0.8	6.667	40.333	83	27.45	0.7		
(O ₂) _{dis}	%	5.3	7.2667	8.4	1.258	0.2	6.9	9.38	13	2.58	0.3	5.8	8.5	11.8	2.251	0.3		

Tableau 4-2 : Caractéristiques statistiques des données chimiques des trois barrages à long terme (2000-2011).

Elements	unités	Barrage Hammam-Grouz					Barrage Beni-Haroun					Barrage Menbaa-Ghozlanes					Normes	
		Min	Moy	Max	Etype	CV	Min	Moy	Max	ET	CV	Min	Moy	Max	Etype	CV	Algérie.	OMS
T	°C	5	17.079	30	7.084	0.4	6.5	18.862	30	6.332	0.3	10	18.095	28	6.057	0.3	25	25
pH		7	8.0099	8.7	0.313	0	7	7.868	8.69	0.304	0	7.4	7.7095	8	0.158	0	6.5-8.5	6.5-8.5
Cond	µS.cm ⁻¹	250	1011.5	2370	353.9	0.3	800	1509	2700	448.3	0.3	620	1956.2	3780	594	0.3	2800	2500
MES	mg/l	18	106.55	672	102.6	1	17	141.72	320	78.77	0.6	14	258.63	2974	716.5	2.8		
Rs-105°C	mg/l	266	702.58	1654	242.7	0.3	558	988.92	1930	290.6	0.3	6.8	1297	2398	482.9	0.4		1500
Ca ²⁺	mg/l	20	73.423	121.4	22.84	0.3	40	117.21	210	34.87	0.3	58.6	213.65	366.4	57.38	0.3	75-200	270
Mg ²⁺	mg/l	6	33.642	75	13.15	0.4	17	50.343	168	29.77	0.6	16	49.619	70	11.53	0.2	150	50
Na ⁺	mg/l	18	91.467	273	44.76	0.5	45	123.61	280	45.61	0.4	43	133.37	426.3	79.09	0.6	200	150
K ⁺	mg/l	1	3.8095	16	2.406	0.6	1	6.81	18	4.51	0.7	1	5.2381	10	2.682	0.5	20	12
Cl ⁻	mg/l	25	148.22	480	79.92	0.5	45	180.27	480	67.54	0.4	65	223.05	650	130.8	0.6	200-500	250
SO ²⁻ ₄	mg/l	6	151.7	380	62.77	0.4	174	286.59	680	83.6	0.3	116	546.29	850	163.5	0.3	200-400	250
HCO ⁻ ₃	mg/l	42	188.36	470	46.73	0.2	109.8	256.16	561	119.8	0.5	103.7	134.49	183	24.21	0.2		
NO ⁻ ₃	mg/l	0.3	9.823	37	8.637	0.9	2	14.456	62	10.97	0.8	1	4.695	27.3	5.592	1.2	50	50
NO ⁻ ₂	mg/l	0	0.2244	0.71	0.188	0.8	0.01	0.5673	2.913	0.606	1.1	0.02	0.1076	0.52	0.12	1.1	0.1	0.1
NH ⁺ ₄	mg/l	0	0.1378	0.65	0.157	1.1	0.01	0.4974	1.833	0.511	1	0.02	0.2	1	0.258	1.3	0.05-0.5	0.5
PO ³⁻ ₄	mg/l	0	0.2505	1.1	0.198	0.8	0.01	1.8612	14	2.686	1.4	0.1	0.23	0.95	0.213	0.9	0.5	5
DCO	mg/l O ₂	17	52.728	195	25.29	0.5	17.5	83.03	175.5	29.81	0.4	22	46.7	83	17.03	0.4		
DBO ₅	mg/l O ₂	1	4.9135	17	2.992	0.6	0	10.788	27.5	6.334	0.6	1	3.1105	6.7	1.822	0.6		
DCO/DBO ₅		2.1	13.497	63	10.23	0.8	0.886	13.834	185	21.97	1.6	5.897	23.901	83	20.49	0.9		
(O ₂) _{dis}	%	5.3	59.523	174.07	41.26	0.7	4.5	41.798	154.8	35.32	0.8	5.8	8.3722	11.8	1.655	0.2		

L'utilisation de cette technique permet de compenser les effets de "bruit de fond" produit par les variations à court terme et de distinguer les effets de ruissellement, les changements saisonniers et de mettre ainsi en évidence les effets possibles de la pollution d'origine anthropique à long terme. Cette méthode permet également de détecter les ruptures dans les séries chronologiques. Dans le cas où l'on a plusieurs changements qui se présentent dans la série, il est nécessaire d'adopter des techniques qui permettent d'analyser séparément les différentes sous séries du

signal original. (Etchanchu et Probst, 1988). En ce qui nous concerne, nous avons utilisé l'Excel 2010 pour la détermination de la droite de tendance, basée sur la méthode des moindres carrés. Cette technique a été utilisée sur quelques données du Hammam-Grouz par Boudoukha et Boulaarak, (2013). Nous allons l'étendre aux restes des données du Hammam-Grouz, de Beni-Haroun et de Menbaa El- Ghozlanes.

4.3.2 Température de l'eau :

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques (Leynaud, 1968). Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes. (WHO, 2011). Toute variation brusque de ce paramètre entraîne une perturbation dans l'équilibre de l'écosystème aquatique. (Chapman et Kimstach., 1996).

Les eaux des trois barrages montrent des températures mensuelles qui oscillent entre 13 et 17°C pour Beni- Haroun et 10 et 24 °C pour le Hammam-Grouz , 11 et 27 pour Manbaa El-Ghozlanes. (Figure 4- 2). Ces valeurs sont en parfaite concordance avec le climat. La région de Beni-Haroun a un climat beaucoup plus doux que celui du Hammam-Grouz où le climat est relativement plus rude, Manbaa El-Ghozlanes a un climat chaud. Les valeurs de la température de l'eau sont conformes aux normes algériennes des rejets. JO 46/93. Tableau 4-3 et 4-4. Par contre seule la température de l'eau du Hammam-Grouz est conforme aux normes algériennes pour la mise en bouteille, la valeur limite étant de 25 °C. JO 51/00. Tableau 4-3 et 4-4. La température de l'eau de Beni- Haroun est beaucoup plus importante.

A long terme, l'effet saisonnier est très marqué et l'analyse de tendance générale de l'eau, montre que la température est stable au niveau du Hammam-Grouz et Manbaa El-Ghozlanes alors qu'elle a augmenté de 23.5 % au niveau de Beni- Haroun. Figure 4-3. Cette augmentation est probablement due au changement climatique qui se fait sentir beaucoup plus au niveau de la cote qu'à l'intérieur du continent.

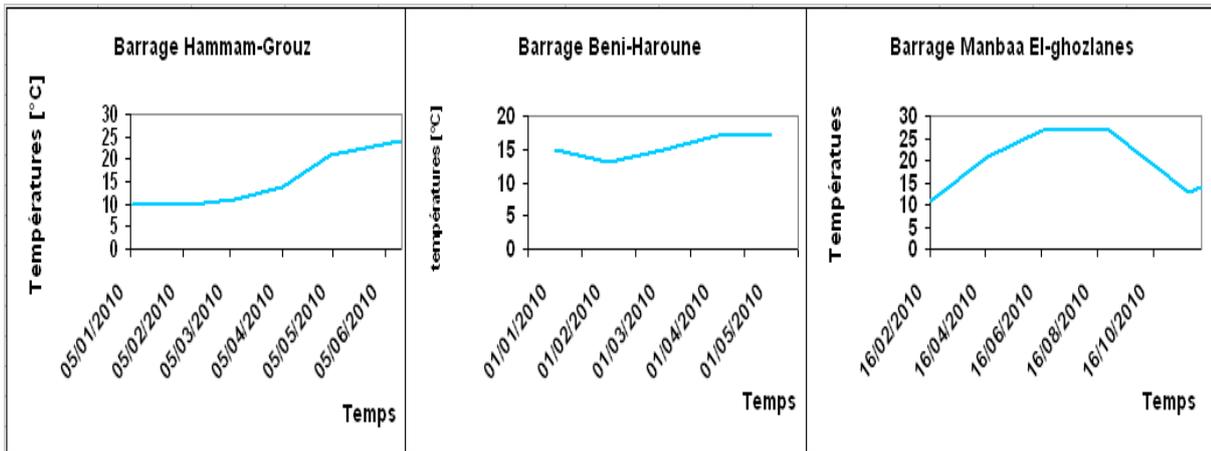


Figure 4-2 : Variation de la température de l'eau des trois barrages durant l'année 2010.

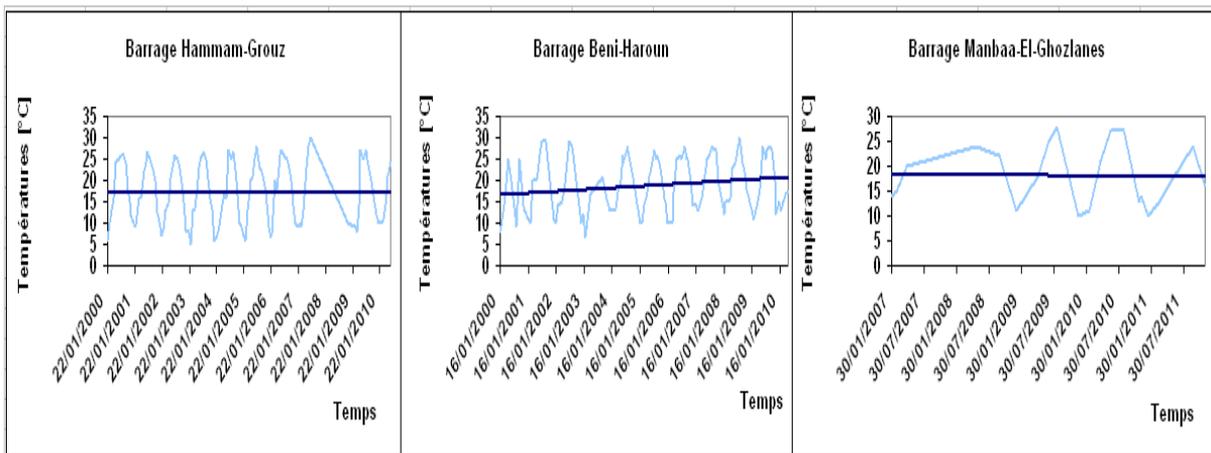


Figure 4-3 : Tendence de la température de l'eau des trois barrages durant la période d'étude.

4.3.3 Le pH :

Ce paramètre mesure la concentration des protons H^+ contenus dans l'eau, et donc l'acidité ou l'alcalinité de l'eau sur une échelle logarithmique de 0 à 14. Le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés et dépend de l'équilibre calco-carbonique de la formule (11). Ezzaouaq, 1991; El Blidi et al., 2003.



Le pH influence la plupart des mécanismes chimiques et biologiques dans les eaux. Habituellement, les valeurs du pH se situent entre 6 et 8,5 dans les eaux naturelles (Chapman et Kimstach., 1996). Il diminue en présence des teneurs élevées en matière organique et augmente en période d'été, lorsque l'évaporation est importante (Meybeck et al. 1996).

La norme internationale du pH pour l'eau potable varie entre 6.5 et 8.5. (WHO, 2011) donc ces eaux sont conformes à ces normes et également aux normes algériennes. Tableau 4-4. Figure 4-4. Pour les trois barrages, l'eau est nettement alcaline ce qui traduit la présence d'une eau calcaire

donc dure. La tendance générale sur les dix dernières années est à la baisse (-5%) suite à la présence de plus en plus de la matière organique. (Figure 4-5).

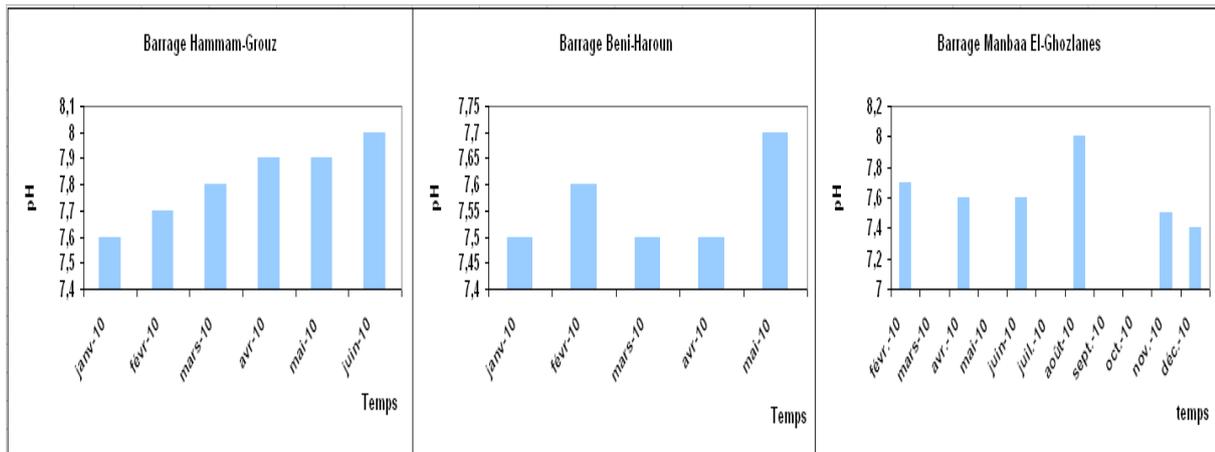


Figure 4-4 : Variation du pH des eaux des trois barrages durant l'année 2010.

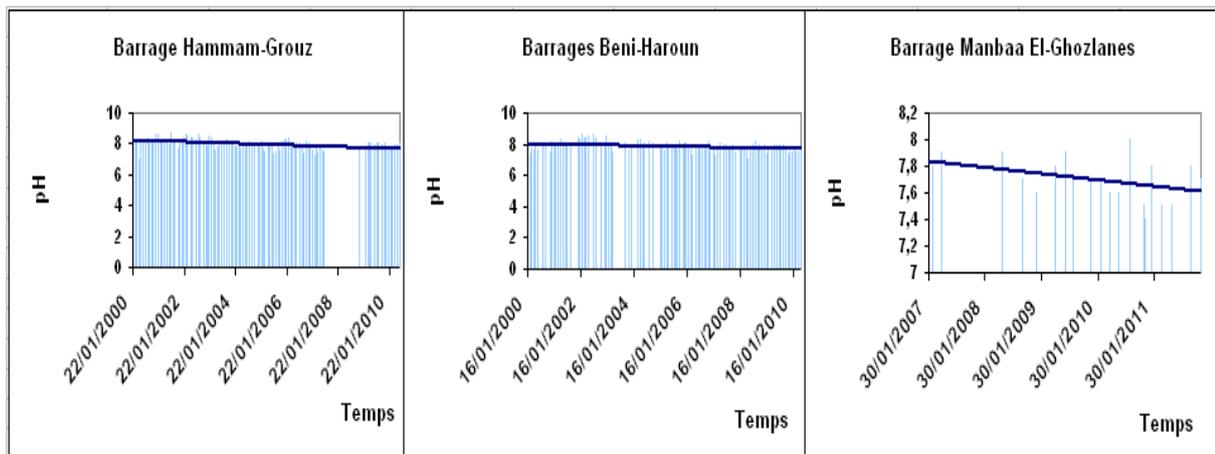


Figure 4-5 : Tendance du pH de l'eau des trois barrages durant la période d'étude.

Tableau 4-3 : Valeurs limites maximales des paramètres de rejets des installations de déversements industriels.

Annexe du décret exécutif 93-160 du 10 juillet 1993 (JO 46/93).

Paramètres	Unités	Valeurs maximales
Température	°C	30
pH	-	5.5 à 8.5
MES	mg/l	30
DBO ₅	mg/l O ₂	40
DCO	mg/l O ₂	120
Azote Kjeldahl	mg/l	40
Phosphates	mg/l	02
Cyanures	mg/l	0.1
Aluminium	mg/l	5
Cadmium	mg/l	0.2
Chrome 3+	mg/l	3
Chrome 6+	mg/l	0.1
Fer	mg/l	5
Manganèse	mg/l	1
Mercure	mg/l	0.01
Nickel	mg/l	5
Plomb	mg/l	1
Cuivre	mg/l	3
Zinc	mg/l	5
Huiles et graisses	mg/l	20
Hydrocarbures	mg/l	20
Phénols	mg/l	0.5
Solvants organiques	mg/l	20
Chlore actif	mg/l	1
PCB	mg/l	2
Détergents	mg/l	2
Tensio-actifs anioniques	mg/l	10

**Tableau 4-4 : Caractéristiques de qualité d'une eau minérale naturelle et d'une eau de source.
Arrêté du 26 juillet 2000 (JO n° 51/00)**

Paramètres	Teneur	Unité
PARAMETRES ORGANOLEPTIQUES		
Couleur	25	Mg/l
Odeur	Doit être accessible	Taux de dilution
Turbidité	1 – 2	NTU
Saveur	Doit être accessible	Taux de dilution
PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES		
Température	25	°C
pH	6.5 – 8.5	-
Conductivité électrique	2 800	µS.cm ⁻¹
Résidu sec (110 °C)	2 000	mg/l
Calcium	75 – 200	mg/l
Magnésium	150	mg/l
Sodium	200	mg/l
Potassium	20	mg/l
Chlorures	200 – 500	mg/l
Sulfates	200 – 400	mg/l
Carbonates – bicarbonates	-	-
SUBSTANCES INDESIRABLES		
Aluminium	0.2	mg/l
Nitrates	50	mg/l
Nitrites	0.1	mg/l
Ammonium	0.05 – 0.5	mg/l
Phosphates	0.5	mg/l
MO (permanganate)	3.5	mg/l
Bore	0.3	mg/l
Fer	0.3	mg/l
Cuivre	0.05 – 1.5	mg/l
Zinc	1 – 5	mg/l
Manganèse	0.5	mg/l
Baryum	0.7	mg/l
Phénols	-	-
Fluorures	0.8 – 2	mg/l
Argent	-	-
COT	-	-
Azote Kjeldahl	2	mg/l
SUBSTANCES TOXIQUES		
Arsenic	0.05	mg/l
Cadmium	0.01	mg/l
Cyanure	0.05	mg/l
Mercure	0.001	mg/l
Plomb	0.05	mg/l
Chrome	0.05	mg/l
Nickel	0.02	mg/l
Antimoine	0.005	mg/l
Sélénium	0.01	mg/l

4.3.4 La conductivité électrique :

La conductivité électrique désigne la capacité de l'eau à conduire un courant électrique et elle est déterminée par la teneur en substances dissoutes, la charge ionique, la capacité d'ionisation, la mobilité et la température de l'eau. Par conséquent, elle renseigne sur le degré de minéralisation d'une eau. (Jain et *al.*, 2005).

L'année 2010 est marquée par une charge ionique en liaison avec les saisons pluvieuses et sèches. La charge ionique des eaux de Menbaa El- Ghozlanes ne semble pas suivre cette logique à cause du caractère aride de la région et torrentielle des pluies. **Figure 4-6.**

Dans le Rhumel, les eaux sont moins chargées en amont (Hammam-Grouz) qu'en aval (Beni-Haroun). Au fur et à mesure de l'écoulement la dissolution des minéraux, s'accroît et l'Oued a tendance à se charger en sels dissous.

La conductivité électrique suit deux tendances opposées dans les trois barrages. Cette tendance est positive pour le Hammam-Grouz (66 %), négative pour Beni- Haroun (-52 %) et Manbaa El-Ghozlanes (-14.28 %). **Figure 4-7.** La tendance négative de Beni- Haroun est en liaison avec la mise en eau du barrage et du volume de plus en plus important emmagasiné dans la cuvette. Par contre la tendance positive qui s'opère au niveau du Hammam-Grouz est due à la vidange de la cuvette suite aux problèmes techniques que rencontre ce barrage. Cette vidange s'est accentuée par une concentration des sels dissous suite à l'évaporation de l'eau. Cette tendance a été signalée par les études antérieures. Boudoukha et Boulaarak, 2013.

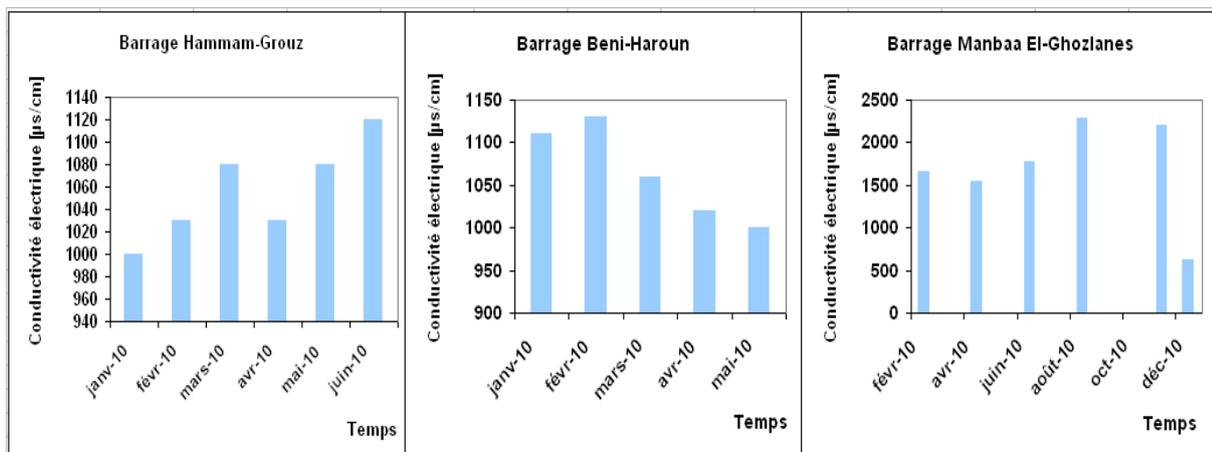


Figure 4-6 : Variation de la conductivité électrique (CE) au niveau des trois barrages pendant l'année 2010.

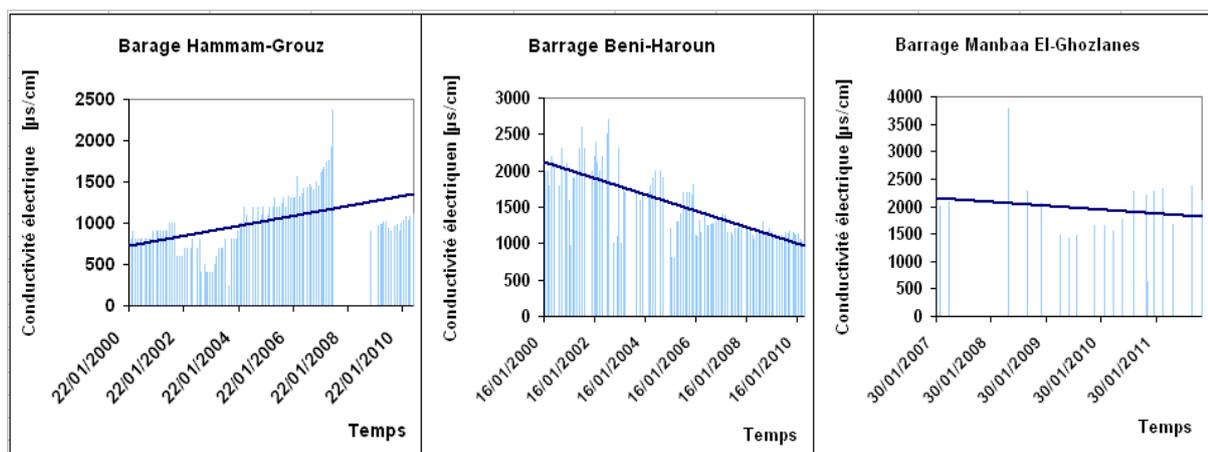
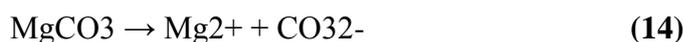
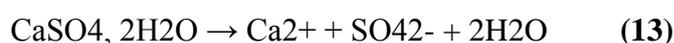
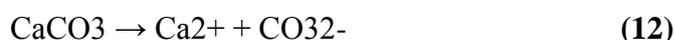


Figure 4-7 : Tendence de la conductivité électrique (CE) de l'eau des trois barrages durant la période d'étude.

4.3.5 La dureté totale :

Ce paramètre représente la teneur de l'eau en sels de métaux alcalino-terreux (sels de calcium, magnésium, strontium et baryum). Etant donné que le strontium et le baryum sont souvent présents dans l'eau sous forme de traces, la dureté totale se réduit à sa concentration en ions calcium et magnésium, exprimés en millimoles par litre ou en milligrammes par litre (m.mol/l ou mg/l) ou en degré français (°F). (Mc Neely et al., 1979 ; Morette, 1964).

La présence des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} dans l'eau est liée principalement à deux origines naturelles soit la dissolution des formations carbonatées (CaCO_3 , MgCO_3 , $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), soit la dissolution des formations gypseuses (CaSO_4) ou de la magnésite (MgCO_3) (Desjardins, 1997) selon les réactions 12, 13, 14 et 15.



Plusieurs classifications ont été proposées pour classer les eaux selon la dureté totale. Nous avons adopté celle de **Lefrou & Brachet, 1973. Tableau 4-5**. La dureté totale est calculée selon la formule 16 :

$$\text{DT (}^\circ\text{F)} = 5(\text{rCa}^{2+} + \text{rMg}^{2+}) \quad (16)$$

Tableau 4-5 : Classification de l'eau selon la dureté totale.

D.H.T (en °F)	0-7	7-15	15-25	25-42	>42
Qualification de l'eau	Très douce	douce	Moyennement dure	Dure	Très dure
B-H-Grouz (%)	0	1.89	16.04	69.81	12.26
B-B-Haroun(%)	0	2.86	35.24	50.48	11.43
B-M-El-Ghozlanes (%)	0	0	4.76	0	95.24

Les eaux de Hammam Grouz et Beni-Haroun sont moyennement dures à très dures celle de Manbaa El-Ghozlanes est très dure. Figure 4-8. Dans le Rhumel, on s'aperçoit que les eaux du Hammam-Grouz sont de qualité meilleure par rapport à ceux de Beni- Haroun qui deviennent de plus en plus chargées lors de l'écoulement. Les eaux de Menbaa El- Ghozlanes sont les plus chargées en éléments carbonatés qui se concentrent par évaporation, plus intense à cause du climat plus rude dans cette région.

A l'échelle saisonnière, la saison humide se caractérise par une faible dureté à cause de l'effet de dilution par les pluies hivernales. Par contre, la saison sèche est marquée par de fortes concentrations suite à l'évaporation que subie l'eau pendant cette période. Ceci est valable pour les trois barrages.

A long terme, on assiste à une tendance positive (70%) dans le Hammam-Grouz, une tendance négative (-54%) pour Beni- Haroun et -14,28 % pour Manbaa El-Ghozlanes pour les mêmes causes qu'on a évoquées pour la CE. Figure 4-9

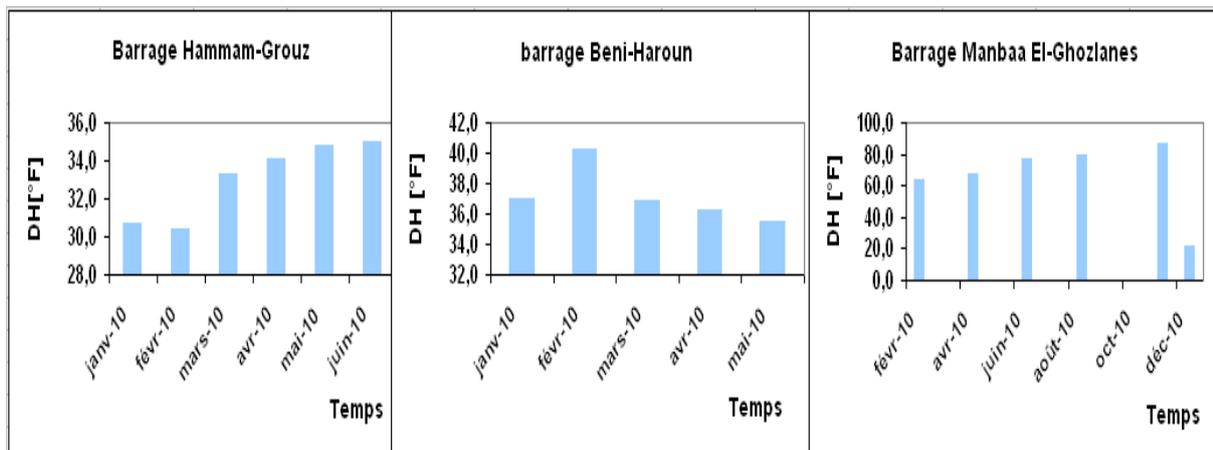


Figure 4-8 : Variation de la dureté totale (DH) au niveau des trois barrages pendant l'année 2010.

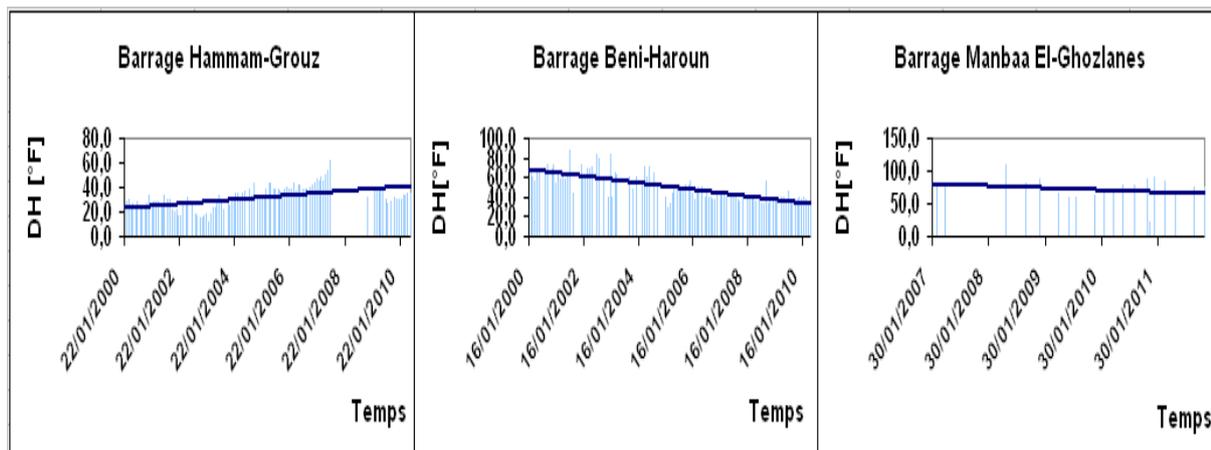


Figure 4-9 : Tendance de la dureté totale (DH) de l'eau des trois barrages durant la période d'étude.

4.4 Eléments dominants :

4.4.1 Faciès chimique :

Nombreuses sont les méthodes qui permettent la représentation graphique des caractéristiques physico-chimiques de l'eau. Nous nous limiterons ici au diagramme de PIPER, (1944), il est couramment utilisé dans la littérature. Ce diagramme est établi par le logiciel mis au point par Simler (2004) affilié au laboratoire d'hydrogéologie d'Avignon. Ce diagramme montre que toutes les eaux sont en général Sulfatées calciques. Figure 4-10, donc fortement influencées par les formations salifères et par les rejets des eaux urbaines. Ce faciès est en liaison avec l'écoulement de surface sur de grandes distances ce qui a permis à l'eau de se charger en ces éléments.

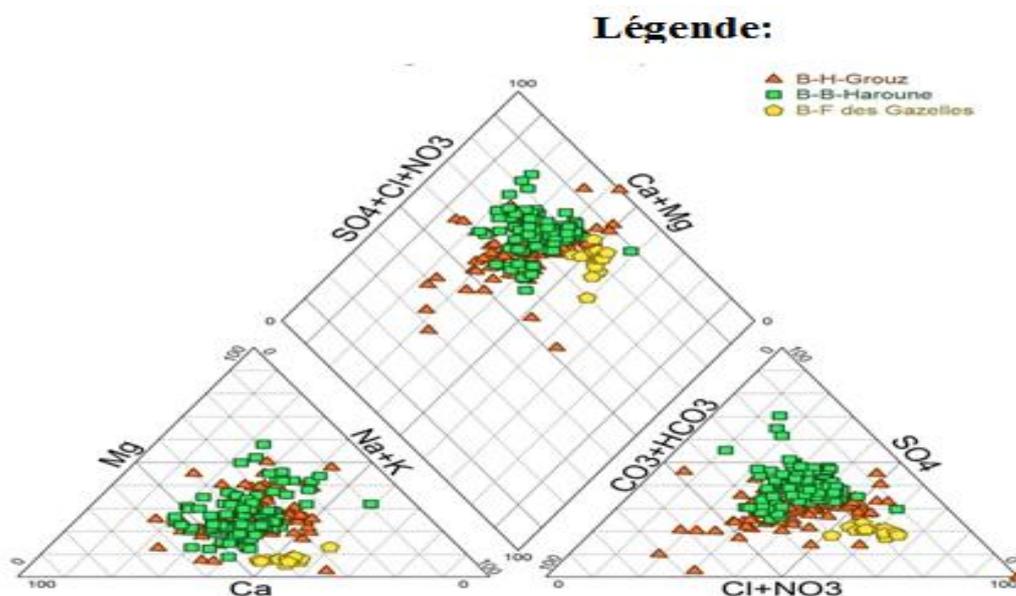


Figure 4-10 : Faciès chimiques des eaux des trois barrages entre 2000 et 2010.

4.4.2 Origine des éléments dominants :

L'origine des principaux éléments majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , SO_4^{2-} et Cl^-) qui caractérisent le faciès de l'eau et son évolution hydrochimique, est abordée à l'aide de diagrammes binaires.

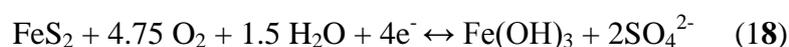
4.4.2.1 Calcium, magnésium et sulfates :

Le rapport molaire $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$, renseigne sur l'origine de ces éléments à partir de la dissolution de la calcite et de la dolomite. Si ce rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} \leq 1$, on a une dissolution de la dolomite par contre un rapport plus élevé témoigne de la dissolution de la calcite (Maya et Loucks, 1995). Quand il est supérieur à 2, il indique la dissolution des minéraux silicatés (Katz, *et al.*, 1998). Les éléments carbonatés des eaux du barrage de Menbaa El- Ghozlanes ont une origine silicatée, le rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ étant >2 . Ceci est probablement dû à un échange de base avec les silicates calciques et magnésiens. Par contre seuls 27% et 21% des éléments carbonatés ont une origine silicatée respectivement pour les eaux du Grouz et ceux de Beni- Haroun. Figure 4-11. L'origine dolomitique ne représente que 17 à 18% pour les eaux des deux autres barrages. Le reste des échantillons (56 à 61%) sont caractérisés par des rapports compris entre 1 et 2 et proviennent donc de la dissolution de la calcite pour les eaux des barrages du Hammam-Grouz et de Beni-Haroun.

L'origine de ces éléments majeurs a été également abordée à l'aide du diagramme $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} - \text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$. Figure 4-12. Si les points analytiques s'alignent autour de la droite de pente 1, les réactions dominantes sont dues à la dissolution de la calcite, la dolomite et le gypse cas des eaux du Hammam-Grouz. L'échange de base a tendance à déplacer les points vers le bas en raison de l'excès de $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$ ou vers le haut en raison de l'excès de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ (Cerling *et al.*, 1989; Fisher et Mulican, 1997). Ceci est le cas des eaux de Beni- Haroun. Ce processus se fait selon la réaction 17.



La présence de sulfates en grandes quantités dans les eaux du barrage (174 à 680 mg/l) pourrait également être attribuée à la dissolution de l'anhydrite **Figure 4-13** ou de l'oxydation de la pyrite selon la formule (18) proposée par Appelo et Postma (1993).



Pour H - Grouz, on a enregistré un excès de calcium qui pourrait avoir une deuxième origine liée à l'activité entropique.

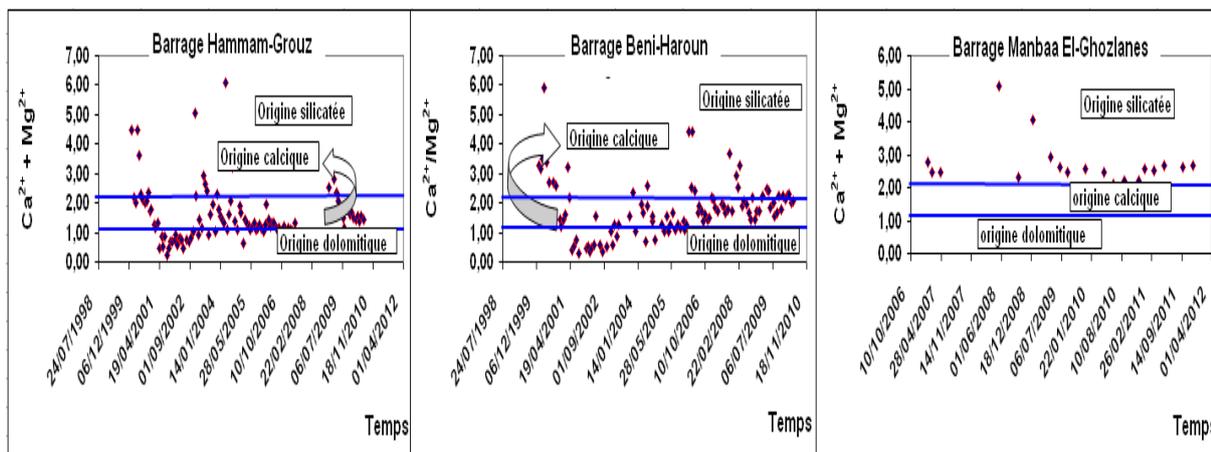


Figure 4-11 : Origine des éléments carbonatés des eaux des trois barrages.

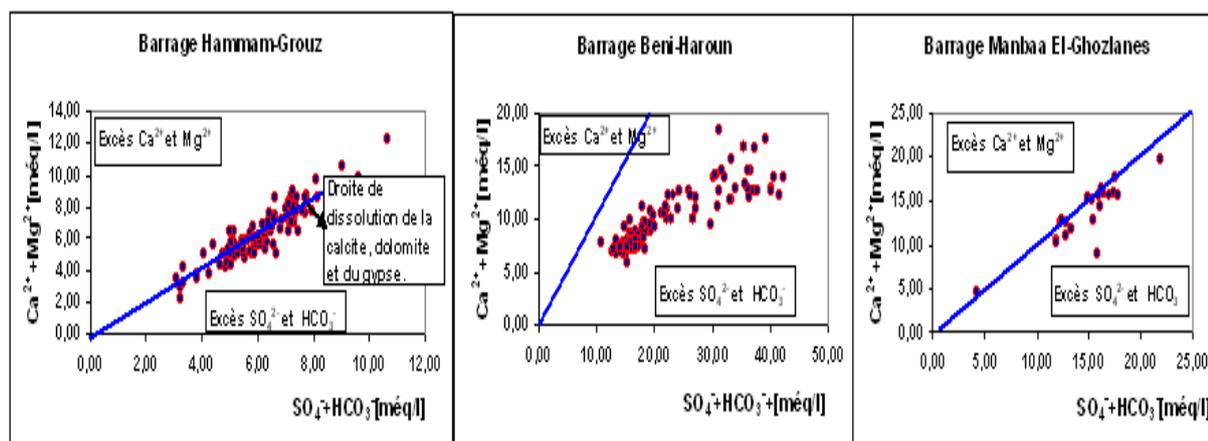


Figure 4-12 : Origine du calcium, magnésium et des sulfates dans les eaux des trois barrages.

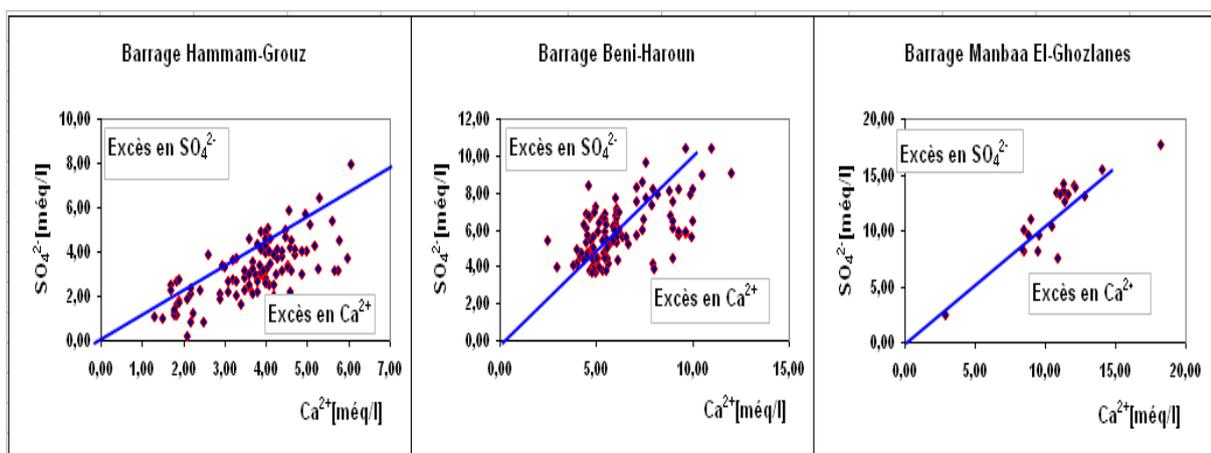


Figure 4-13 : Dissolution du gypse et de l'anhydrite dans les eaux des trois barrages.

4.4.2.2 Chlorures et sodium :

Il est connu que le chlore est une espèce chimique très mobile, interagissant faiblement avec l'encaissant et qui fait partie des éléments dits conservatifs, fréquemment employés comme

traceurs pour les études du cycle hydrologique. L'acquisition des teneurs en Cl^- et Na^+ peut résulter de la dissolution de l'halite ou à partir d'un mélange avec de l'eau de mer. Shouakar-Stash et al., 2007. Cette deuxième hypothèse se trouve écartée du fait de l'éloignement de la mer Méditerranée. Les points analytiques des échantillons d'eau des trois barrages, reportés dans un diagramme Na^+/Cl^- , montrent une bonne distribution autour d'une droite de pente égale à celle de la halite. Figure 4-14.

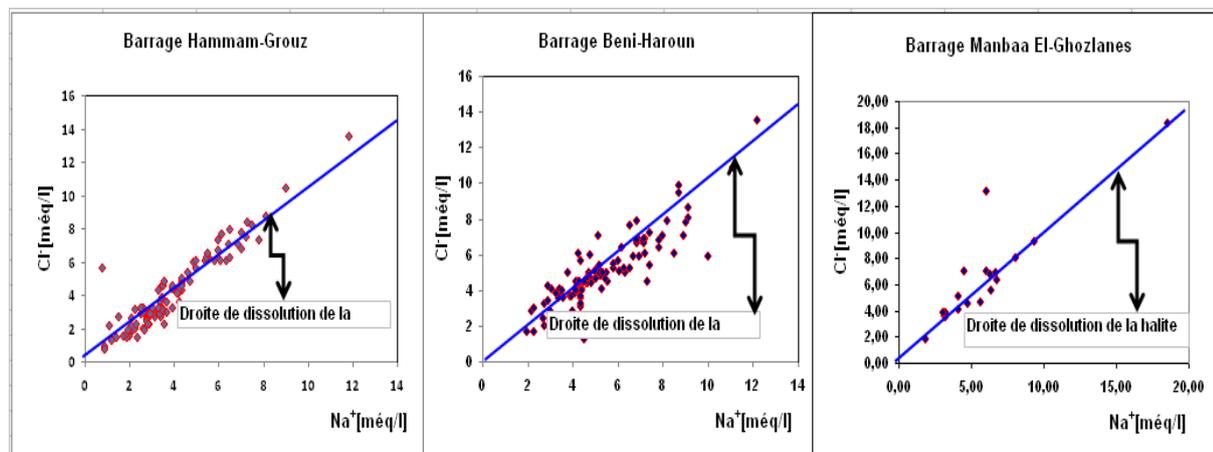
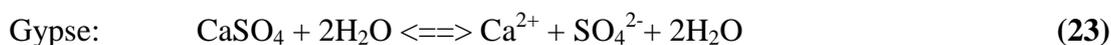
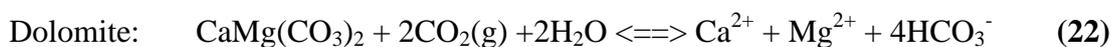
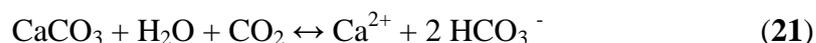


Figure 4-14 : Origine des chlorures et du sodium dans les eaux des trois barrages.

4.4.3 La salinité :

La salinité peut avoir deux origines, soit carbonatée soit salifère. Pour les différencier nous avons établi un digramme $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} / \text{Na}^+ + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-} - \text{CE}$. La salinité de l'eau des barrages semble être en liaison avec les évaporites. Ceci est en relation avec l'état d'équilibre de ces deux groupes de minéraux. Le rapport $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} / \text{Na}^+ + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ est dans la quasi-totalité des échantillons < 1 ce qui traduit l'influence des minéraux évaporitiques sur la salinité. **Figure 4-15**. Cette salinité est donc influencée en premier lieu par Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} mais en second lieu par Ca^{2+} et Mg^{2+} . **Figures 4-16 et 4-17**. Par contre le potassium et les bicarbonates ne semblent pas trop influencé la salinité de l'eau. **Figure 4-18**. La dissolution des minéraux carbonatés et évaporitiques se fait selon les réactions 19 à 24. (Appelo & Postma, 1993).



Les sulfates peuvent également provenir de l'oxydation des minéraux sulfurés comme la pyrite ou la marcassite (DROUBI, 1976 ; DROUBI *et al.*, 1976) selon la formule (25).

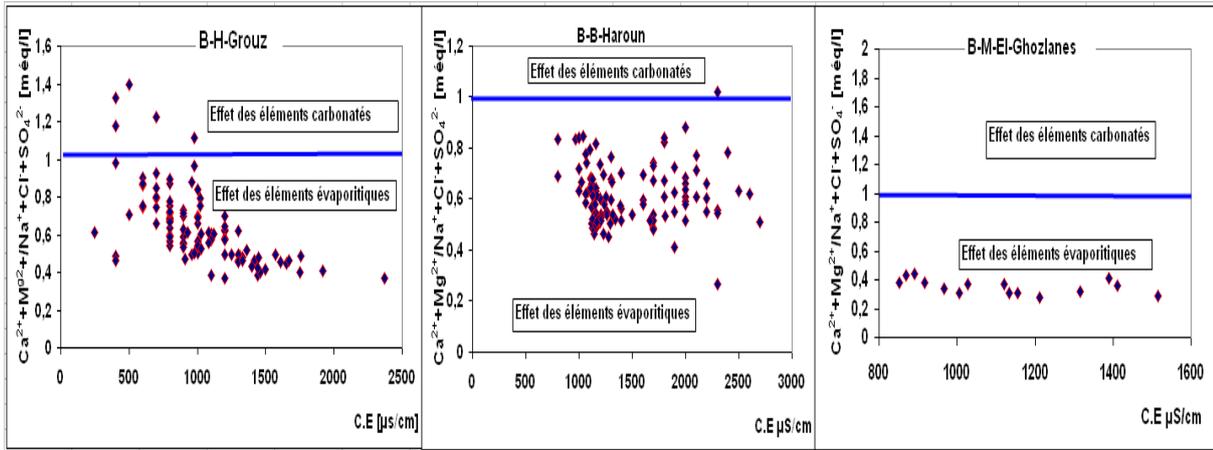
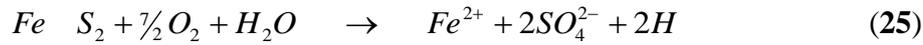


Figure 4-15 : Origine de la salinité des eaux des trois barrages.

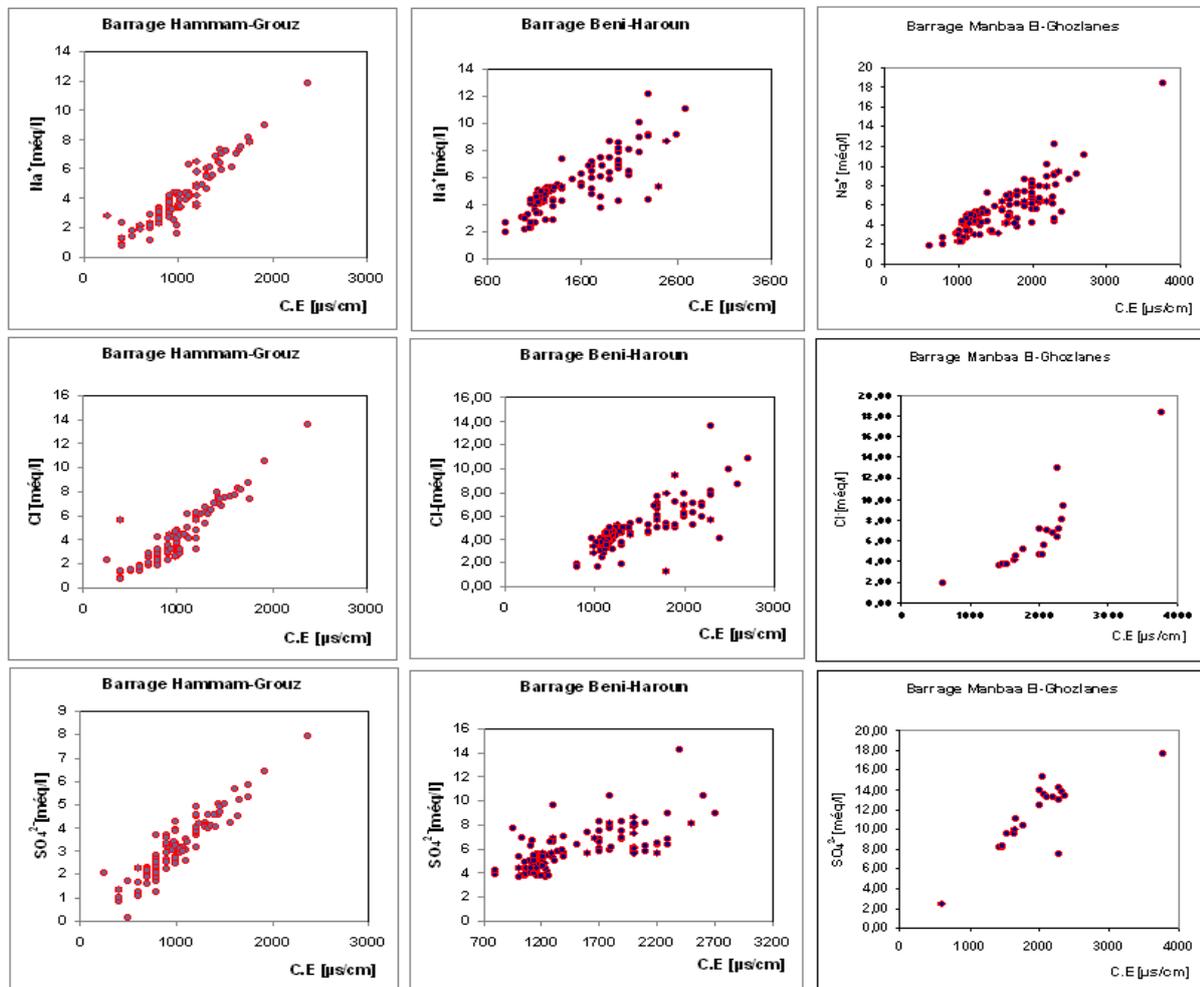


Figure 4-16 : Liaison de la salinité avec les éléments évaporitiques.

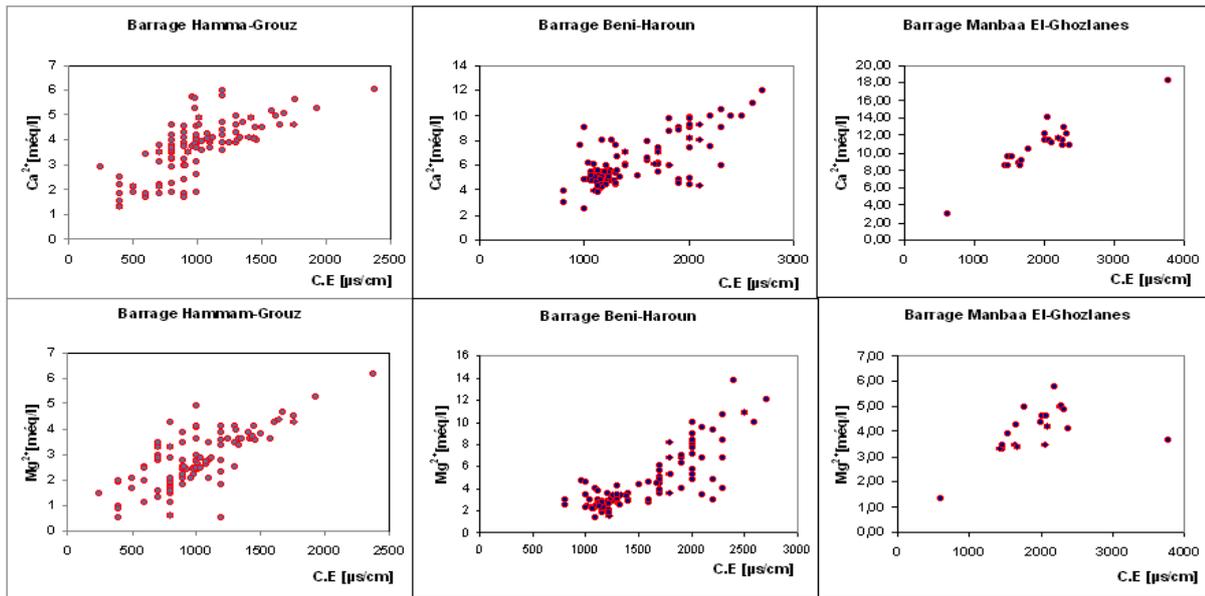


Figure 4-17 : Liaison de la salinité avec les éléments carbonatés.

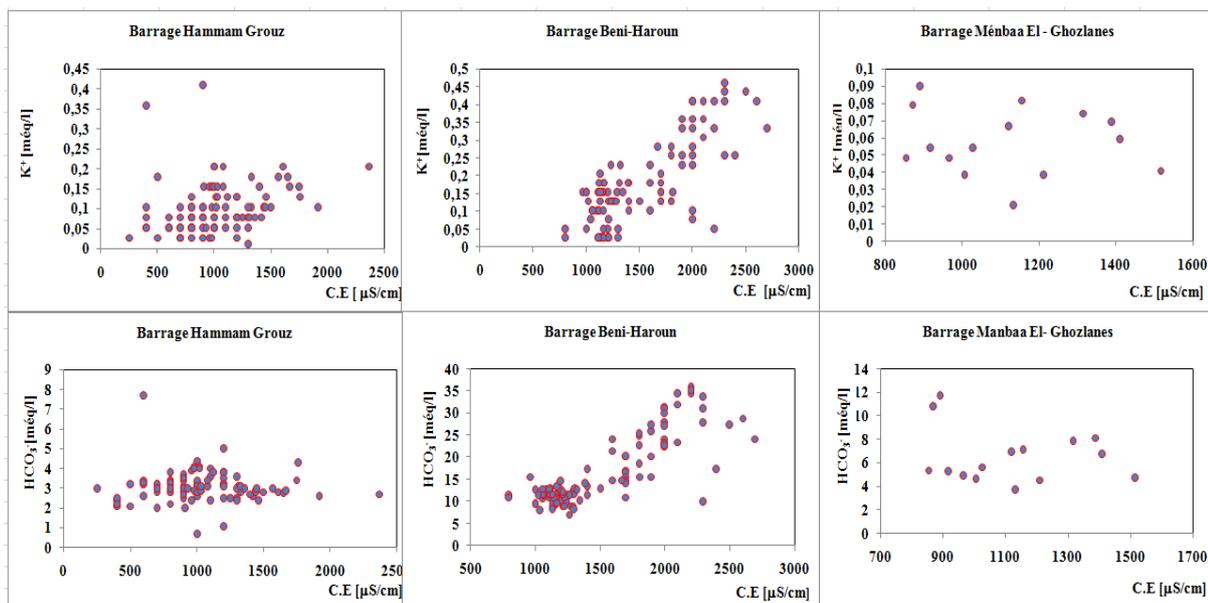


Figure 4-18 : Liaison de la salinité avec le potassium et les bicarbonates.

4.4.4 Variation des Éléments chimiques majeurs :

Les tendances linéaires ont été déterminées à l'aide des concentrations instantanées (figure 4-19), les valeurs moyennes initiales et finales pour la période considérée ont permis de calculer ces variations. Pour la plupart des paramètres, la pente diffère significativement de zéro (-113.3 % à 175 %). Les éléments carbonatés ont enregistré une tendance négative allant de -18.64 % (Ca^{2+}) à -46.67 % (Mg^{2+}) par contre les tendances positives ont été enregistrées pour les éléments salifères (64 % pour SO_4^{2-} , 50 % pour Cl^- , 40.74 % pour Na^+ et 76.47 % pour K^+). Ces différentes tendances sont à mettre en relation avec l'état d'équilibre des différents minéraux

dans l'eau. La précipitation des minéraux carbonatés engendre une baisse du calcium et du magnésium (pente négative) par contre la dissolution de certains minéraux évaporitiques (halite et sylvite) et l'utilisation des engrais potassiques, entraînent une augmentation de Cl^- , Na^+ et K^+ . Le gypse et l'anhydrite sont en équilibre avec l'eau ce qui n'a engendré qu'une faible augmentation de SO_4^{2-} . Ces variations chimiques se sont traduites par une augmentation de la salinité globale (CE) de 72.36 % et une baisse du pH de 3.87 %. (Figure 4-20).

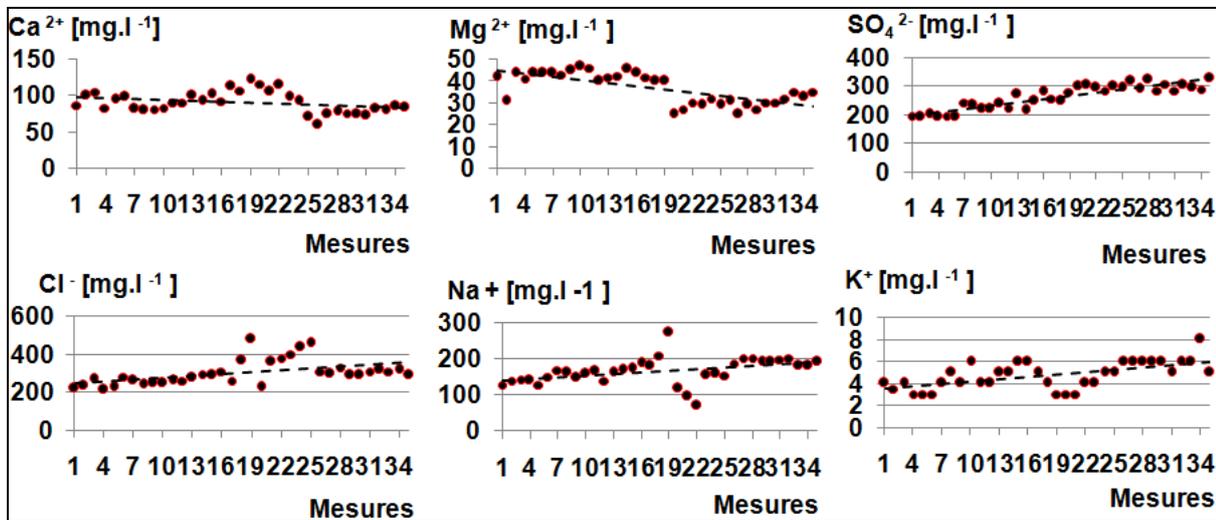


Figure 4-19 : Variation des éléments majeurs. Barrage H-Grouz : 2007-2010.

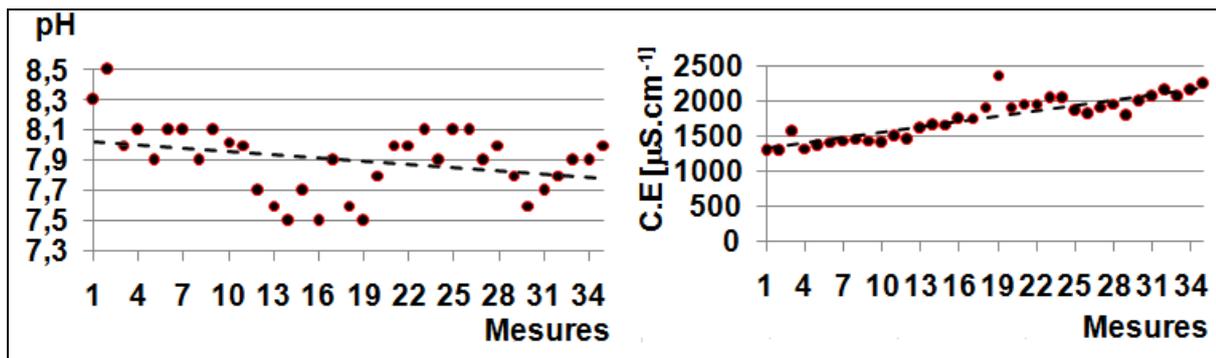


Figure 4-20 : Variation du pH et de la Conductivité électrique. Barrage H-Grouz : 2007-2010.

4.4.5 Facteur de concentration :

Un traceur conservatif comme étant une substance ou une grandeur calculée qui marque les flux d'eau sans interagir avec son environnement. Rbolzi et *al.*, (1993). Seuls des processus tels que la concentration par évaporation ou le mélange d'eau font varier sa concentration proportionnellement aux variations du volume. Ceci peut se traduire par la relation simple de proportionnalité entre la molalité d'un traceur T à l'état initial d'indice i, et sa molalité après évaporation d'une fraction d'eau d'indice f selon la formule 26.

$$[T]_f = FC.[T]_i \quad (26)$$

L'étude de la chimie des solutions lors de processus de concentration permet de mettre en évidence des comportements différents selon les éléments. Droubi, 1976 ; Fritz, 1981 ; Gac, 1980 ; Gallati, 1980 ; Valles, 1987. Dans la gamme de concentration étudiée, le chlorure peut être considéré comme inerte par rapport à la matrice, il peut constituer un critère d'estimation du facteur de concentration (FC). Ce dernier peut être estimé égal au rapport entre la teneur en chlorures de l'échantillon et celle de l'eau la plus diluée. On procède par la suite à un classement de nos analyses selon leur teneur en ion chlorure, et suivre l'évolution de la molalité de chaque élément majeur dominant depuis les échantillons d'eau les plus dilués, aux échantillons les plus concentrés, en fonction de la molalité croissante de Cl^- . Gueddari, 1984. Le nuage de points représentant les données de terrain ne s'oriente jamais suivant une pente supérieure à l'unité cela indique que la détermination du facteur de concentration des solutions à partir de leur molalité en ions chlorures est acceptable. Barbiero, 1992. Figure 4-21. Cette technique a été utilisée avec succès dans quelques travaux dans le Sud Algérien. Brinis, 2011 et Nezli *et al.*, 2007. Abdesselam, 2013. En ce qui nous concerne, nous allons l'appliquer aux données chimiques des trois barrages mais seuls la CE et les éléments majeurs dominants seront pris en considération. (Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- et Na^+). On peut remarquer que les solutions se concentrent jusqu'à un facteur de concentration $FC=10$ soit $\log(FC)=1$ pour Menbaa El-Ghozlanes, $FC= 19.2$ soit $\log(FC)=1.28$ pour Hammam-Grouz et un $FC= 10.66$ soit $\log(FC)=1.02$ pour Beni-Haroun.

Le test de cette relation, se fait à l'aide l'évolution de la C.E en fonction de FC. On s'aperçoit que les deux droites qui représentent la tendance des deux variables, sont pratiquement parallèles surtout pour Hammam-Grouz et Beni-Haroun. Pour Menbaa El-Ghozlanes, l'évolution de la C.E est légèrement différente de celle du FC probablement à cause de l'effet du climat aride à semi-aride. Figure 4-22. Mais nous pensons qu'on peut considérer que l'utilisation des chlorures pour le calcul du FC est justifiée.

L'étude de l'évolution de la concentration croissante de Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} et SO_4^{2-} , a été faite en fonction de FC. Cette évolution se fait sensiblement de la même manière que le FC pour tous les éléments des eaux de Menbaa El- Ghozlanes. Par contre pour les eaux du Hammam-Grouz, la teneur du Ca^{2+} , du Mg^{2+} et de SO_4^{2-} évoluent d'une manière plus faible à partir d'un $FC = 0.5$ probablement suite à une précipitation. Par contre au niveau de Beni- Haroun, la tendance est la même depuis l'origine pour les trois éléments. (Figure 4-23).

Pour ce qui de Na^+ , la tendance est identique à celle de Cl^- . (Figure 4-24).

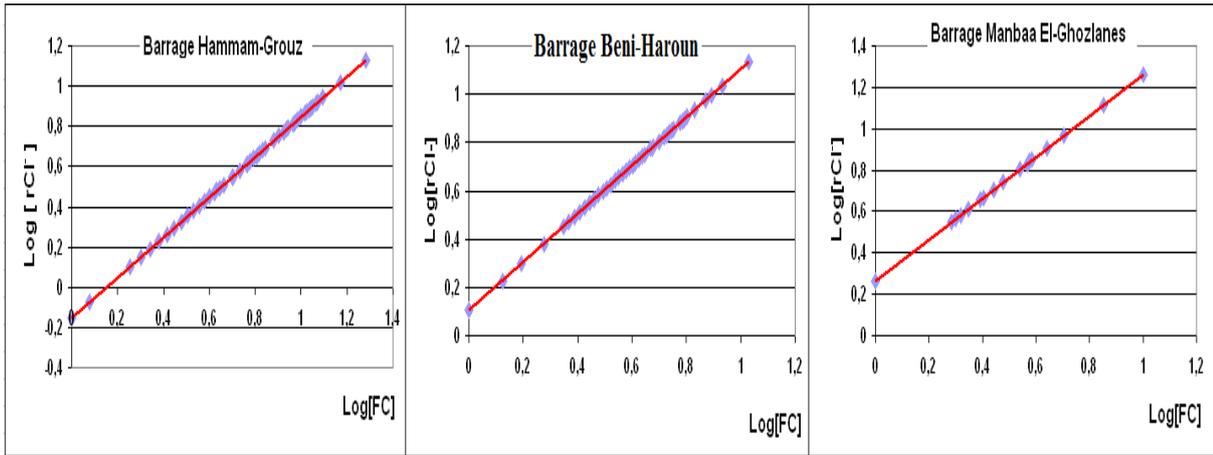


Figure 4-21 : Facteur de concentration des eaux des trois barrages.

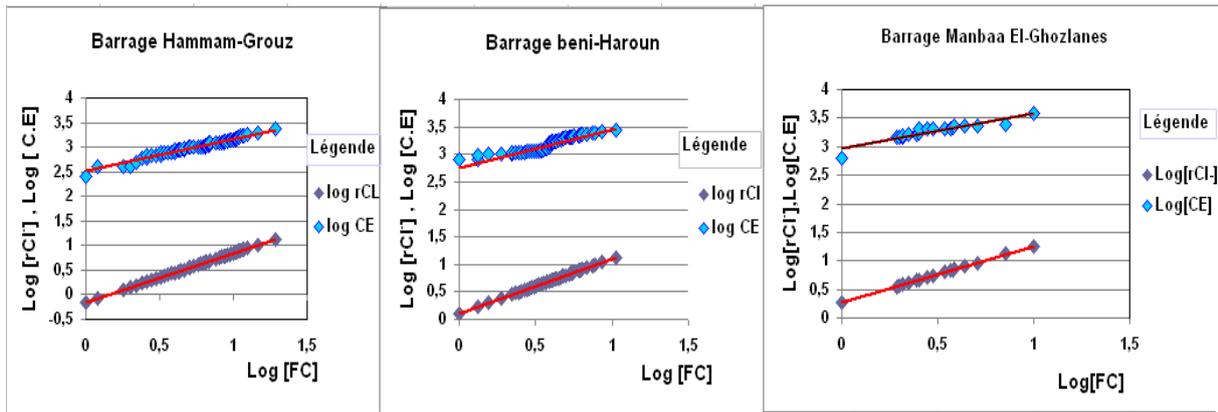


Figure 4-22 : La conductivité électrique en fonction du facteur de concentration des eaux des trois barrages.

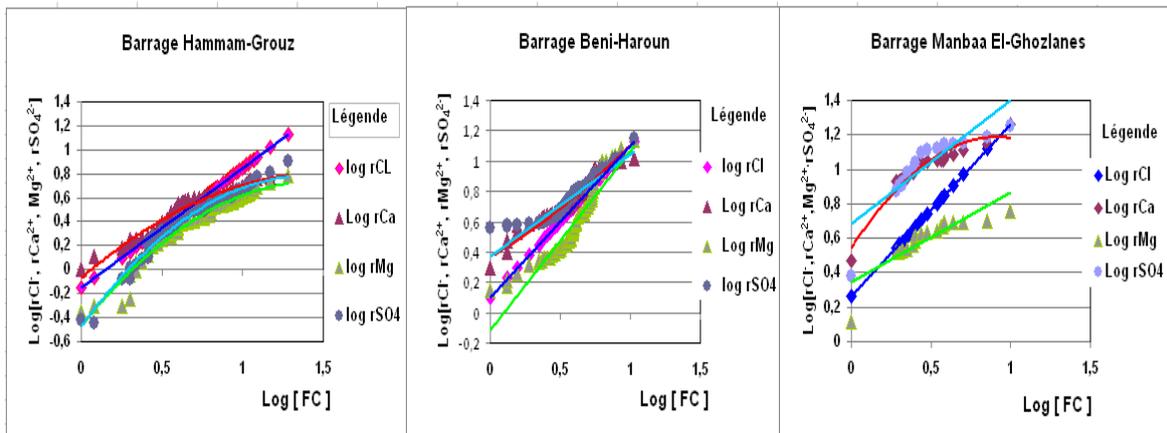


Figure 4-23 : variation des chlorures, du calcium, du magnésium et des sulfates en fonction du facteur de concentration des eaux des trois barrages.

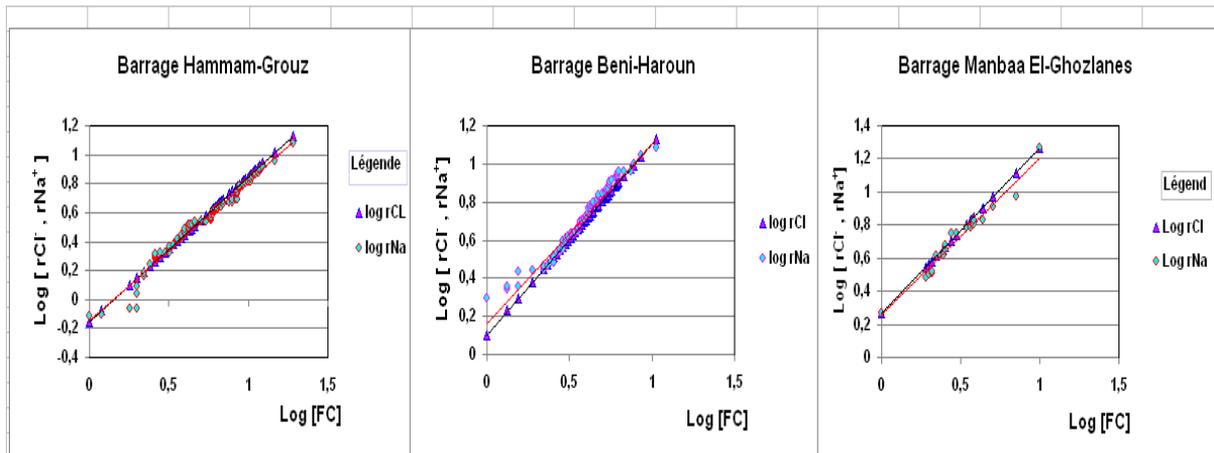


Figure 4-24 : Liaison du sodium en fonction du facteur de concentration des eaux des trois barrages.

4.5 Analyse statistique :

4.5.1 Statistiques préliminaires des analyses chimiques :

4.5.1.1 Analyse par composantes principales :

Les données des analyses chimiques des trois barrages permettent d'avoir trois matrices de 16 lignes et 10 colonnes pour Menbaa El- Ghozlanes, et 11 lignes et 12 colonnes pour Hammam-Grouz et Beni- Haroun. Ces trois matrices ont fait l'objet de trois analyses en composantes principales (ACP). L'ACP est une méthode d'analyse de données multivariées, qui tente d'expliquer la variabilité des données en transformant l'ensemble des corrélations possibles des grandeurs de mesure en un ensemble réduit corrélable. Farnham et al. 2002 Foucart, 1982 ; Jolliffe, 2002; Kiers, 1991. Bien que certaines informations pertinentes sur la variabilité puissent être perdues dans cette transformation, l'interprétation du système est grandement simplifiée et il peut être facilement visualisé de manière à extraire les informations utiles sur les relations entre les variables et les échantillons. Ouyang, 2005; Pardo et al., 2004.

Cette analyse tente de chercher des combinaisons linéaires des variables originales avec un maximum de variance, appelées composantes principales (CP). Tauler et al., 2000; SINGH et al., 2005. Puis ces CP sont classées par variance successive décroissante. Farnham et al., 2002. Le critère de Kaiser (Kaiser, 1960) a été appliqué afin de déterminer le nombre total de CP significatives. Selon ce critère, seules les CP ayant une valeur propre supérieure ou égale à 1 seront acceptées comme sources possibles de variance dans les données. Une fois les CP expliquant la variance maximale sont obtenues, afin de faciliter leur interprétation, des représentations horizontales ou orthogonales sont effectuées. WISE et al. 2004. Cette analyse permet de restituer une matrice de corrélation qui est couramment utilisée pour estimer la

relation entre deux variables, montrant ainsi le degré de liaison entre les différents éléments. Boudoukha et *al.*, 2012 .

Cette méthode statistique a été largement appliquée pour enquêter sur des phénomènes de l'environnement et les processus hydrogéochimiques à travers le Monde, (Anazawa et *al.*, 2003 ; Güler et Thyne, 2004) et en Algérie (Belhadj et *al.*, 2011 ; Belkhiri et *al.*, 2011 ; Boudoukha et Athamna, 2012 ; boudoukha et *al.*, 2012 ; Tiri et *al.*, 2011).

Les variables utilisées pour les trois barrages ont été consignées dans le Tableau 4-6. L'analyse a été poussée jusqu'à 10 facteurs mais selon le critère de Kaiser, seuls 2 CP ont été retenues pour Menbaa El- Ghozlanes, 4 CP pour Hammam-Grouz et 3 CP pour Beni- Haroun. Tableau 4-7. La variance totale exprimée par les différentes CP retenues est de 86.3% pour Menbaa El- Ghozlanes, 79.6 % pour Hammam-Grouz et de 82.9 % pour Beni- Haroun ce qui est assez bon et peut être utilisé pour identifier les principales variations de l'hydrochimie.

Tableau 4-6 : Variables utilisées dans le traitement par ACP pour les trois barrages.

Menbaa El- Ghozlanes	T	pH	CE	MES	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻
Hammam-Grouz et Beni-Haroun	T	pH	CE	MES	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻

Tableau 4 -7 : Les CP retenues pour chaque ACP.

Barrage Manbaa-El-Ghozlanes				
	CP1	CP 2		
Valeur propre	7,362	1,267		
Variance (%)	73,620	12,668		
Variance cumulée (%)	73,620	86,288		
Barrage Hammam-Grouz				
	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4
Valeur propre	5,445	2,632	1,184	1,087
Variance (%)	41,881	20,248	9,108	8,362
Variance cumulée (%)	41,881	62,129	71,236	79,598
Barrage Beni-Haroun				
	CP 1	CP 2	CP 3	
Valeur propre	7,826	1,650	1,301	
Variance (%)	60,204	12,694	10,011	
Variance cumulée (%)	60,204	72,898	82,909	

La CP1 a expliqué entre 73.62 % et 41.88 % de la variance totale des données, et il a été clairement expliqué par la quasi-totalité des variables pour les trois barrages. C'est donc la CP de la minéralisation liée aux évaporites et aux carbonates (NaCl , KCl , $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, CaSO_4 , $\text{CaSO}_4 \cdot (\text{H}_2\text{O})_2$, Na_2SO_4 , CaCO_3 et $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$).

Pour Menbaa El- Ghozlanes, seuls le pH et la conductivité ne sont pas déterminés par cette CP. Pour le Hammam-Grouz, seules les variables (MES , Ca^{2+} et Mg^{2+}) ne sont pas déterminées par cette composante et évoluent en sens inverse avec le reste des variables principales. Pour Beni-Haroun, le long parcours effectué par l'eau d'amont en aval, a permis aux différentes variables d'être expliquées par cette composante, exceptée la MES. Figure 4-25.

La seconde composante principale, est déterminée par la pollution anthropique représentée par la matière en suspension. La température semble s'associer à ces deux variables dans le Rhumel. Figure 4-26.

Les CP3 et CP4, ne semblent être déterminées par aucune variable malgré qu'ils contribuent entre 8 et 10% de la variance et des valeurs propres supérieures à 1. Figure 4-27.

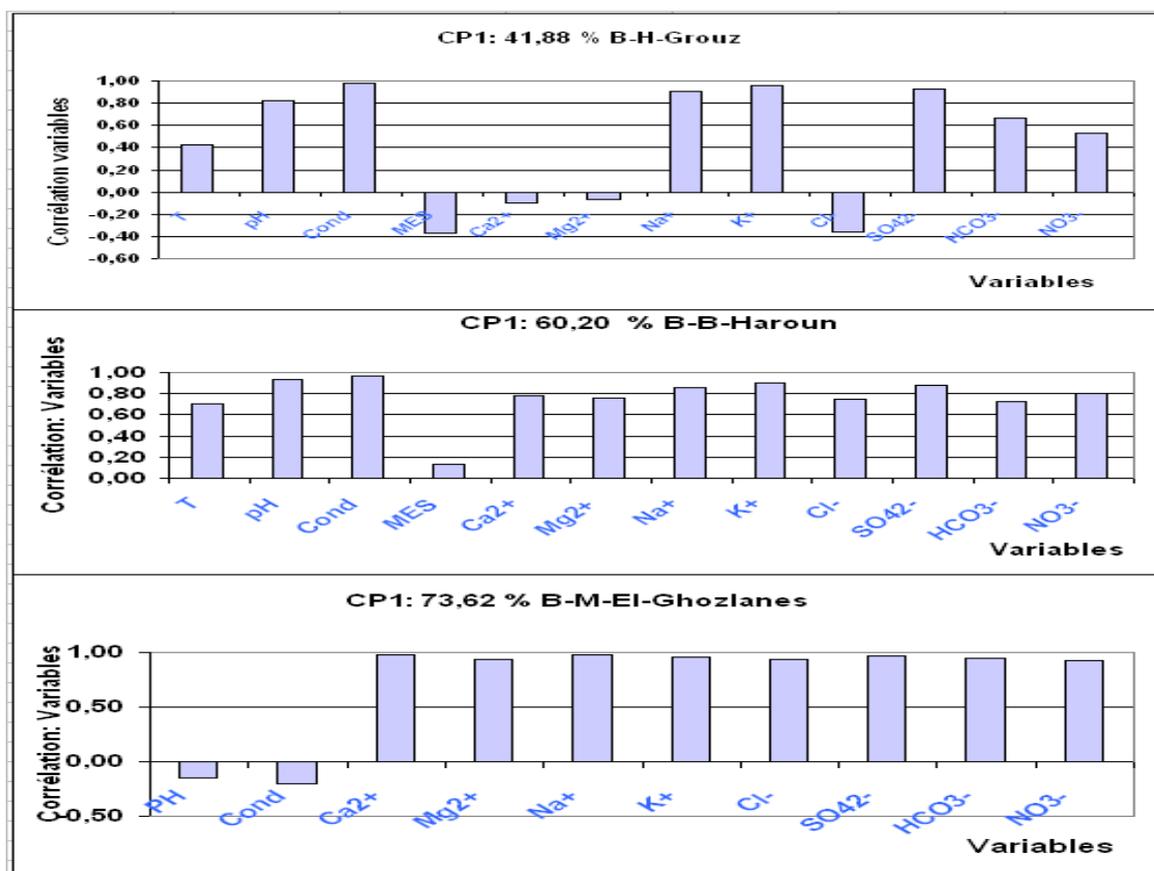


Figure 4-25 : Variation des variables selon CP1 pour les trois barrages.

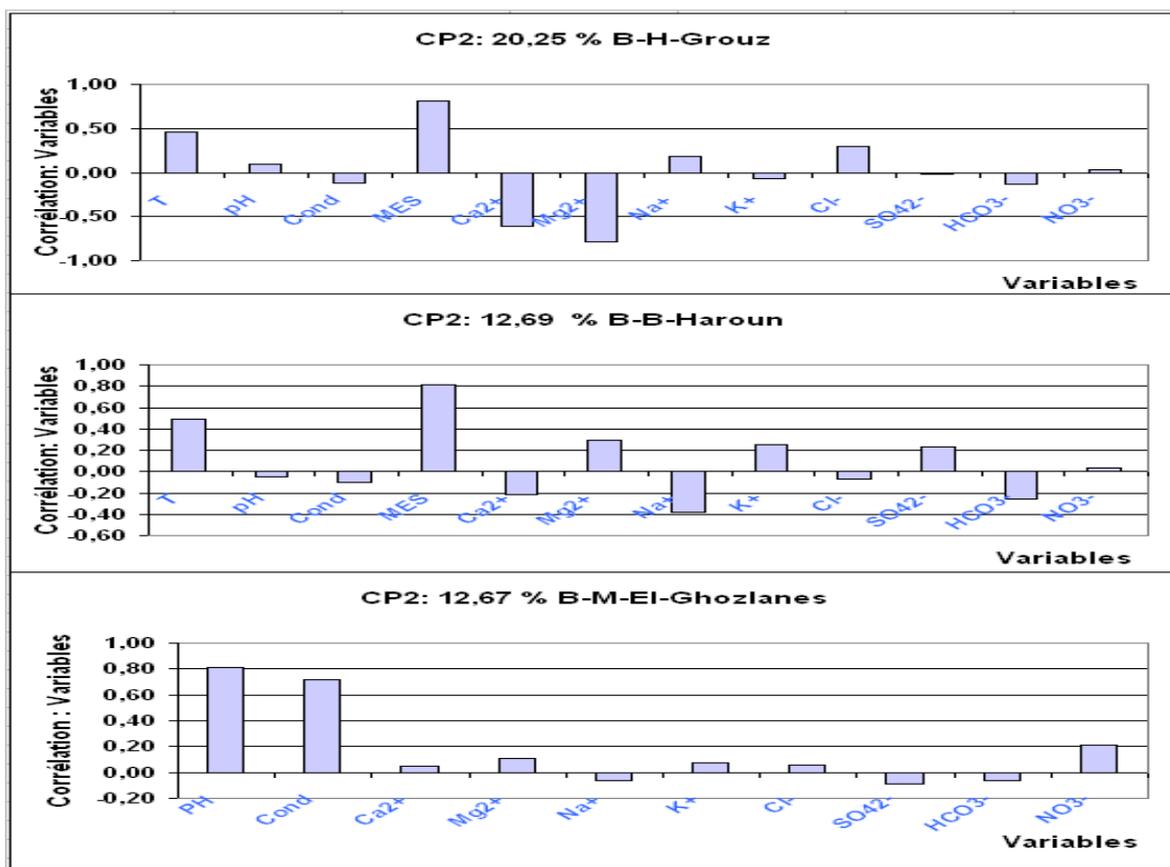


Figure 4-26 : Variation des variables selon CP2 pour les trois barrages.

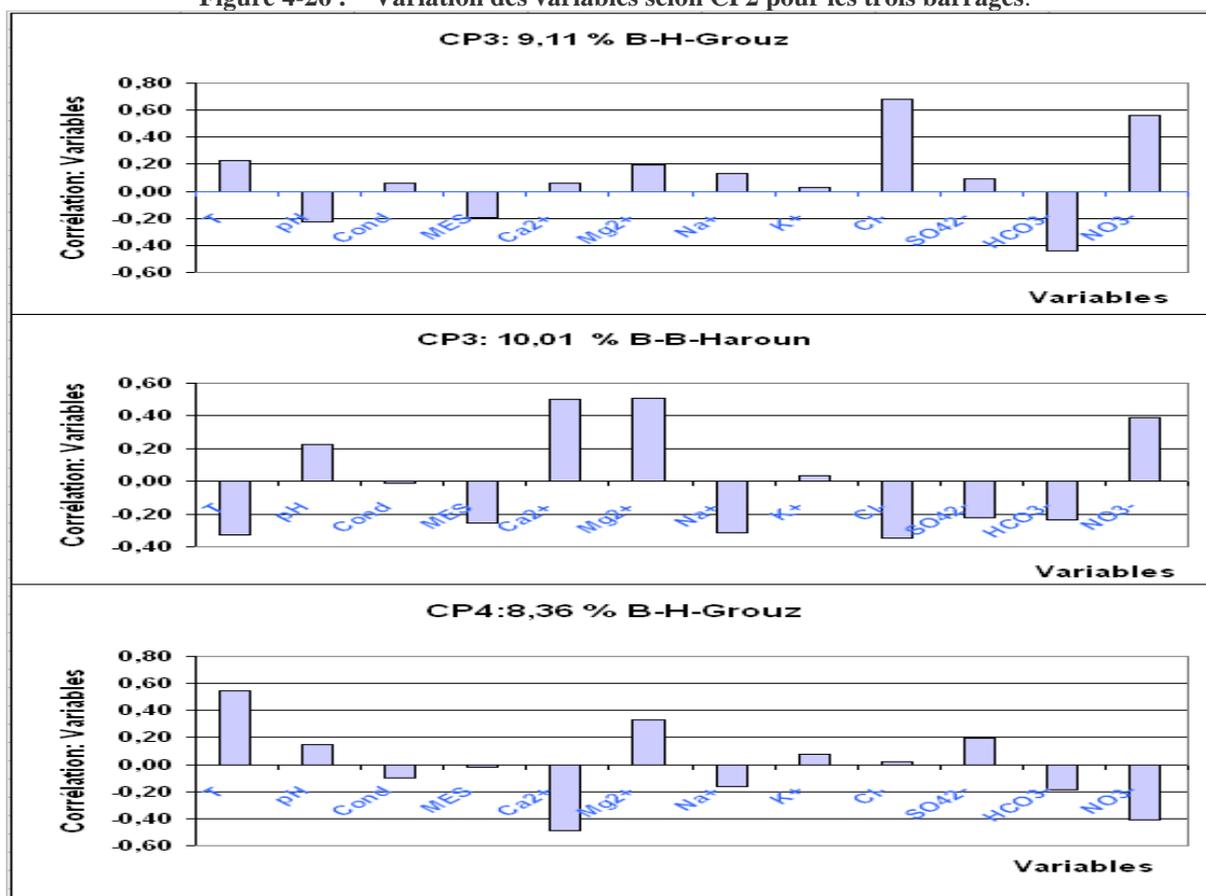


Figure 4-27 : Variation des variables selon CP3 pour les trois barrages.

4.5.1.2 Classification ascendante hiérarchique (C.A.H) :

A- Principe de la méthode :

Cette méthode consiste à classer ("**n**" variables et "**p**" observations); telle que chaque observation comporte **n** variables mesurables. Les éléments à classer sont des vecteurs et l'ensemble qu'ils constituent est muni d'une distance euclidienne : on peut alors construire une matrice des distances entre les variables et les observations. On définit ensuite un critère d'affectation ou d'inertie de regroupement de ces vecteurs, c'est à dire une règle de calcul des distances entre les groupements de variables ou d'observations. Les deux groupements dont la distance est la plus faible (selon ce critère) se réunissent, et on itère le processus jusqu'au regroupement complet des classes. On peut représenter cette classification dite ascendante hiérarchique par un arbre, appelé dendrogramme ou arbre de classification. Saporta, 2011.

B- Analyse de groupement :

Une analyse de groupement a été utilisée pour déterminer si les échantillons des eaux des trois barrages peuvent être regroupés statistiquement. Cet outil statistique a été utilisé avec succès pour étudier et classer différents types de sédiments (HUISMAN et KIDEN, 1998 ; TEBENS *et al.*, 2001), et les processus hydrogéochimiques (Cameron, 1996 ; Duffy et Brandes, 2001; Gupta et Subramanian, 1998 ; Momen *et al.*, 1996). La CAH a également été utilisée pour identifier les variations temporelles et spatiales de la chimie de l'eau dans le lac de George à New York. De même Tariq *et al.*, (2006) ont utilisé ces techniques multivariées pour étudier les éléments traces au niveau des effluents de tannerie en Peshawar au Pakistan. Leur étude a porté sur des échantillons des effluents de tannerie, des eaux souterraines et des sols à l'aide d'outils multivariés qui ont pu mettre en relation des espèces chimiques importantes de trois milieux (eaux souterraines, de surface et tannerie). En Algérie, (Brinis, 2011 ; Belkhiri *et al.*, 2010) ont utilisé cette technique pour classer les échantillons d'eau en groupes hydrochimiques distincts. Nous avons utilisé cette classification pour les variables à l'aide du logiciel XLSTAT 2007.1.

Cette analyse de groupement montre trois à quatre groupes d'eau selon les cas. Figure 4-28. La conductivité électrique semble être un facteur majeur de distinction entre les groupes. En termes de valeurs absolues, ce paramètre augmente du Hammam-Grouz vers Beni- Haroun (800 à 2022 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et il est de l'ordre de 1120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en moyenne pour Menbaa El- Ghozlanes. Ce dernier se trouvant dans une zone aride à semi-aride par contre du Hammam-Grouz vers Beni-Haroun, la concentration augmente le long du ruissellement mais le grand volume d'eau du barrage de Beni-Haroun fait chuter la salinité par dilution.

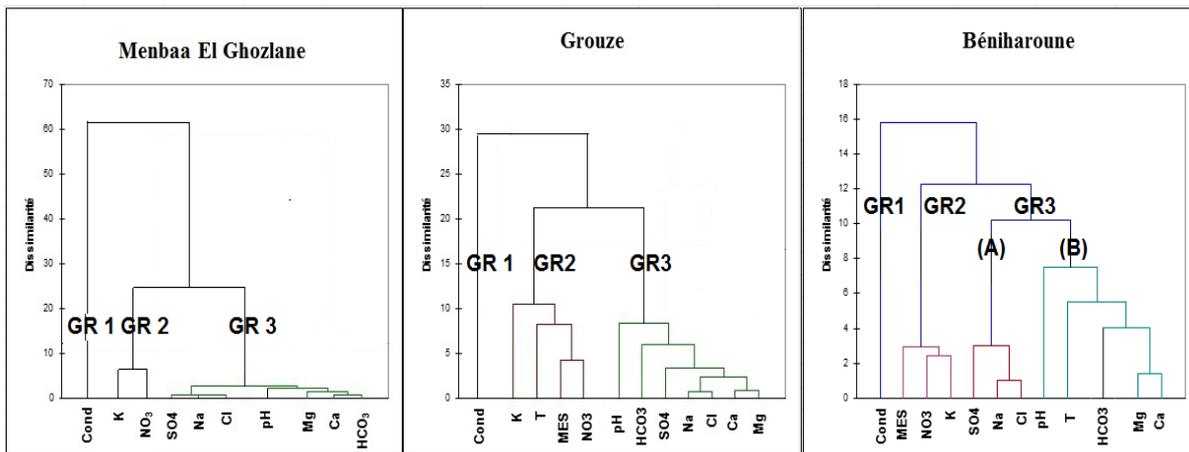


Figure4-28 : Dendrogramme des eaux des trois barrages.

La CE contrôle le reste des éléments qui se distinguent en deux groupes pour les trois barrages. Au niveau de Beni- Haroun, la division du groupe trois se fait en deux sous- groupes, évaporitique et carbonaté, chose qu'on n'a pas pu avoir avec les autres techniques.

4.6 Paramètres de pollution :

4.6.1 Matière en suspension (MES) :

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont fonctions de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. (Rodier, 1996). Une telle hausse peut aussi entraîner un réchauffement de l'eau, lequel aura pour effet de réduire la qualité de l'habitat pour les organismes d'eau froide. (Hebert et Legre, 2000). Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution.

Pour les trois barrages, la variation de ce paramètre suit le cycle hydrologique. Le maximum est atteint pendant la période de crue. Figure 4-29. Le taux le plus élevé est observé à Beni- Haroun, ceci est certainement dû à la superficie du bassin versant plus grande pour ce dernier (8 815 km²). Mebarki, 2009.

A long terme, seul le Beni- Haroun a vu son taux en M.E.S augmenté de 33% alors que celui du Hammam-Grouz est resté stable tandis que Manbaa El-Ghozlanes a vu une baisse de (-40 %). Figure 4-30. Ceci est en liaison avec la capacité des barrages.

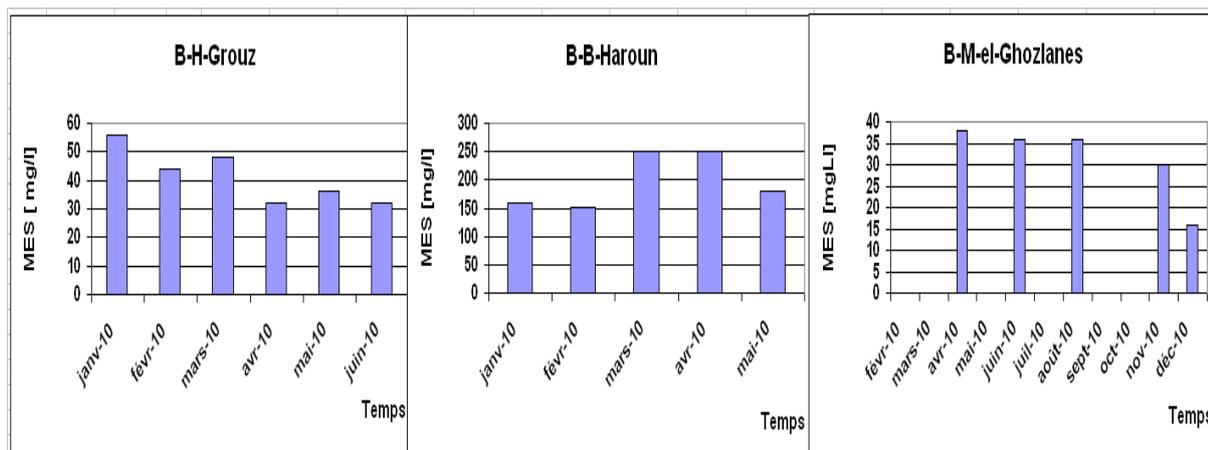


Figure4-29 : Variation de la matière en suspension (MES) au niveau des trois barrages pendant l'année 2010.

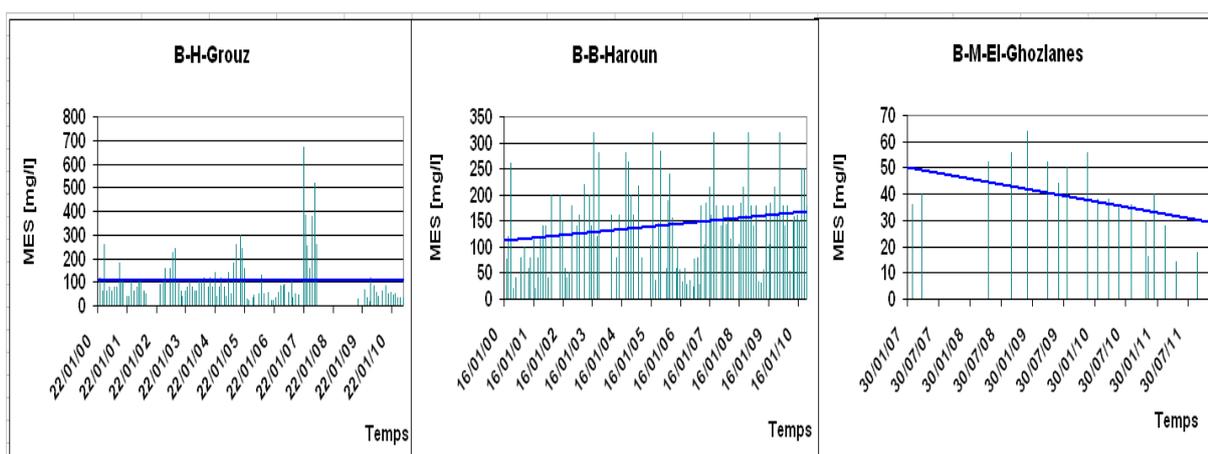


Figure 4-30 : Tendence de la matière en suspension (MES) dans l'eau des trois barrages pendant la période d'étude

4.6.2 Oxygène dissous (O_2)_{dis}:

L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. C'est un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'autoépuration d'un cours d'eau. Une eau froide contient une plus grande quantité d'oxygène dissous qu'une eau chaude (Hebert et Legre, 2000). Les vents à forte vitesse qui engendrent un brassage continu de la masse d'eau permettent un enrichissement de la phase dissoute en oxygène dissous pendant la saison hivernale. Le débit important enregistré durant la période de pluie peut aussi augmenter l'échange de l'oxygène avec l'atmosphère et faciliter ainsi la circulation de l'air et par la suite influencer la concentration en oxygène dissous. Cependant, pendant la saison estivale, le réchauffement de l'eau et le faible débit des cours d'eau, provoquent une diminution de la dissolution de l'oxygène dissous, aggravée par une augmentation de la consommation de l'oxygène par les organismes vivants de l'écosystème. Les faibles teneurs en oxygène dissous

observées en période sèche sont dues à la charge organique des rejets urbains émanant des villes. L'oxygène dissous se réduit par l'activité des bactéries en décomposant la matière organique présente. (Fekhaoui et Patee, 1993).

A l'échelle saisonnière, la teneur en oxygène dissous est plus importante en période pluvieuse qu'en période sèche pour les trois barrages. Figure 4-31. A long terme, le grand volume d'eau de Beni-Haroun permet de dissoudre une grande quantité d'oxygène qui a augmenté de 160 % depuis l'année 2000. Figure 4-32.

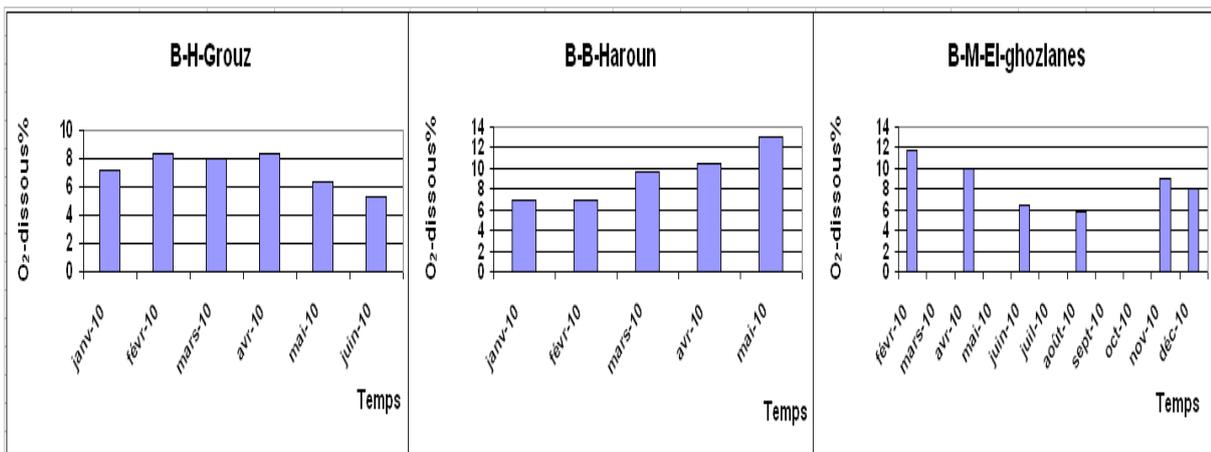


Figure 4-31: Variation de l'oxygène dissous (O₂ dis.) au niveau des trois barrages pendant l'année 2010.

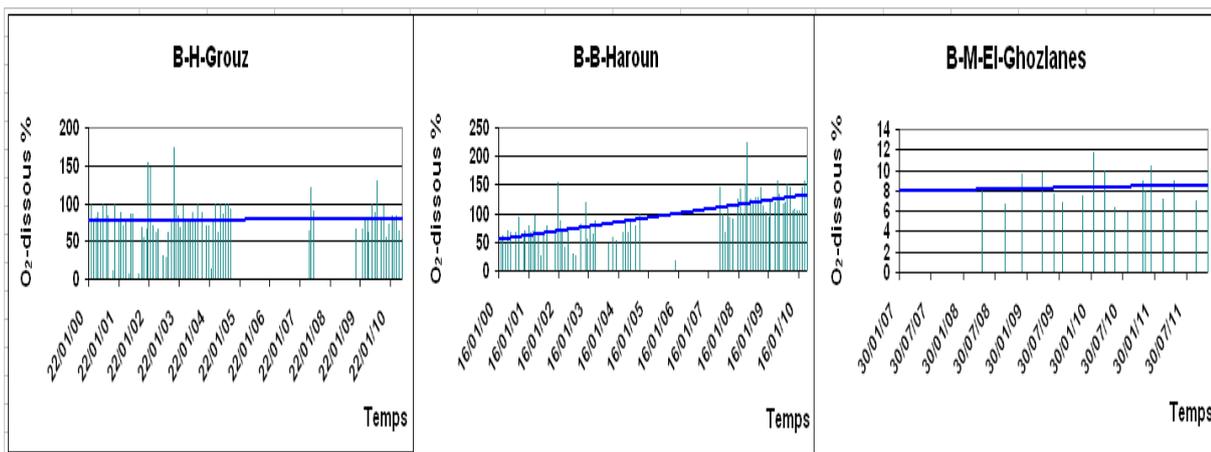


Figure 4-32: Tendence de l'oxygène dissous (O₂ dis.) dans l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.

4.6.3 La pollution organique :

Les eaux de surface constituent des écosystèmes complexes qui disposent de leur propre système d'auto-épuration. Ce système est basé principalement sur la présence d'oxygène (O₂) qui assure, à travers de multiples réactions biochimiques, la transformation des matières organiques en gaz carbonique (CO₂). Marsin, 2006 ; vandenberghes et al., 2006. Cette dégradation est réalisée par

des microorganismes aérobies qui utilisent les composés organiques biodégradables comme principale source d'énergie. Selon Brahy, (2007), le pouvoir auto-épurateur des eaux de surface dépend de plusieurs facteurs qui peuvent, soit favoriser, soit altérer le processus en intervenant directement sur:

- le taux de saturation de l'eau en oxygène: température, turbulence du courant, éléments nutritifs qui participent au développement de plantes productrices d'oxygène... ;
- la vie et le fonctionnement des populations de microorganismes : présence de substances toxiques (éléments traces métalliques, micropolluants organiques (pesticides, PCB...);
- le mécanisme d'assimilation des composés organiques : quantité de matière organique présente, nature et biodégradabilité des molécules...

En général, les eaux de surface atteignent naturellement un état d'équilibre écologique, mais celui-ci peut être profondément perturbé lorsque des apports anthropiques de nutriments et de matières organiques exogènes dépassent les capacités d'assimilation et d'autoépuration du milieu. Il faut aussi souligner que la pollution organique des eaux de surface s'accompagne fréquemment d'une pollution microbiologique suite aux rejets d'eaux usées non épurées.

L'absence de mesures de la matière organique ne permet pas de faire une analyse de la variation de ce paramètre. Néanmoins, les fluctuations de la DCO et de la DBO₅ peuvent être utilisées pour estimer l'évolution de la matière organique totale contenue dans l'eau (Etchanchu et Probst, 1988).

4.6.3.1 Demande biochimique en oxygène (DBO₅) :

La DBO₅, c'est la quantité d'oxygène dissous consommée par les micro-organismes, à l'obscurité à 20 °C pendant 5 jours. Elle permet l'évaluation des matières organiques biodégradables. D'après Chapman et Kimstach, (1996), la DBO₅ des eaux naturelles est inférieure à 2 mg/l. Les eaux recevant des rejets domestiques présentent des concentrations supérieures à 10 mg/l. L'augmentation des teneurs en DBO₅ en période sèche est due à l'instauration des conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes dont l'activité s'intensifie avec la diminution de la vitesse d'écoulement et avec le réchauffement des eaux, c'est le cas du Hammam-Grouz et de Beni- Haroun. **Figure 4-33.** Cette activité, consommatrice d'oxygène, est à l'origine de l'autoépuration des eaux, cependant en période humide les eaux de pluie contribuent à la dilution de la charge organique (Bremond et Perrodon, 1979).

A long terme, on a enregistré une augmentation de 57,89 % de ce paramètre pour le Hammam-Grouz et de 33,33 % pour Beni- Haroun et une baisse de (-72,72 %) pour Manbaa El-Ghozlanes. **Figure 4-34.** Cette augmentation de la DBO₅ peut être expliquée par l'instauration de conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes. Cette dégradation devrait s'accompagner par une diminution de l'oxygène dissous mais la grande surface du plan a permis d'augmenter la teneur en oxygène dissous. Ceci est en accord avec la baisse du pH qui pourrait être liée à l'oxydation de la matière organique selon la réaction (27) ou à l'augmentation de la pression du CO₂ qui conduit à une diminution du pH selon la formule (28) (Kempe, 1982).

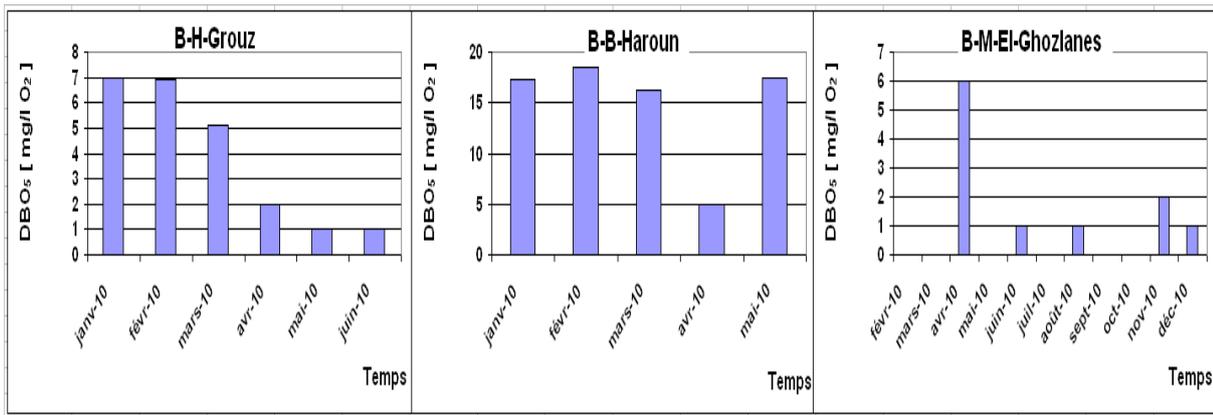
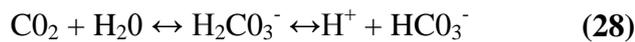


Figure 4-33 : Variation de la DBO₅ des eaux des trois barrages pendant l'année 2010.

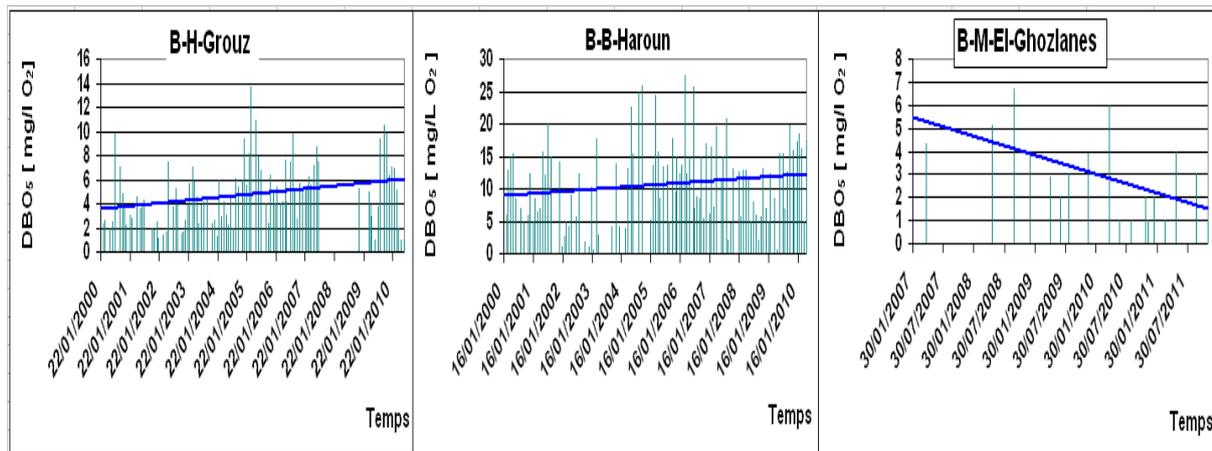


Figure 4-34 : Tendence de la DBO₅ de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.

4.6.3.2 Demande chimique en oxygène (DCO) :

Les valeurs de la DCO (17 à 195 mg/l O₂) montrent que la charge en matière oxydable stockée au niveau des trois barrages est considérable. Figure 4-35. La DCO représente la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables chimiquement contenues dans l'eau. Elle est

représentative de la majeure partie des composés organiques mais également des sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures, etc.). L'augmentation des teneurs en DCO en période sèche est due à l'instauration des conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes dont l'activité s'intensifie avec la diminution de la vitesse d'écoulement et avec le réchauffement des eaux, c'est le cas du Hammam-Grouz et de Beni- Haroun.

A long terme, Figure 4-36, cette matière ne fait qu'augmenter (25 %) pour le Hammam-Grouz et 15,79 % pour Beni- Haroun). Cette situation est due aux rejets urbains et industriels au niveau du barrage Manbaa El-Ghozlanes la teneur est stable.

Le rapport DCO/DBO₅, permet d'apprécier la dégradabilité de la matière organique. (Jowett, 1980). Il est proche de 1.5 pour les eaux vannes, de 2 pour les eaux usées urbaines et varie entre 3 et 5 pour les effluents issus des stations et des zones industrielles. L'élévation du rapport indique un accroissement de la matière organique non biodégradable. Ce rapport est supérieur à 10 aussi bien à l'échelle annuelle qu'à long terme pour les trois barrages. Figures 4-37 et 4-38.

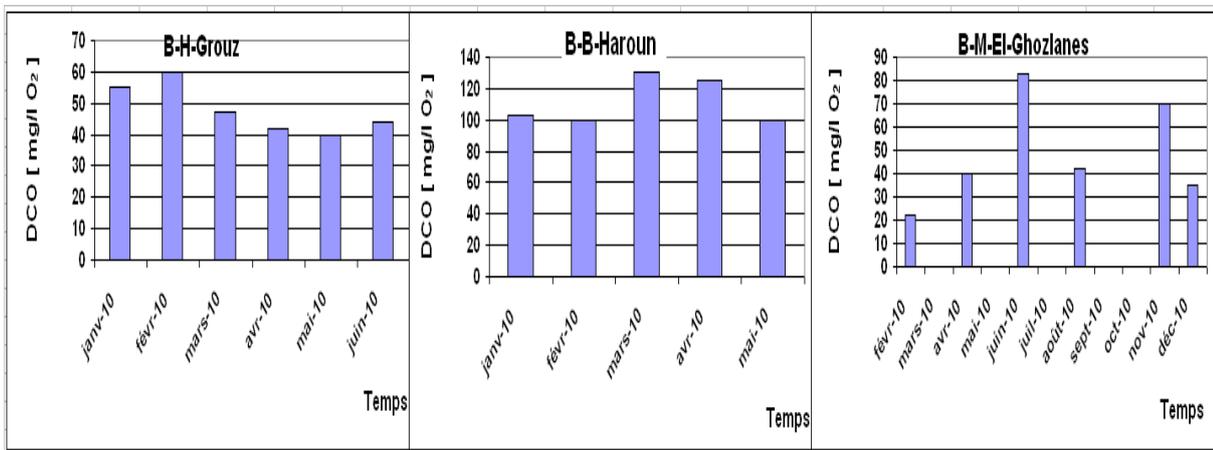


Figure 4-35 : Variation de la DCO des eaux des trois barrages pendant l'année 2010.

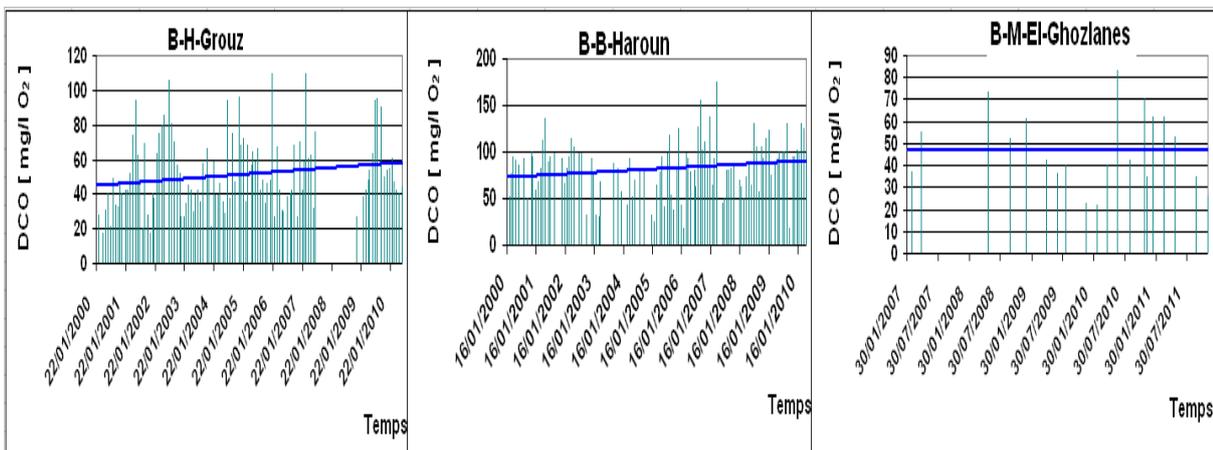


Figure 4-36 : Tendence de la DCO de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.

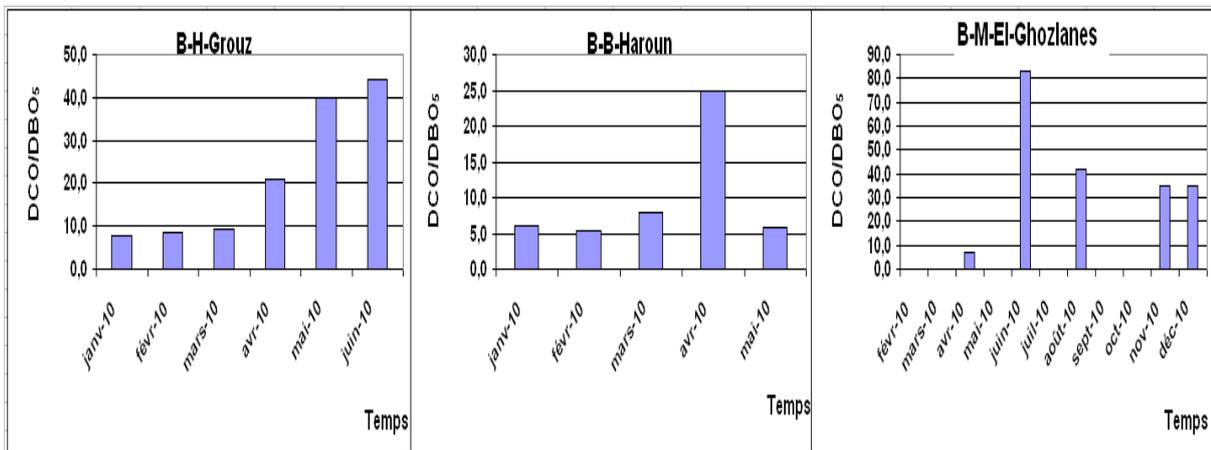


Figure 4-37 : Variation du rapport DCO/DBO₅ pour l'année 2010.

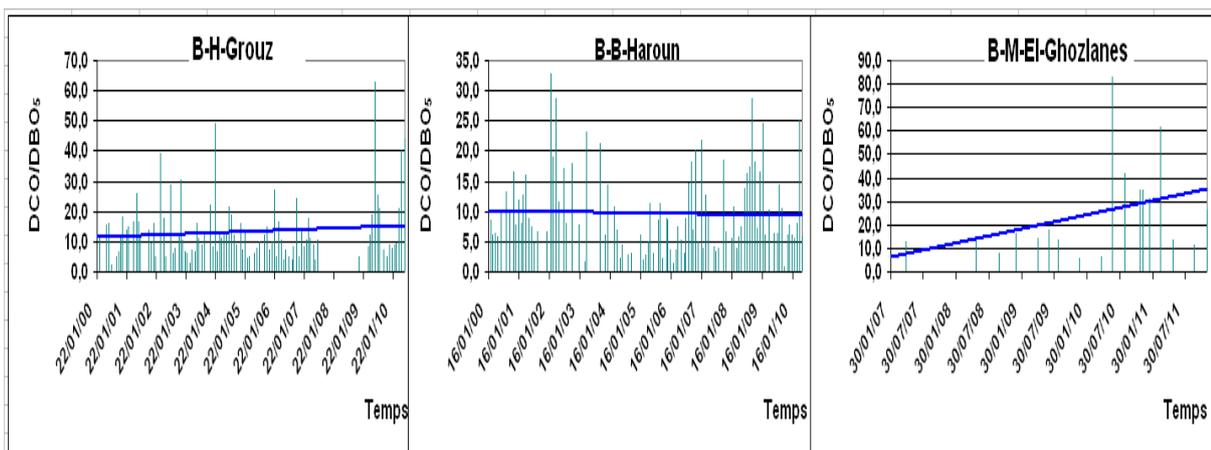


Figure 4-38 : Tendence du rapport DCO/DBO₅ de l'eau des trois Barrages pendant la période d'étude.

4.6.3.3 L'azote (N) :

La pollution par l'azote (NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+) dépend de l'approvisionnement des terres agricoles en nutriments (épandage, rejets d'élevages et engrais) et du déversement des eaux usées. Les engrais minéraux contiennent de l'azote sous forme ammoniacale (NH_4^+) ou sous forme de nitrates (NO_3^-), alors que les fumiers renferment de l'azote lié à la matière organique et sous forme ammoniacale s'oxydant rapidement dans les sols pour former des nitrites (NO_2^-) ou des nitrates. (Laurent, 2006). C'est sous cette dernière forme, très mobile, que l'azote se trouve éventuellement en concentrations plus ou moins élevées dans les eaux souterraines et les eaux de surface, notamment lorsqu'une surfertilisation des sols entraîne une concentration excédentaire. À de grandes profondeurs, les eaux souterraines évoluent en milieu réducteur, ce qui affecte les nitrates qui subissent des transformations par des microorganismes anaérobies, par exemple *Pseudomonas*.

Ces transformations peuvent aller jusqu'à la dénitrification. (Evangelou, 1998). Dans la dénitrification, les trois conditions nécessaires et suffisantes (anaérobiose, carbone assimilé par les bactéries dénitrifiantes et nitrate en quantité non limitante) dépendent d'un ensemble de caractéristiques du sol : la matière organique est localisée dans les horizons superficiels, l'anaérobiose peut être exaspérée par certains types de structures et non limitée à des conditions topographiques.

La **Figure 4-39** reprend l'évolution conjointe des paramètres essentiels impliqués dans la dénitrification. On y retrouve le rôle des facteurs biotiques (forme de l'azote et carbone organique liés à l'activité de la microflore et aux apports de la biomasse aérienne) et des facteurs abiotiques (teneur en eau, pH, liés à des caractéristiques intrinsèques du sol). (Pinay *et al.*, 1994).

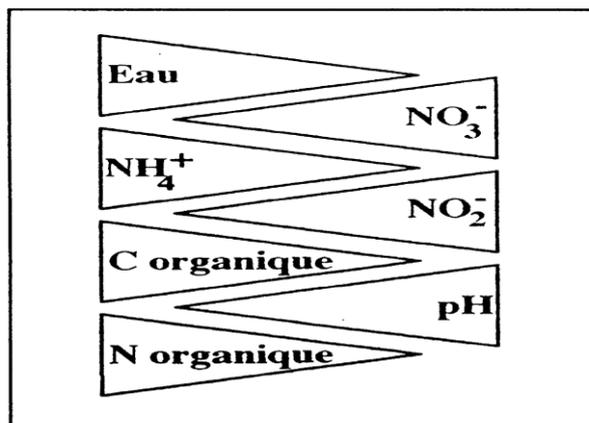


Figure 4-39 : Evolution comparée des paramètres de la dénitrification.

Dans le bassin versant de l'Oued Rhumel, les engrais les plus couramment employés sont le nitrate d'ammonium, l'urée de phosphore et de potassium, les superphosphates, le chlorure de potassium et dans une moindre mesure, le sulfate d'ammonium, de sodium, le nitrate de calcium et le sulfate de potassium. Boudoukha et Boulaarak, 2013. Cette catégorie d'azote est la plus importante en masse et la plus difficile à évaluer. L'absence de recensements fiables, ne permet pas une analyse exhaustive de ce phénomène.

4.6.3.4 Nitrates (NO_3^-) :

Les nitrates représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, c'est une forme très soluble. Les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-) sont des ions présents de façon naturelle dans l'environnement. Ils sont le résultat d'une nitrification de l'ion ammonium (NH_4^+), présent dans l'eau et le sol, qui est oxydé en nitrites par les bactéries du genre *Nitrosomonas*, puis en nitrates par les bactéries du genre *Nitrobacter*. (Santé Canada, 1992).

A l'échelle saisonnière, l'analyse des données, montre que les plus fortes valeurs sont de l'ordre de 11,70 mg/l, donc largement inférieures aux normes aussi bien nationales qu'internationales. La teneur minimale varie entre 1,5 et 6,20 mg/l et donc peut être considérée comme le bruit de fond. De même qu'à long terme, les valeurs maximales restent toujours inférieures à 40 mg/l. La norme nationale et internationale étant de 50 mg/l.

La comparaison des données de l'année 2010 pour les trois barrages, permet de constater que le maximum est enregistré pendant la saison d'épandage des engrais. Pendant la période de végétation de la plante, la teneur en NO_3^- diminue suite à la consommation des nitrates par la végétation. Figure 4-40. Cette variation saisonnière a été constatée par Betton *et al.*, (1991) lors de l'étude de la qualité de l'eau de 743 rivières de Grande-Bretagne. Les auteurs montrent que dans la majorité des situations (environ 80%), les teneurs en nitrate dans les rivières sont maximales pendant les périodes de fort drainage. Ces cycles saisonniers à maxima hivernaux ont largement été observés à travers le monde (Neill, 1989; Whelan and Kirkby, 1995; Schnabel *et al.*, 1993; Burt *et al.*, 1988; Burt and Arkell, 1987; Creed and Band, 1998).

A long terme, cette pollution sera mise en évidence par les tendances générales. Une augmentation de 100 % au Hammam-Grouz et de 11% à Beni- Haroun de NO_3^- est enregistrée dans les eaux des deux barrages et une baisse de (-41,66 %) pour Manbaa El-Ghozlanes. Figure 4-41. Ceci est à mettre en relation avec :

- (i) la présence d'un fort pourcentage (80%) de terrains agricoles dans le bassin versant et de terres irriguées près du barrage ;
- (ii) l'utilisation des fertilisants sur ces sols agricoles ;
- (iii) le déversement des eaux usées sans aucun traitement préalable, aussi bien dans la nature que dans le cours d'eau principal.

Ainsi, durant les dix dernières années, l'intensification de la production agricole dans les pays développés et en cours de développement a provoqué une augmentation continue des teneurs en nitrate dans les eaux superficielles et les cours d'eau à travers le monde. (Davies, 2000). Par contre les teneurs en nitrate dans les systèmes forestiers sont cinq à dix fois plus faibles que dans les systèmes cultivés (Pionke and Urban, 1985). Les niveaux de concentrations dans les systèmes forestiers sont principalement liés aux entrées atmosphériques, leur dynamique dépendant des cycles végétatifs. (Honisch *et al.*, 2002).

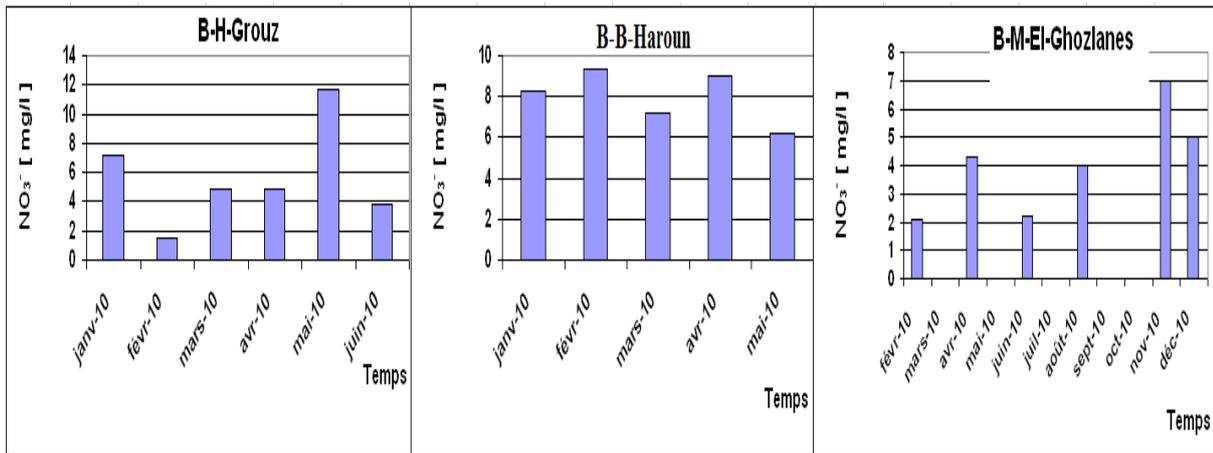


Figure 4-40 : Variation des nitrates au niveau des trois barrages pour l'année 2010.

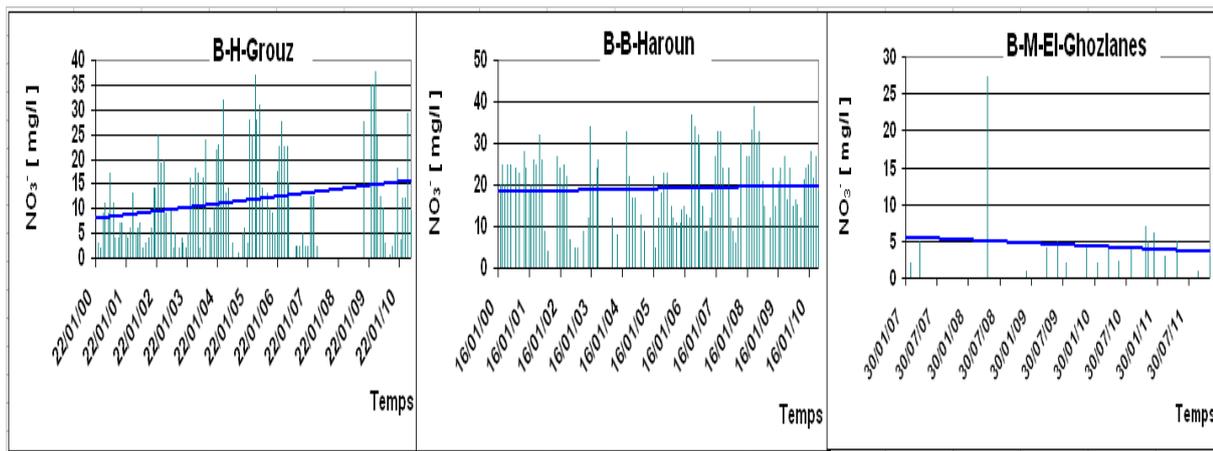


Figure 4-41 : Tendence des nitrates de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.

4.6.3.5 Nitrites (NO₂⁻) :

Les nitrites représentent une forme moins oxygénée et moins stable, elle représente la forme du passage entre les nitrates et l'ammonium, c'est une forme toxique (Debieche, 2002). Les teneurs sont comprises entre 0 et 0.7 mg/l pour les eaux du Hammam-Grouz et entre 0 et 2.91 mg/l pour Beni- Haroun, 0 et 0,52 pour Manbaa El-Ghozlanes. Ceci est dû à la concentration de cet élément le long de l'écoulement. A l'échelle saisonnière, la concentration en nitrites semble évoluer en sens inverse avec les nitrates. Figure 4-42. Cette tendance est également confirmée à long terme où on a enregistré une baisse de 64 % pour le Hammam-Grouz et 90 % pour Beni-Haroun et une augmentation de 14 % pour Manbaa El-Ghozlanes. Figure 4-43.

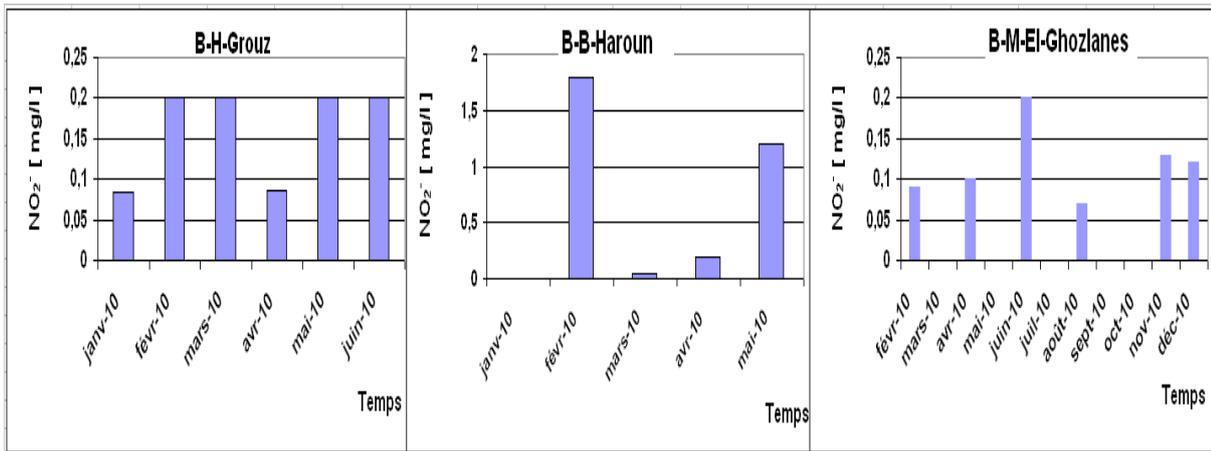


Figure 4-42 : Variation des nitrites au niveau des trois barrages pour l'année 2010.

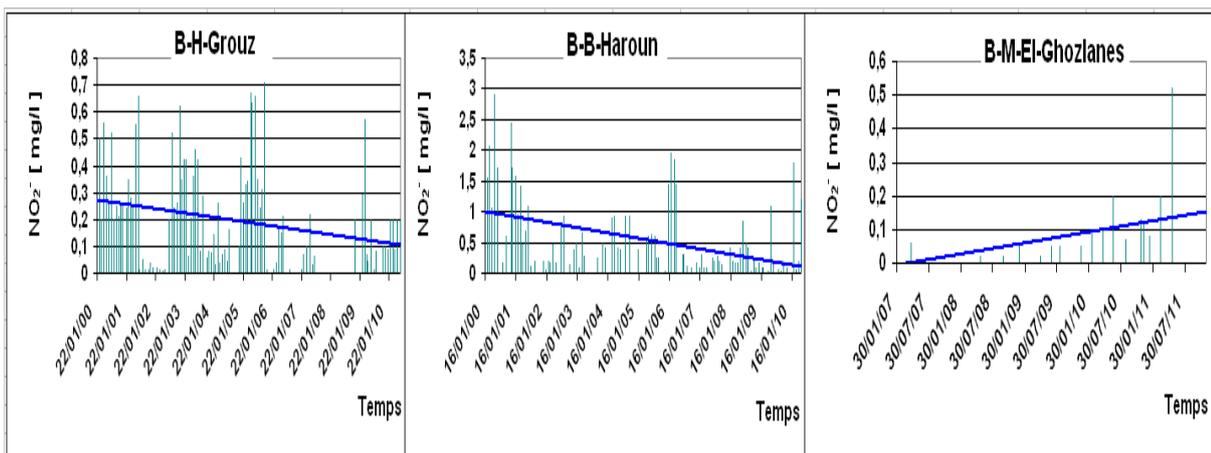


Figure 4-43 : Tendence des nitrites de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.

4.6.3.6 Ammonium (NH₄⁺) :

L'ammonium est la forme d'azote la plus toxique. Sa présence dans l'eau est liée soit aux rejets urbains et industriels, soit à la réduction des formes azotées (nitrates et nitrites) en conditions réduites. Debieche, 2002. Les teneurs sont comprises entre 0 et 0.65 mg/l pour les eaux du Hammam-Grouz et entre 0 et 1.83 mg/l pour Beni- Haroun, 0,02 et 1 pour Manbaa El-Ghozlanes . Ceci est dû à la concentration de cet élément le long de l'écoulement. A l'échelle saisonnière, la concentration en ammonium semble évoluer de la même manière que les nitrites et en sens inverse avec les nitrates. Figure 4-44. Cette tendance est également confirmée à long terme où on a enregistré une baisse de 72,22 % pour le Hammam-Grouz et 100 % pour Beni- Haroun, une augmentation de 190 % pour Manbaa El-Ghozlanes. Figure 4-45.

Les nitrites et l'ammonium, montrent une évolution inverse des nitrates. L'ammonium et les nitrites représentent la forme réduite de l'azote, par contre les nitrates représentent la forme oxydée de ce dernier. Cette transformation est favorisée par la présence de l'oxygène qui

favorise une nitrification de l'ammonium. Cette transformation se fait par voie aérobie selon les réactions 29 et 30. (Martin, 1979).



Ce passage est marqué par la forte diminution des formes ammonium et nitrite dans les eaux des barrages, indiquant un changement de forme.

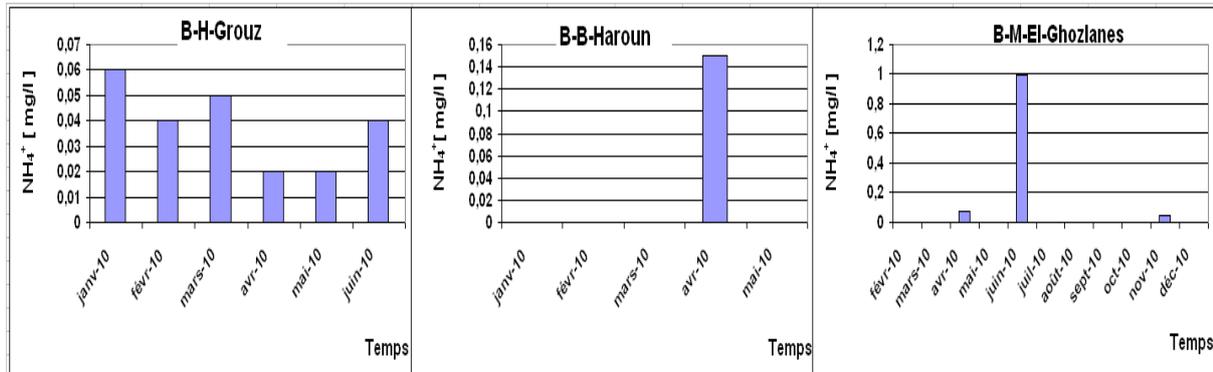


Figure 4-44 : Variation de l'ammonium au niveau des trois barrages pour l'année 2010.

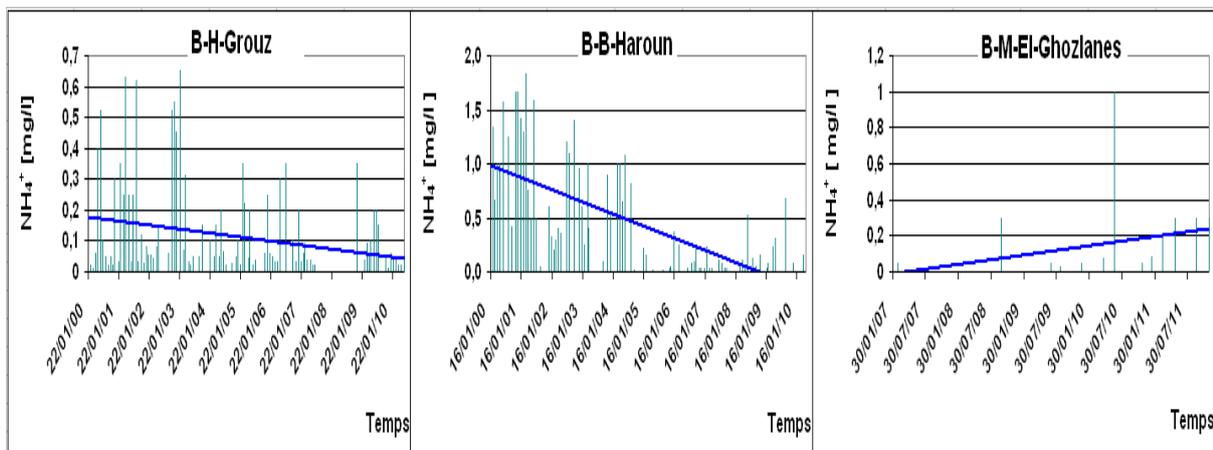


Figure 4-45 : Tendence de l'ammonium au niveau des trois barrages pendant la période d'étude.

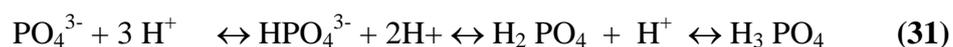
4.6.3.7 Les orthophosphates (PO_4^{3-}):

Le phosphore, l'un des nutriments importants, peut se trouver sous différentes formes oxydées. C'est un élément de base des acides nucléiques ADN et ARN. Il participe à la distribution de l'énergie dans le corps humain, et représente un élément biogène indispensable à la croissance des algues. Le phosphore minéral est présent dans l'eau essentiellement sous forme de phosphates solubles ou insolubles (orthophosphates, polyphosphates). Contrairement aux nitrates, ses molécules sont assez peu mobiles dans les sols. Les constituants du sol possèdent en effet la propriété de les fixer de manière plus ou moins irréversible (au niveau des oxydes de fer et d'aluminium). (Huart et Marchal, 2006). En conséquence, une part importante du phosphore

qui aboutit dans les cours d'eau (hors rejets directs) provient des particules de sols érodés et des sédiments. Dans les eaux de surface, les nitrates et les phosphates sont des substances minérales nutritives produites naturellement par la dégradation de la matière organique. Ils sont indispensables au cycle normal de la vie aquatique. Pourtant, lorsqu'ils sont présents en quantité trop importante, ils perturbent ce cycle en provoquant un développement excessif de microorganismes et de végétaux aquatiques. A cela s'ajoutent les effets liés au métabolisme de la biomasse : augmentation du pH et des teneurs en oxygène dissous produit par la photosynthèse au cours de la journée et diminution de ces deux paramètres la nuit (arrêt de la production d'oxygène et consommation de celui-ci pour la respiration des organismes).

Les différences de concentrations en O₂ dans l'eau sont parfois tellement importantes qu'elles deviennent fatales pour certaines populations de poissons. Genot et *al.*, 2006. Les teneurs élevées de cet élément dans les eaux de surface peuvent entraîner leur eutrophisation. Cependant, ils ont un effet bénéfique en jouant un rôle régulateur : ils favorisent tous les phénomènes de fécondation, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs. Vilain, 1989.

Les réactions chimiques entre les différentes formes de phosphate sont données par la formule 31. Debieche, 2002.



L'augmentation de NO₃⁻ n'est pas accompagnée par une augmentation de la concentration en PO₄³⁻. A l'échelle saisonnière, ils suivent la même évolution que les nitrates avec une forte proportion pendant la période de hautes eaux, suivie d'une diminution de la concentration due à une consommation par les plantes. Figure 4-46.

A long terme, on a enregistré une baisse globale de 43,33 % pour les eaux du Hammam-Grouz et de 100 % pour Beni- Haroun, baisse de 97,14 % pour Manbaa El-Ghozlanes. Figure 4-47. Cette situation peut être expliquée de deux manières :

- (i) le phosphore n'est pas très mobile et il est facilement adsorbé par les colloïdes du sol et donc éliminé par les processus d'érosion mécanique (Holt et *al.*, 1970 ; Sharpley, 1980) ;
- (ii) les concentrations en phosphore sont régulées dans l'eau de rivière par plusieurs processus biogéochimiques comme la précipitation sous forme d'apatite [(PO₄)₃(F,Cl,OH)Ca₅] (Golterman et meyer, 1985) et la consommation par les plantes aquatiques (Johnson et *al.*, 1976 ; Probst, 1985 ; Kattan et *al.*, 1987 ; pilleboue et Dorioz, 1986).

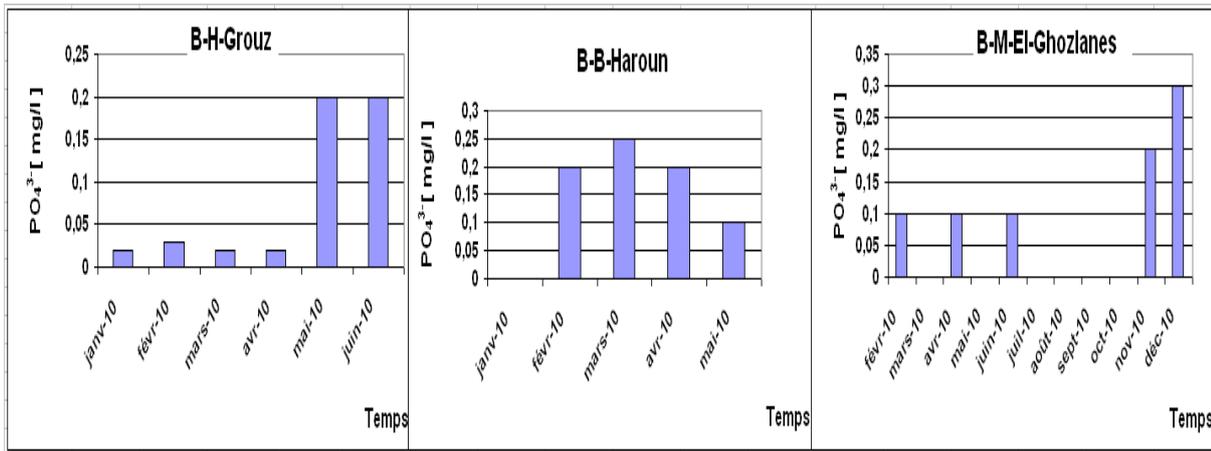


Figure 4-46 : Variation des phosphates au niveau des trois barrages pour l'année 2010.

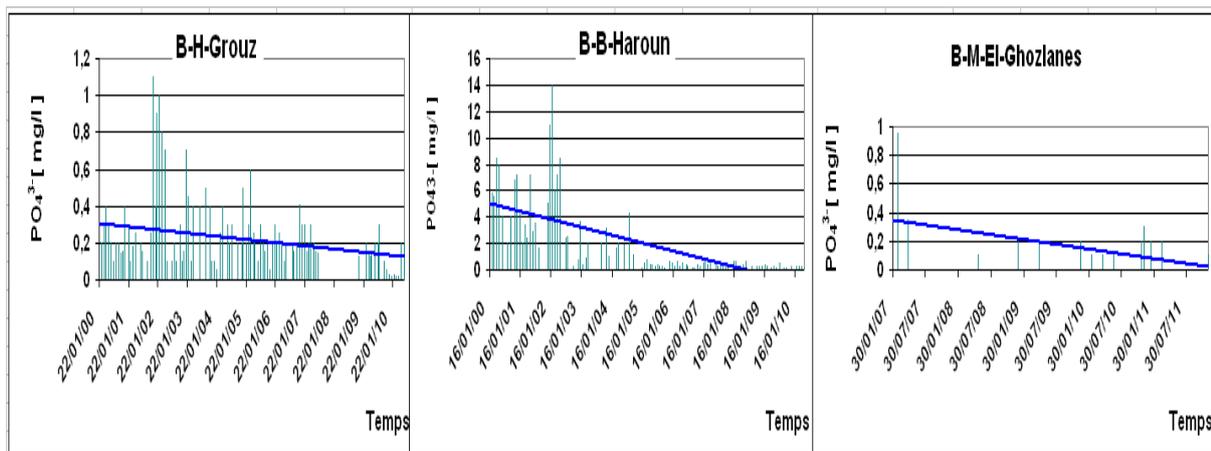


Figure 4-47 : Tendence des phosphates de l'eau des trois barrages pendant la période d'étude.

4.6.4 Eutrophisation :

4.6.4.1 Impacts de l'eutrophisation sur les eaux de surface :

Les rejets d'eaux usées et les applications excessives d'engrais ont rendu le phénomène d'eutrophisation plus fréquent, affectant par ailleurs certaines zones aquatiques où se produisent régulièrement des développements d'algues toxiques. Selon Vandenberghe et al., (2006), les principaux impacts de l'eutrophisation sont la diminution de la biodiversité et l'altération de la qualité de l'eau, avec des effets potentiellement négatifs pour l'environnement comme :

- une augmentation de la biomasse algale ;
- un engorgement plus rapide et une apparition de vase putride et malodorante ;
- une obstruction mécanique du lit des cours d'eau (risque d'inondations, obstacles à la pêche...) ;

- une variation journalière importante de la qualité de l'eau (oxygène, pH, ammoniac), pouvant induire des mortalités massives de macrophytes, insectes, crustacés, mollusques ou poissons ;
- le développement éventuel de phytoplancton toxique (cyanobactéries ou algues bleues) en période de très faibles débits ou dans les lacs ;
- une diminution des indices biotiques et de la biodiversité animale et végétale au sein des écosystèmes aquatiques;
- une dégradation des qualités chimique et organoleptique de l'eau, pouvant nécessiter des traitements de potabilisation additionnels.

La pollution organique et l'eutrophisation des eaux de surface se traduisent d'abord par une élimination des espèces les plus exigeantes en oxygène (truite, larves de plécoptères et d'éphémères...) et ensuite par l'appauvrissement progressif de la faune et de la flore, aboutissant à une biocénose composée exclusivement d'espèces tolérantes (et invasives dans certains cas, comme l'élodée de Nuttall p. ex.).

4.6.4.2 Cas des B-Hammam-Grouz, B-B-Haroun et B-Menbaa El-Ghozlanes :

L'évaluation du niveau d'eutrophisation s'effectue en mesurant les teneurs en matières nutritives dans les eaux et en observant certains changements au niveau des communautés biologiques. Les indicateurs les plus fréquemment utilisés en eaux douces sont (Chalon et *al.*, 2006):

- la concentration en *phosphore total*, qui est l'élément nutritif qui limite ou favorise la croissance des algues et des plantes aquatiques ;
- la concentration en *oxygène dissous*, mesurée en général dans la partie profonde des cours d'eau et des lacs (hypolimnion). Celle-ci traduit l'intensité de la décomposition de la matière organique ;
- la concentration en *chlorophylle* qui indique l'importance de la biomasse d'algues microscopiques présentes dans l'eau ;
- la *transparence de l'eau*, qui diminue avec l'augmentation de la quantité d'algues ;
- l'abondance des plantes aquatiques dans les zones peu profondes des lacs, ainsi que l'abondance de macrophytes au fond des rivières à courant plus rapide ;
- le suivi des populations de diatomées benthiques (nombre et espèces).

Les valeurs du rapport N/P, indicateur d'état d'eutrophisation de l'eau (Seip, 1994) renseignent sur la présence probable des algues fixatrices d'azote atmosphérique pour des valeurs du rapport inférieures à 29. (Downing et Mc Cauley, 1992). Les rapports N/P, calculés durant la période de suivi pour le Hammam-Grouz et Beni- Haroun, permettent de remarquer que 56% des mesures pour le Hammam-Grouz, 31,6 % pour Beni- Haroun et 33,33 % pour Manbaa El-Ghozlanes sont supérieures à la valeur de 29 ce qui favorise l'apparition de Cyanophycées dans la retenue de ces deux barrages. Figure 4-48. Ceci a été également constaté par les études antérieures (Boudoukha et Boulaarak, 2013) pour le H-Grouz. La grande capacité de Beni- Haroun permet une dilution de ces paramètres ce qui traduit la faible valeur du rapport N/P pour ce Barrage.

A long terme, on constate que ce phénomène a tendance à s'amplifier pour les trois barrages. Ce rapport a augmenté de 156 % pour le Hammam-Grouz et de 500 % pour Beni- Haroun et 180 % pour Manbaa El-Ghozlanes. La grande superficie du bassin versant de Beni- Haroun, son plan d'occupation et la grande superficie des terres agricoles, permettent d'expliquer cette forte tendance positive.

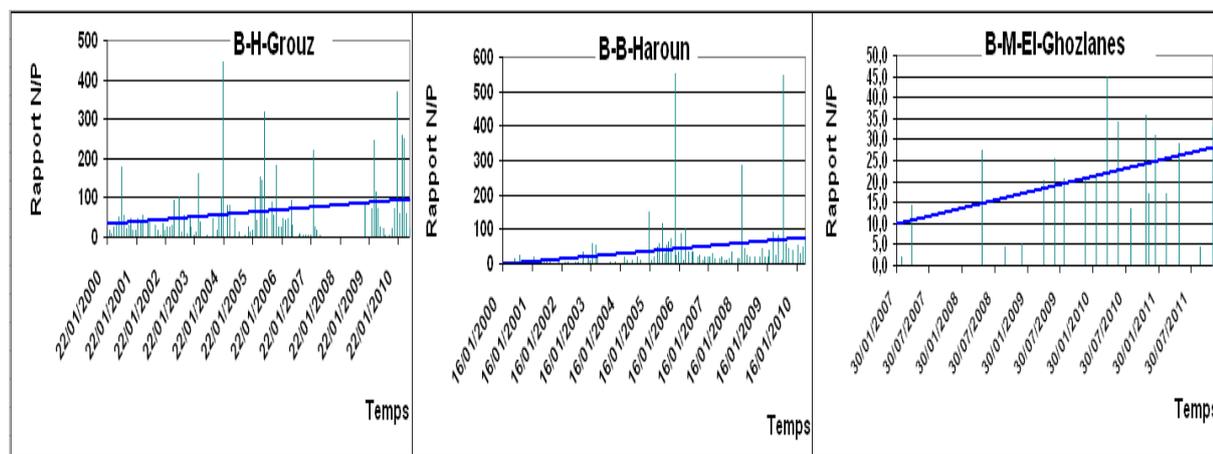


Figure4-48 : Evolution du rapport Azote-Phosphore dans les trois barrages pendant la période d'étude.

4.6.4.3 Facteurs limitant l'eutrophisation :

Le procédé le plus utilisé pour déterminer l'élément (le phosphore ou l'azote) limitant le développement de la biomasse algale, consiste à comparer la valeur du rapport azote total/phosphore total (N/P) mesurée dans l'eau avec celle mesurée dans une population algale non carencée. Il en ressort qu'un rapport N/P supérieur à 7,2 témoigne d'une limitation par le phosphore et un rapport N/P inférieur à 7,2 d'une limitation par l'azote. (Brahya, 2007). L'application de ce critère indique que le phosphore est le facteur limitant dans l'eau des deux barrages dans la quasi-totalité des cas. Les microorganismes se développent alors rapidement et peuvent conduire à l'apparition d'écumes en surface. De nombreuses souches de Cyanophycées

ont une capacité à produire des toxines dangereuses pour l'alimentation en eau potable ou la baignade (Duchemin, 2010). Un seuil de 100 000 cyanobactéries/ml déclenche la recherche et le dosage des toxines pour vérifier que la concentration en microcystines ne dépasse pas 1 µg/L comme il a été préconisé par l'Organisation Mondiale de la Santé (WHO, 2011).

4.7 Qualité des eaux :

4.7.1 Potabilité des eaux :

Un grand nombre de méthodes de classification ont été développés pour différencier l'eau douce à partir d'eau de mer et de définir le degré de salinité de l'eau. (Davis et De Wiest, 1967 ; Smith, 2003 ; Barlow, 2003). La salinité est la quantité totale de matières inorganiques solides dissoutes dans l'eau naturelle et est généralement exprimée en termes de salinité totale ou par la conductivité électrique.

Ces classifications quelque peu arbitraires d'eau douce, d'eau saumâtre et les saumures sont basées sur l'adéquation de l'eau pour la consommation humaine et l'utilisation. Les eaux des trois barrages ont été classées selon la classification de Davis et De Wiest (1967) dans un diagramme $Ca^{2+}+Mg^{2+} - Cl^-$ (méq/l). Ce diagramme fait sortir trois catégories d'eau (fraîche, salée et saumâtre). Figure. 4-49. Les eaux du bassin du Rhumel sont de bonne qualité alors que celle de Menbaa El- Ghozlanes sont de mauvaise qualité suite à l'intense évaporation liée au climat aride à semi-aride de la région.

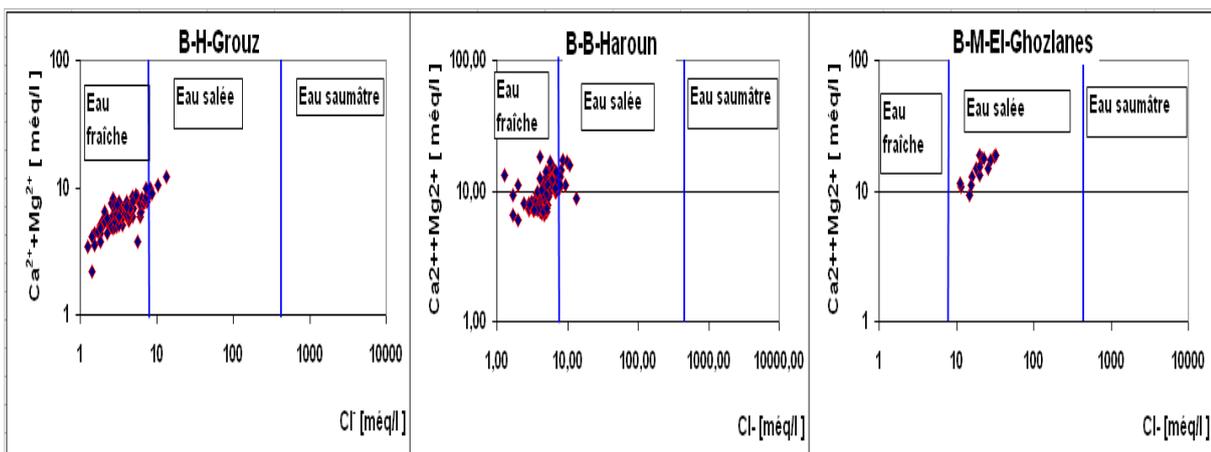


Figure 4-49 : Qualité des eaux des trois barrages.

4.7.2 Aptitude de l'eau à l'irrigation :

L'irrigation avec des eaux riches en sels peut entraîner la fixation de sodium par le complexe adsorbant du sol, donc un processus de salinisation, avec ses conséquences éventuelles pour les

propriétés du sol : tendance à la dispersion des argiles, à la dégradation de la structure, à la perte de perméabilité et à l'asphyxie des plantes. (Gouaidia *et al.*, 2012).

L'intensité du processus de salinisation dépend des caractéristiques du sol, de la qualité des eaux utilisées, des conditions de leur emploi et en particulier de l'efficacité du système de drainage. Cependant ces pratiques d'irrigation accroissent le risque de salinisation, au point que plus de 20 % des sols irrigués sont affectés par un problème de salinité en Algérie (Douaoui et Hartani, 2007 ; Bouhlassa *et al.*, 2008 ; Rouabhia et Djabri, 2010 ; Tyagi, 1996).

Les sels minéraux contenus dans les eaux d'irrigation ont un impact sur le sol et les plantes, car ils peuvent causer des changements dans la structure du sol, modifiant ainsi sa perméabilité et son aération et perturber le développement des plantes. PERSON, 1978. Pour pouvoir apprécier ce processus, nous allons utiliser deux méthodes afin de mettre en évidence ce phénomène, celle de :

- RICHARDS (1954) ou celle du RIVERSIDE ;
- EATON (1950) relative au Carbonate de Sodium Résiduel (RSC).

4.7.2.1 Méthode de Richards dite du S.A.R :

Cette méthode est celle établie par United State Salinity Laboratory Staff en 1954 et modifiées par Durand (1958), on la trouve également sous le nom de classification de "l'USSL" ou "USSLS", qui est le sigle de son laboratoire d'origine. En plus de sa simplicité, elle est la plus répandue et la plus utilisée (Laraque, 1991 ; Gonzalez Barrios, 1992 ; Montoroi, 1995). Elle prend en compte les deux grands dangers que peuvent comporter les eaux utilisées en irrigation : celui de la salinisation et celui de sodisation (ou d'alcalisation) des sols. Le diagramme de cette méthode se construit avec deux paramètres, la conductivité électrique (CE) est représentée en échelle logarithmique en abscisse, le Sodium Adsorption Ratio (SAR), représenté en ordonnée en échelle arithmétique. Ce diagramme fait ressortir plusieurs catégories de classes d'eau séparées par des axes verticaux et des droites inclinées ayant les équations suivantes (Louvrier, 1976 et Laraque, 1991):

- droite supérieure $SAR = 43,75 - 8,87 \times \log CE$
- droite médiane $SAR = 31,31 - 6,66 \times \log CE$
- droite inférieure $SAR = 18,70 - 4,35 \times \log CE$.

La salinité peut entraîner des effets nocifs conséquents sur les sols, en raison de la fixation du sodium issu des sels de chlorures de sodium par les colloïdes du sol. Le sodium exerce alors une action néfaste sur la végétation, de façon indirecte, en dégradant les propriétés physiques du sol. Sous cette action, les sols deviennent compacts et asphyxiants pour les plantes. (Todd, 1980).
Tableau. 4-2.

Lorsque la concentration en ion Na^+ à l'état soluble dans le sol est importante, ces ions remplacent dans le complexe adsorbant, les cations, Ca^{2+} le plus fréquemment. Une eau chargée en sel peut provoquer cette action.

Ce risque est déterminé à partir de la valeur du rapport du sodium adsorbable "Sodium Adsorption Ratio" (S.A.R). Pour une même conductivité, ce risque est d'autant plus grand que ce coefficient est plus élevé. Le S.A.R est donné par la formule 32.

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{(Ca^{2+} + Mg^{2+})}{2}}} \quad (32)$$

Où toutes les teneurs sont exprimées en méq/l.

Pour les eaux de surface des trois barrages, on s'aperçoit que le risque de salinité est faible à moyen pour les trois cas, la conductivité varie entre 250 et 3780 $\mu S/cm$. Par contre le risque de sodicité, est faible pour les eaux du Rhumel et faible à moyen pour les eaux de Menbaa El-Ghozlanes. Figure 4-50. Les conditions climatiques arides à semi-arides de la région induisent une forte évapotranspiration ce qui concentre la solution du sol. (Cheverry et Robert, 1998). La qualité est donc bonne à admissible et l'eau convient à l'irrigation de cultures tolérantes au sel, sur des sols bien drainés. L'évolution de la salinité doit cependant être contrôlée.

Tableau 4-2 : Classification des eaux par degrés d'aptitude à l'irrigation
par la méthode du S.A.R (Louvrier, 1976).

Degré	Qualité	Classes	L'état d'utilisation
1	"Excellente"	C1-S1	Eau utilisable sans danger pour l'irrigation de la plupart des cultures, sur la plupart des sols.
2	"Bonne"	C2-S1 C2-S2	En général, eau pouvant être utilisée sans contrôle particulier pour l'irrigation de plantes moyennement tolérantes au sel, sur sols ayant une bonne perméabilité.
3	"Admissible"	C3-S1 C3-S2 C2-S3	En général, eau convenant à l'irrigation de cultures tolérantes au sel, sur des sols bien drainés. L'évolution de la salinité doit cependant être contrôlée.
4	"Médiocre"	C4-S1 C4-S2 C3-S3	En général, eau fortement minéralisée pouvant convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes au sel et sur des sols bien drainés et lessivés.
5	"Mauvaise"	C3-S4 C4-S3 C4-S4	Eau ne convenant généralement pas à l'irrigation mais pouvant être utilisée sous certaines conditions: sols très perméable, bon lessivage, plantes tolérant très bien le sel.

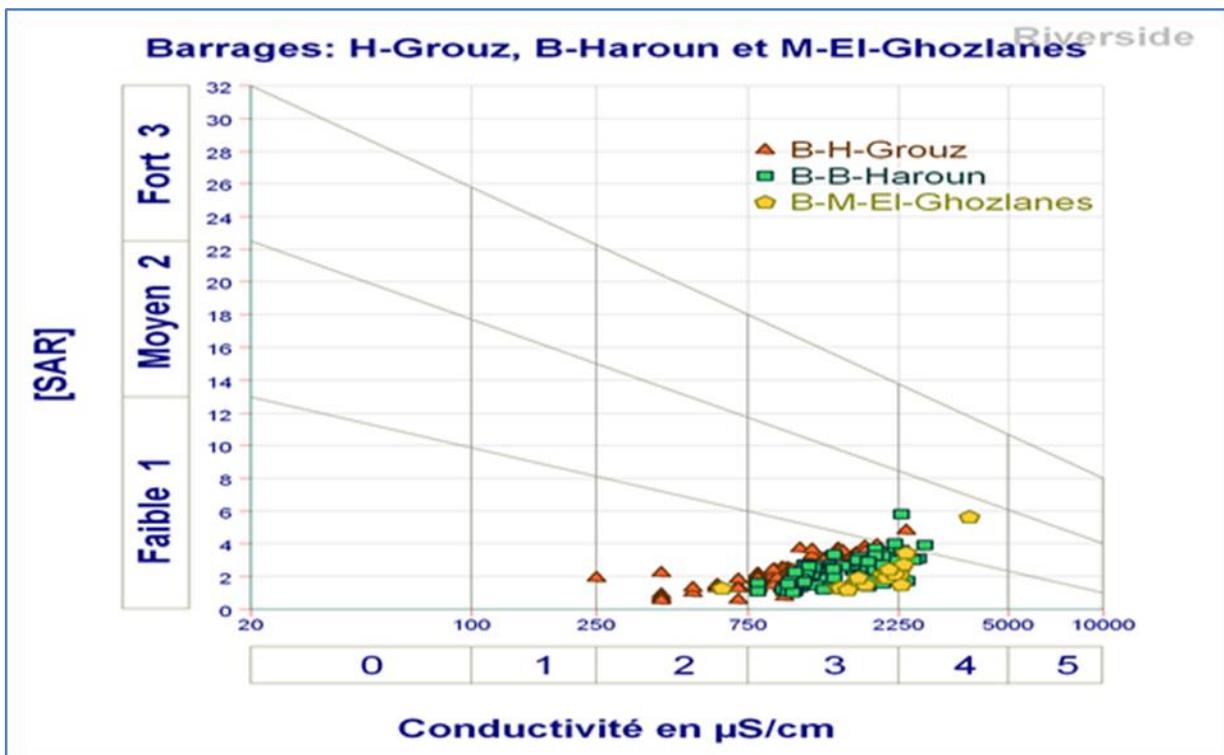


Figure 4-50 : Aptitude de l'eau à l'irrigation selon le diagramme de Richards (SAR).

4.7.2.2 Alcalinité résiduelle des eaux :

Le Carbonate de Sodium Résiduel (CSR) est estimé à l'aide de la formule (33) d'Eaton (1950).

$$\text{CSR} = (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (33)$$

Où toutes les concentrations sont exprimées en méq/l.

Un CSR positif indique un risque de sodisation, lequel est d'autant plus fort que l'index est plus élevé. Dans le cas où l'index est négatif, la prise en compte des ions sulfates permet de calculer un CSR' selon la formule (34) de MARLET et JOB (2006).

$$\text{CSR}' = [\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} + \text{SO}_4^{2-}] - [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] \quad (34)$$

Le CSR' permet de distinguer selon Summer, 1993 ; Marlet et Job, 2006:

- les eaux à risque de sodisation ($\text{CSR}' > 0$) où la solution saline est à dominance chlorurée ;
- Les eaux qui ne portent pas de risque ($\text{CSR}' < 0$) où la solution saline est à dominance sulfatée.

L'application de la formule (13) permet de calculer le CSR et le CSR' pour les trois barrages. Figure 4-51.

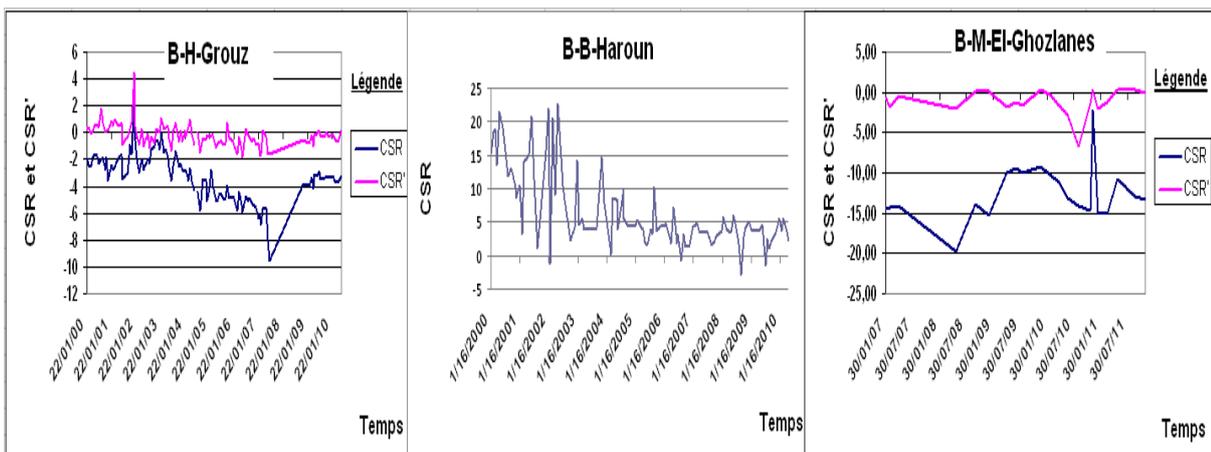


Figure 4-51 : Variation du coefficient d'alcalinité résiduelle des eaux des trois barrages.

Par cette approche, pour Menbaa El- Ghozlanes et Hammam-Grouz, on a respectivement 93 et 99 % des échantillons prélevés qui se caractérisent par un $\text{CSR} < 0$ ce qui nous a permis de prendre en compte les sulfates et donc calculer CSR' . Ce dernier paramètre montre que 86% des eaux de Menbaa El- Ghozlanes et seulement 60% des eaux du Hammam-Grouz présentent un faible risque de sodisation. Donc 40% des eaux du Hammam-Grouz présentent un risque de sodisation.

Pour les eaux de Beni- Haroun, 96% des eaux présentent un risque de sodisation selon la valeur du CSR. Ce risque commence à s'atténuer et il est passé de 22.5 en 2002 à une moyenne de 3 à partir de 2005 lors de la mise en eau du barrage.

Tableau 4-3 : Carbonate de Sodium Résiduel sans les sulfates (CSR)

Carbonate de Sodium Résiduel avec les sulfates (CSR').

Alcalinité résiduelle	CSR		CSR'	
	> 0	< 0	> 0	< 0
Menbaa El-Ghozlanes	6.6 %	93.4 %	13.33 %	86.67 %
Hammam-Grouz	0.9 %	99.1 %	39.63 %	60.37 %
Beni- Haroun	96.2 %	3.8 %	-	-
Risque de sodisation	Fort	Voir CSR'	Fort	Faible

4.8 Les éléments traces métalliques (ETM) :

4.8.1 Généralités :

Les éléments traces métalliques sont généralement définis comme des métaux lourds. Cependant, cette classification 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 désigne donc indistinctement des métaux et métalloïdes réputés toxiques. Pour ces différentes raisons, l'appellation « éléments traces métalliques » -ETM- est préférable à celle de métaux lourds. (Cadillon, 1989 ; Fernandez-Cornudet, 2006).

Ces éléments minéraux sont indispensables au développement des végétaux et des animaux comme le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre, le bore et le molybdène. Les eaux usées contiennent cependant ces éléments chimiques indésirables, (Chaney 1988 ; Moriyama *et al.* 1989, Theissen 1995 ; Olayinka, 2004), qui peuvent s'accumuler dans le sol, dans la vase de boue des barrages et, selon les conditions biogéochimiques, passer dans la nappe et dans certaines cultures. (Mench *et al.*, 2000).

Les études menées par Kholtei (2002) ont révélé des concentrations trop importantes des ETM comme Cr, Hg, Pb⁺ et Zn²⁺ dans les eaux de puits des zones irriguées par les eaux usées. Ouakki & Fekher-Eddine (2001) ont mis en évidence la contamination de certaines cultures comestibles par Cd et Pb. Afri-Mehennaoui *et al.*, (2009) ont montré que cette situation est aggravée en

milieu urbain par les différents moyens de transports qui s'ajoutent aux diverses autres sources ponctuelles ou diffuses.

Le parc automobile, les trafics routiers et toutes les activités qui y sont liées contribuent à la contamination de l'environnement par les éléments traces métalliques émis dans l'atmosphère et qui se fixent en grande partie sur les aérosols. Par temps sec, les retombées atmosphériques se déposent et s'accumulent partout, sur les toitures, les trottoirs et chaussées, les routes, les sols, les cultures, les milieux aquatiques... Lors des pluies, ces dépôts sont entraînés par l'eau, dans le réseau hydrographique. Olayinka, 2004.

Ces ETM d'origine atmosphérique s'ajoutent aux différentes autres sources urbaines, industrielles, agricoles et même naturelles. La concentration en ces ETM est conditionnée par le pH, le potentiel d'oxydo-réduction l'oxygène, la salinité, la dureté et la teneur en carbone. Burgess & Scott, 1992. La matière organique joue également un rôle très important vis-à-vis de la mobilité et de la « biodisponibilité » des métaux. Sa présence (dissoute ou particulaire) engendre beaucoup de réactions de complexation.

Les concentrations en métal libre (considérées comme étant les plus assimilables par les organismes aquatiques) diminuent alors, entraînant par la même occasion une diminution de la biodisponibilité métallique. Fairbrother et al., 2007.

Dans les bassins versants comme celui du Rhumel, contrôlés par les barrages du Hammam-Grouz en amont et Beni- Haroun en aval, constituent la destination finale de cette pollution anthropique. Dans le rapport du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement Algérien, de l'année 2005, (Afri-Mehennaoui et al., (2009) ont estimé que les entreprises industrielles génèrent annuellement plus de 220 millions de m³ d'eaux usées. A noter que ces eaux sont chargées de plus de 55 000 tonnes de charge de pollution dissoute et plus de 134 000 tonnes de matières en suspension (matières solides), ainsi que 8 000 tonnes de matières azotées. Ces eaux chargées de produits toxiques non biodégradables, sont finalement acheminées vers les réseaux hydrographiques les plus proches et donc vers les barrages s'ils existent.

Le barrage de Beni- Haroun fournit l'eau potable et d'irrigation à une grande partie de l'Est algérien. Les activités humaines dans le bassin versant du Rhumel sont susceptibles d'avoir un impact négatif sur la qualité de l'eau et sur la qualité des autres ressources telles que les poissons et les aliments issus de la région. Ce bassin versant renferme des zones industrielles de grande importance et des agglomérations d'une forte population qui génèrent des déchets municipaux

qui sont des sources de métaux toxiques et autres produits chimiques qui polluent les écosystèmes.

Pour le développement durable des ressources naturelles dans le bassin versant, il est nécessaire d'étudier l'impact de ces activités sur l'environnement.

L'objectif de ce paragraphe est de caractériser la distribution des métaux lourds dans les eaux des barrages du Grouz, Beni-Haroun et M. Elghozlanes afin d'évaluer l'impact sur les écosystèmes pendant la période 2000-2010 où 50 échantillons d'eau ont fait l'objet de dosage de quatre ETM. Pour tous les barrages, les services de l'ANRH de Constantine, ont pu doser la forme dissoute du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du fer (Fe) et du manganèse (Mn). Tableau 4-4.

Plusieurs études dans le monde (Ouddane et al., 1992, Tiwary et Dhar, 1994, Bennasser et al 1997, Teixeira et al., 1999, Jingsheng et al., 2000, Walling et al., 2001) et en Algérie (Tiri et al., 2011 ; Tiri et Boudoukha, 2007 et 2010 ; Bouguerne et al., 2010 ; Belhadj et al., 2011 ; Boudoukha et al., 2012 ; Boudoukha et Boulaarak, 2013) sont rapportés sur les effets des rejets industriels et urbains chargés en ces éléments sur la qualité des eaux de surface.

Tableau 4-4 : Caractéristiques des teneurs des ETM dans les trois barrages.

	Cu	Zn	Fe	Mn
HAMMAM-GROUZ				
Minimum (mg/l)	0.005	0.002	0.002	0.001
Moyenne (mg/l)	0.026	0.108	0.380	0.090
Maximum (mg/l)	0.090	1.150	2.390	0.408
Ecart type	0.021	0.228	0.455	0.099
Coef. variation	0.809	2.216	1.196	1.101
BENI-HAROUN				
Minimum (mg/l)	0.003	0.001	0.002	0.002
Moyenne (mg/l)	0.030	0.061	0.586	0.139
Maximum (mg/l)	0.122	0.860	3.166	1.799
Ecart type	0.025	0.139	0.798	0.255
Coef. variation	0.831	2.290	1.362	1.825
MANBAA EL-GHOZLNES				
Minimum (mg/l)		0.031	0.004	0.005
Moyenne (mg/l)		0.06	0.06	0.04
Maximum (mg/l)		0.860	0.166	0.103
Ecart type		0.04	0.06	0.03
Coef. variation		0.66	1.0	0.76

4.8.2 Origine des éléments traces métalliques (ETM) :

4.8.2.1 Origine :

Les ETM sont présents couramment dans la croûte terrestre, aussi l'altération et l'érosion des roches alimentent naturellement les eaux de surface en ETM (Elder, 1988). A la différence de la plupart des contaminants organiques, les métaux lourds sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ainsi, normalement ces éléments sont présents à de

faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003). Ces faibles concentrations en métaux lourds constituent le fond géochimique d'un certain environnement. Pour évaluer l'impact d'un métal lourd dans l'environnement, la seule présence n'est pas suffisante. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux des concentrations anormalement élevées par rapport au fond géochimique. (Alloway et Ayres, 1997). C'est pourquoi bien connaître le fond géochimique est essentiel pour déterminer la contamination en métaux lourds causée par l'activité anthropique. (Runnels *et al.*, 1992). Ces ETM peuvent avoir plusieurs origines. (Biney et al. ; 2013). Tableau 4-5.

Une fois que les métaux lourds ont été libérés dans le milieu, soit par des processus naturels (ex. altération) ou anthropiques (ex. exploitation minière) depuis leur source, ils peuvent être transportés par voie éolienne via des aérosols ou par voie aqueuse via l'eau, les matières en suspension ou les sédiments de fond des cours d'eau ; leurs concentrations est un paramètre important pour caractériser l'impact, toutefois il est très important de connaître la disponibilité de leur concentrations dans le milieu vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques (Alloway & Ayres, 1997). Cette « disponibilité » d'un élément vis-à-vis des organismes (appelée parfois abusivement « biodisponibilité ») est très contrôlée par la dissolution et la mise en solution à partir des minéraux porteurs, et par la suite par l'adsorption et la précipitation de cet élément par des réactions géochimiques ayant lieu dans les eaux, les sédiments ou les aérosols. Le degré dans lequel un métal est absorbé ou précipité dépend notamment de ses propriétés intrinsèques (état(s) d'oxydation, rayon atomique, etc.), des paramètres physico-chimiques de l'environnement (pH et potentiel d'oxydoréduction), de la nature de l'absorbant (charge dépendant du pH, type de complexes ligands, surface spécifique), des autres métaux (ou d'autres cations majeurs) présents et de leurs concentrations (Alloway & Ayres, 1997 ; Sigg *et al.*, 2000).

Tableau 4-5 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement. Biney et al. ; 2013.

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni,
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides, conservateurs)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

4.8.2.2 Effets des éléments traces :

Les éléments traces tels que Cr, Mn^{2+} , Co, Cu^{2+} , Fe^{2+} et Zn^{+} jouent un rôle biochimique dans les processus vitaux des plantes aquatiques et les animaux, et leur présence en quantités infimes dans le milieu aquatique est essentielle. Cependant, à des concentrations élevées, ces éléments traces deviennent toxiques (Nuremberg, 1982) et non biodégradables car ils subissent un cycle biogéochimique sensiblement différent dans les différents domaines et les compartiments de l'environnement. Dans ce cycle, ils seront repris par l'homme, principalement sous forme de nourriture et d'eau potable et sous cet angle, les métaux lourds toxiques constituent un risque particulier. Ils ont tendance à s'accumuler dans les organes vitaux. Nuremberg, 1982. Ainsi, ils exerceront progressivement de plus en plus un effet toxique à long terme au cours de la vie humaine en fonction de l'amplitude cumulative de la dose et de l'exposition de l'individu.

4.8.3 Teneurs de métaux lourds dans l'eau du Rhumel et de Oued El-Hai:

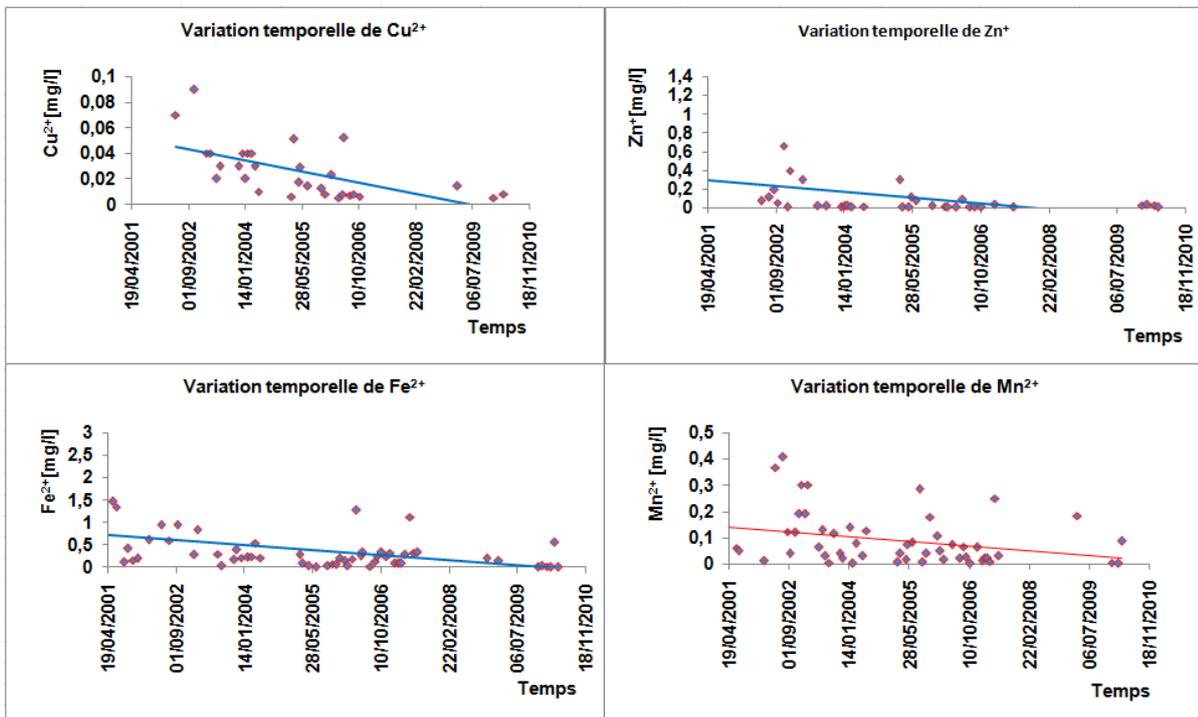


Figure 4-52 : Tendence des ETM dans les eaux du barrage Hammam- Grouz pendant la période d'étude.

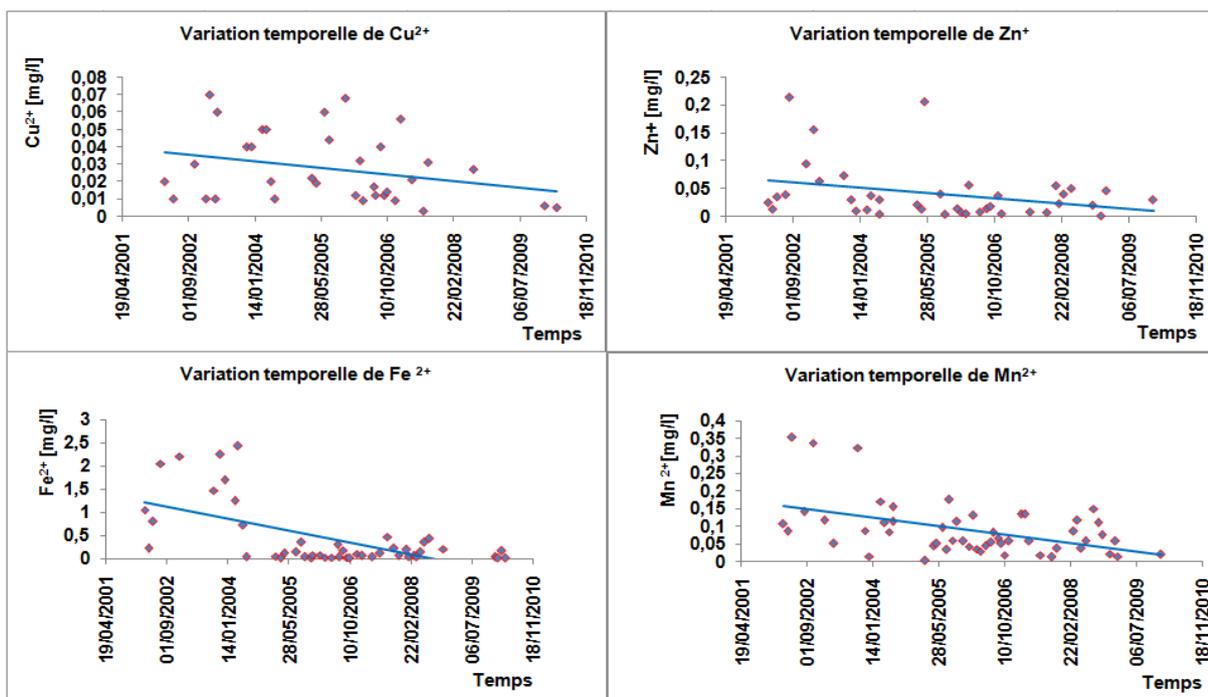


Figure 4-53 : Tendence des ETM dans les eaux du barrage Beni-Haroum pendant la période d'étude.

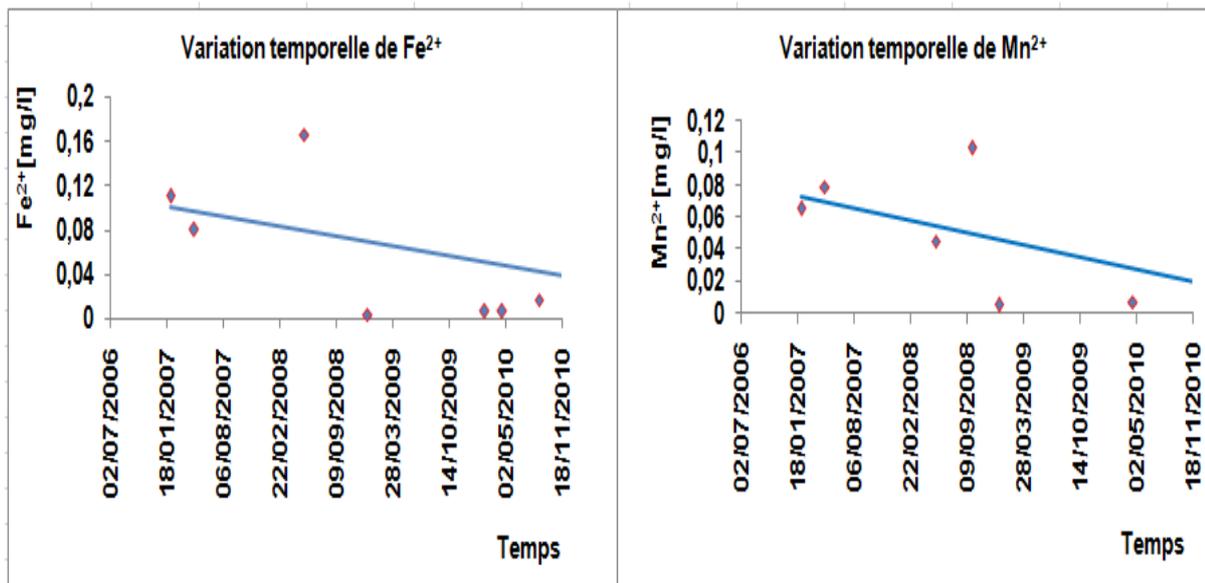


Figure 4-54 : Tendence des ETM dans les eaux du barrage Manbaa El-GHozlanes pendant la période d'étude.

L'examen des concentrations des ETM, montre que :

- **la concentration moyenne en Fe²⁺** est de l'ordre de 0.380 ± 0.455 soit un coefficient de variation (CV) de 119% pour le Hammam-Grouz et une moyenne 0.586 ± 0.798 soit un CV de 136% pour Beni-haroun. Donc on s'aperçoit qu'on a une grande variation ;

Pour Manbaa El-Ghozlanes la concentration moyenne est de l'ordre 0.06 ± 0.06 soit un coefficient de variation de 1.0

- **la concentration moyenne en Zn⁺** est de l'ordre de 0.108 ± 0.228 soit un CV de l'ordre de 221% pour le Hammam-Grouz et une moyenne de 0.061 ± 0.139 soit un CV de l'ordre de 229%. Donc on s'aperçoit également qu'on a une grande variation de Zn ;

Pour Manbaa El-Ghozlanes la concentration moyenne est de l'ordre 0.06 ± 0.04

soit un coefficient de variation de 0.66.

- **la concentration moyenne en Mn²⁺** est de l'ordre de 0.090 ± 0.099 soit un CV de l'ordre de 110% pour le Hammam-Grouz et une moyenne de 0.139 ± 0.255 soit un CV de l'ordre de 182%. Donc on s'aperçoit également qu'on a une grande variation de Mn. Le Mn est naturellement présent dans les sédiments, et sa teneur peut être relativement élevée, et étroitement dépendante de la nature du substrat ;

Pour Manbaa El-Ghozlanes la concentration moyenne est de l'ordre 0.04 ± 0.03

soit un coefficient de variation de 0.76.

- **la concentration moyenne en Cu^{2+}** est de l'ordre de 0.026 ± 0.021 soit un CV de l'ordre de 81% pour le Hammam-Grouz et une moyenne de 0.030 ± 0.025 soit un CV de l'ordre de 83%. Donc on s'aperçoit également qu'on a une grande variation de Cu mais elle semble être la plus faible par rapport aux autres éléments.

Donc des ETM montrent une variation significative qui peut être en liaison avec des lâchées des effluents industriels.

Les teneurs en ces ETM peuvent être classées, en fonction de leur abondance relative dans les eaux de surface de la région, comme suit:

- $\text{Fe}^{2+} > \text{Zn}^+ > \text{Mn}^{2+} > \text{Cu}^{2+}$ pour le Hammam-Grouz ;
- $\text{Fe}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Zn}^+ > \text{Cu}^{2+}$ pour Beni- Haroun.
- $\text{Fe}^{2+} = \text{Zn}^+ > \text{Mn}^{2+}$ pour Manbaa El Ghozlanes

On constate donc que Fe^{2+} et Cu^{2+} occupent la même place dans la hiérarchie pour les deux barrages par contre pour Mn^{2+} et Zn^+ leur comportement s'est inversé. Tableau 4-6. Ceci est dû à la chute de la concentration de Zn^+ entre le Hammam-Grouz et Beni- Haroun suite à processus biochimiques. (Akoto et al., 2008.) Par contre les trois autres éléments ont vu leur concentration augmenter. Cet apport doit être dû à l'arrivé d'une pollution soit urbaine soit industrielle.

Tableau 4-6 : Variation relative de la concentration des ETM au niveau des deux barrages.

ETM	Fe^{2+}	Mn^{2+}	Zn^+	Cu^{2+}
Evolution Hammam-Grouz et Beni- Haroun	↗	↗	↘	↗

Les concentrations moyennes observées dans les eaux des deux barrages sont nettement inférieures aux normes de l'OMS, seules 1.8% et 5% des échantillons dépassent cette norme pour le Mn respectivement pour le Hammam-Grouz et Beni- Haroun. Par contre pour le Cu^{2+} toutes les concentrations sont inférieures à la norme. Tableau 4-7.

Tableau 4-7 : Pourcentages des échantillons ayant dépassé la norme de l'OMS

	Fe^{2+}	Mn^{2+}	Zn^+	Cu^{2+}
Hammam-Grouz	-	1.8%	-	0%
Beni-Haroun	-	5%	-	0%

4.8.3.1 Relation pH-ETM :

Le pH joue un rôle important dans la disponibilité des métaux en contrôlant l'absorption dans les différentes fractions. Aranguren, 2008. Dans des cours d'eau affectés par des drainage acide, ou à des $\text{pH} < 7$, les métaux se trouvent préférentiellement en solution (Johnson, 1986), parce que les principaux produits sorbants sont les oxyhydroxides de fer (goethite (Fe OOH) et l'hématite (Fe_2O_3)), dont le pouvoir d'absorption est réduit en drainage acide (Webster et al., 1998). Toutefois, d'autres facteurs, comme notamment le contenu en matière organique, jouent un rôle important dans la complexation des métaux.

Dans les eaux des barrages H-Grouz et B-Haroun, les droites de tendances des quatre ETM, ont une pente négative ce qui permet de dire que les plus fortes concentrations en ETM, coïncident avec les plus faibles valeurs du pH traduisant des phénomènes de complexation. Figures : 4-55, 4-56. par contre dans le barrage M-Elghozlanes cette logique n'est pas respectée Figure : 4-57.

4.8.3.2 Relation MES-ETM :

Le rôle des matières en suspension (MES) dans le transport des métaux dans les cours d'eau est en général beaucoup plus important que celui de la phase dissoute. Martin et Meybeck, 1979 ; Walling et Fang, 2003. Il est connu que les MES représentent 90% du flux sédimentaire dans les rivières (Walling et Fang, 2003). Les MES jouent donc un rôle très important dans les cours d'eau en tant que vecteurs d'éléments, car les métaux notamment sont souvent contrôlés par les processus d'interaction entre la phase dissoute et la phase solide, comme l'adsorption, la complexion ou la dissolution, processus qui sont contrôlés notamment par le potentiel redox de surface (Stumm, 1992). Tout cela est particulièrement vrai dans des eaux naturelles à pH neutre ou alcalin (Douglas et al., 1999 ; Shafer et al., 1999), mais qui peut être très différent dans un contexte d'eaux acides (Schemel et al., 2000). Certains éléments sont des constituants typiques de la fraction particulaire en suspension comme Fe, qui est trouvé de préférence dans les MES plutôt que dans la phase dissoute (Kimball et al., 1995 ; Olivie-Lauquet et al., 1999 ; Olivie-Lauquet et al., 2000).

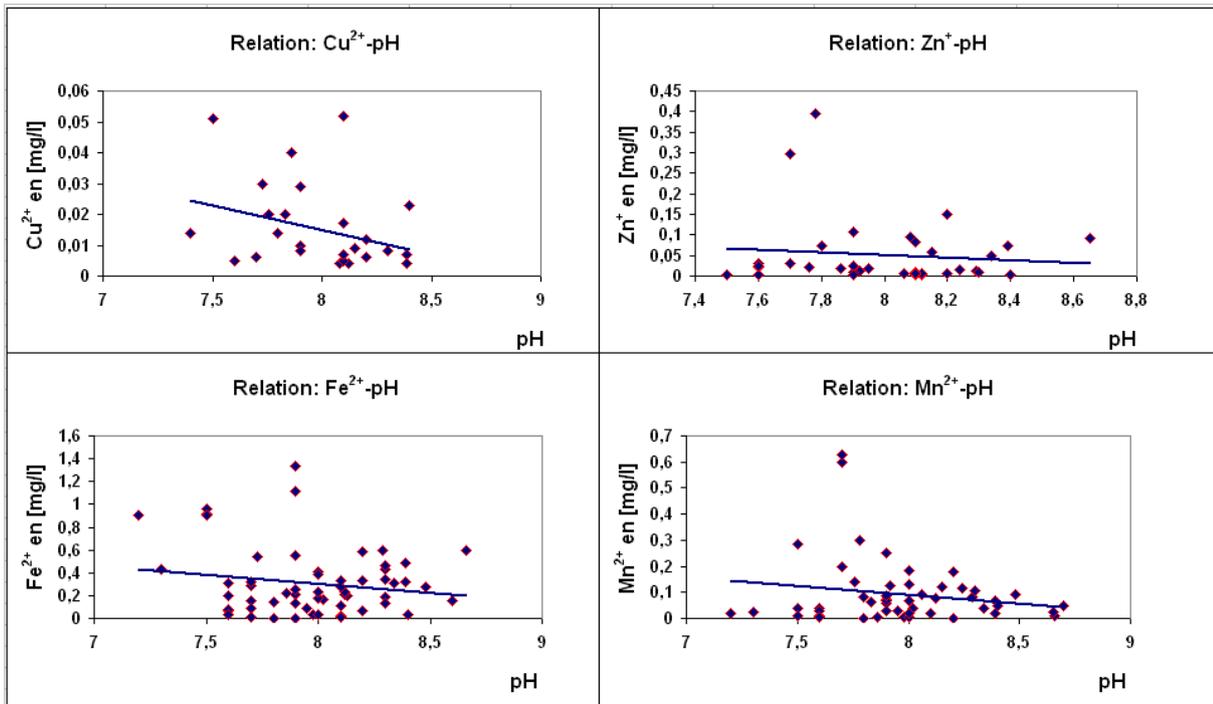


Figure 4-55 : Relation pH-ETM dans les eaux du barrage Hammam-Grouz.

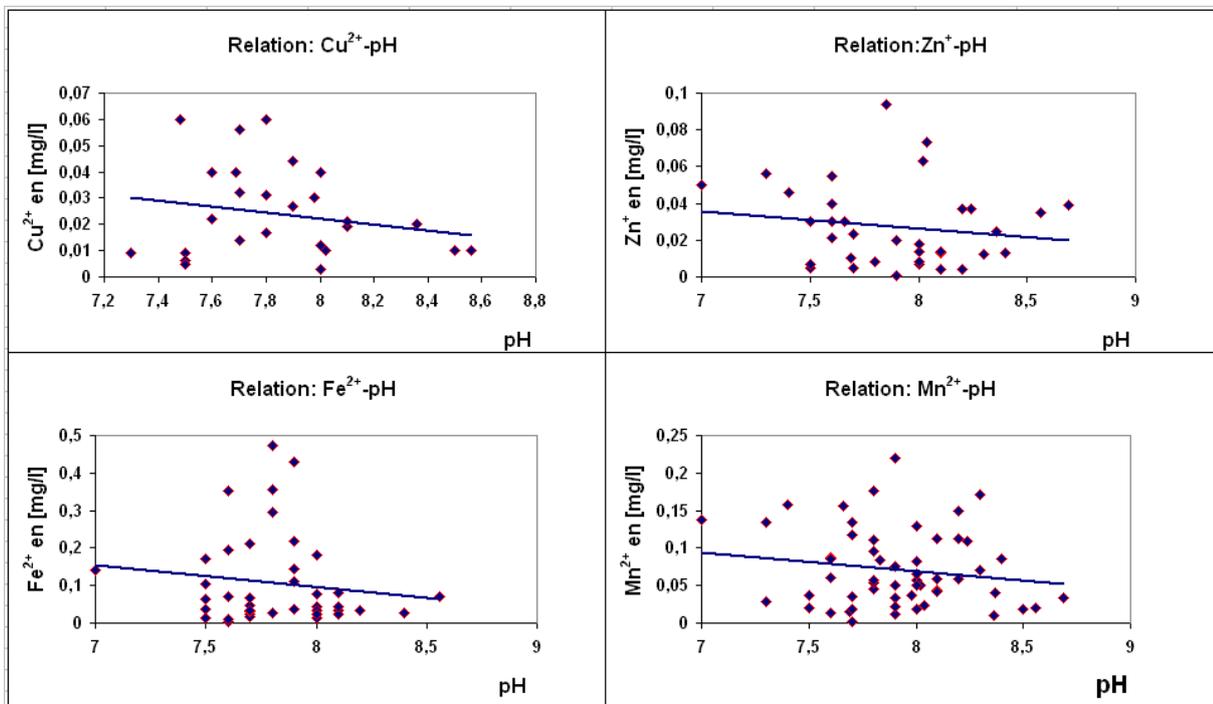


Figure 4-56 : pH-ETM dans les eaux du barrage Beni-Haroun.

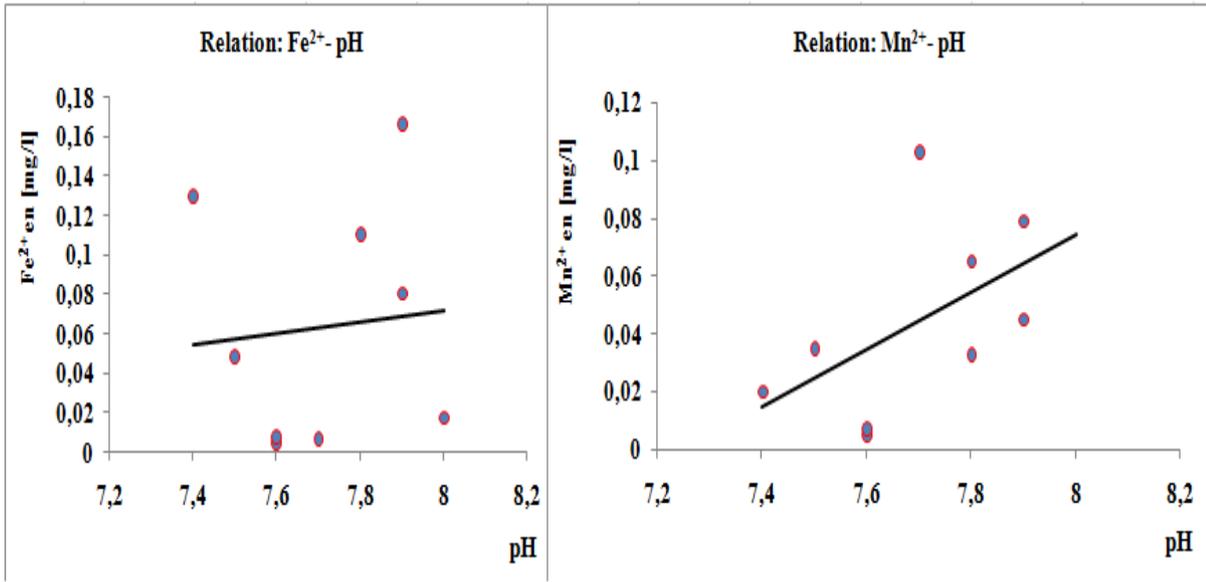


Figure 4-57 : pH-ETM dans les eaux du barrage Manbaa El- Ghozlanes.

Dans les eaux de Beni- Haroun et ceux du Hammam-Grouz, la concentration en ETM semble avoir une bonne corrélation avec la teneur en M.E.S. Les droites de tendances tracées à l'aide de l'Excel, ont toutes des pentes positives. Le grand pourcentage des concentrations en ETM, semble également être en liaison avec les concentrations en MES moins de 200 mg/l donc en relation avec les faibles écoulements. Figures : 4-58, 4-59 et 4-60.

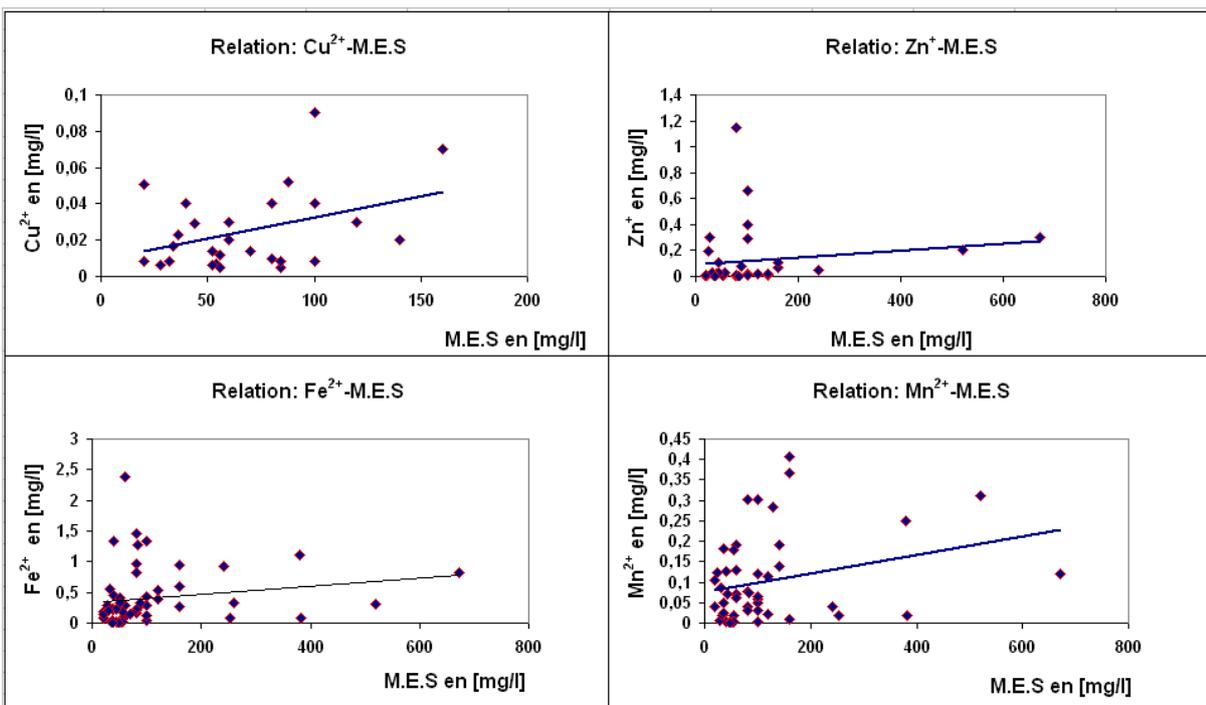


Figure 4-58 : Relation MES-ETM dans les eaux du barrage Hammam-Grouz.

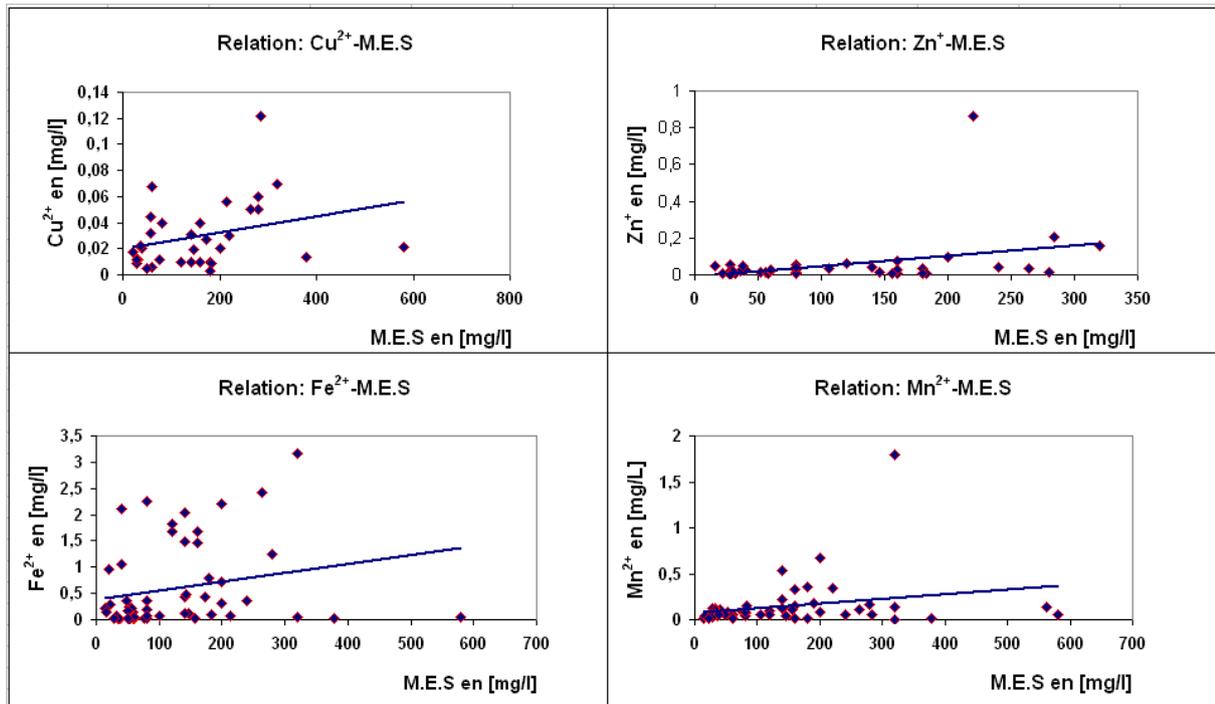


Figure 4-59 : Relation MES-ETM dans les eaux du barrage Beni- Haroun.

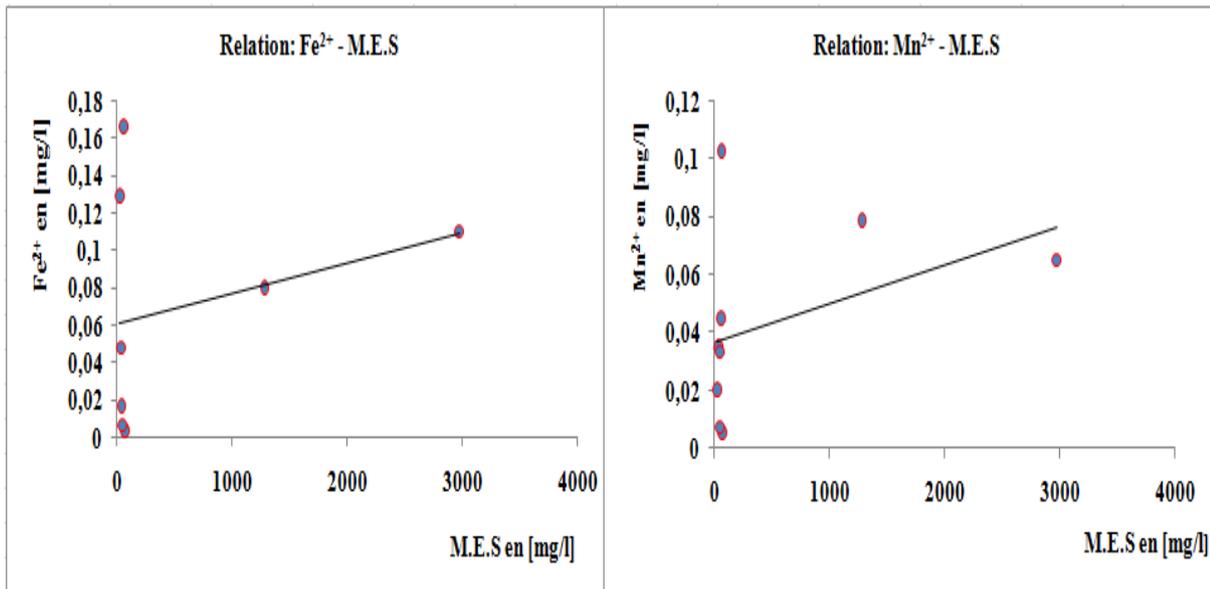


Figure 4-60 : MES-ETM dans les eaux du barrage Manbaa El- Ghozlanes.

Conclusion :

Le problème de la contamination environnementale des eaux des deux barrages contrôlant Oued Rhumel, en zone subhumide à semi-aride et celui de Menbaa El- Ghozlanes en zone aride à semi-aride, a été abordé par une approche multidisciplinaire: statistique, géochimique et hydrologique. Ce bassin hydrologique constitue la principale source d'alimentation en eau d'une

grande partie de l'Est algérien. L'eau de surface a été identifiée comme étant le principal vecteur dans le transport des éléments en solution (éléments majeurs, nutriments et en trace) qui peuvent causer des effets multiples et très sérieux sur l'environnement, ainsi que sur la santé humaine. Une caractérisation poussée des éléments majeurs, de l'azote, des phosphates, des ETM et les matières en suspension (MES), leurs sources et leurs refuges, ainsi que les mécanismes responsables de leur distribution dans l'environnement, ont été identifiés. Les concentrations en éléments majeurs sont dues à la dissolution des formations géologiques par contre les ETM sont très enrichies, dans les eaux de surface par action anthropique. En conséquence, la contamination des métaux lourds est évidente avec la typologie suivante $Fe^{2+} > Zn^{+} > Mn^{2+} > Cu^{2+}$ pour le barrage Hammam-Grouz et $Fe^{2+} > Mn^{2+} > Zn^{+} > Cu^{2+}$ pour le barrage Beni- Haroun et $Zn^{+} = Fe^{2+} > Mn^{2+}$ pour le barrage Menbaa El-Ghozlanes. La variation de la concentration de ces polluants est en liaison avec le pH et la matière en suspension. Cependant, le climat semi-aride à aride influe d'une manière nette sur le chimisme de l'eau, au niveau du barrage Menbaa El-Ghozlanes.

CONCLUSION GÉNÉRALE

La géologie des bassins étudiés dans son ensemble est caractérisé par l'hétérogénéité des formations sédimentaires qui s'étalent du Trias au Quaternaire, constitué généralement par des sédiments marins, d'où la dominance des terrains imperméables ce qui aboutira à un faciès chimique typique.

Le régime hydrologique des deux bassins versants se caractérise par une irrégularité mensuelle et une irrégularité interannuelle exprimée par les fortes valeurs de variations des différents paramètres climatiques et hydrologiques. On peut prévoir une grande variabilité dans le chimisme de l'eau suite à l'influence climatique (Précipitation et Evapotranspiration) et hydrologique et géologique par dissolution des minéraux de la roche mère. Nous pouvons constater que les analyses des paramètres physico-chimiques ont permis d'étudier l'évolution spatio-temporelle de la qualité des eaux de ces sites, destinées essentiellement à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation. La taille des échantillons de ces analyses a permis d'aborder le problème surtout d'une manière qualitative.

Pour le Barrage Hammam-Grouz contrôlant Oued Rhumel dans sa partie amont, les concentrations des différents éléments évoluent d'une manière irrégulière. Les concentrations de la quasi-totalité des paramètres sont faibles par rapport aux deux autres barrages, mais les valeurs maximales de ces concentrations dépassent les concentrations maximales admissibles selon les directives de l'Organisation Mondiale de la Santé. Quant aux valeurs moyennes elles restent en dessous des concentrations maximales admissibles. Le dépouillement de ces analyses chimiques a montré que les eaux sont chlorurées-bicarbonatées- sodiques à calciques. L'utilisation du diagramme de Wilcox montre que les eaux sont caractérisées par qualité bonne à médiocre pour l'irrigation. Cette eau doit donc être utilisée pour des cultures tolérant le sel, sur des sols bien drainés et où la salinité doit être contrôlée. L'ACP réalisée sur ces données, a montré que la minéralisation est liée aux évaporites et aux carbonates.

Pour le Barrage Beni Haroun contrôlant Oued Rhumel dans sa partie avale, les concentrations évoluent d'une manière irrégulière avec un maximum pendant l'été où elles dépassent les concentrations maximales admissibles. Les concentrations moyennes de quelques paramètres dépassent les concentrations maximales admissibles, c'est le cas de Mg^{2+} , NO_2^- , NH_4^+ et Fe^{2+} . Le dépouillement des analyses chimiques a montré que les eaux sont sulfatées-calciques à magnésiennes. Ces fortes teneurs sont en liaison avec l'activité agricole, industrielle et urbaine. Ceci a abouti à des concentrations élevées en Zn^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , PO_4^{3-} . Le diagramme de Wilcox, permet de voir que ces eaux ont une aptitude admissible à médiocre pour à l'irrigation selon les

périodes. L'eau doit être utilisée pour des cultures tolérantes aux sels, sur des sols bien drainés et la salinité doit être contrôlée.

Pour ce qui est du Barrage Manbaa El-Ghozlanes contrôlant Oued El-Hai, l'étude hydrochimique de ces eaux montre une forte salinité et de faciès sulfatées-calciques. L'analyse du contexte géologique montre que ce faciès est lié à la dissolution des formations évaporitiques du Trias et/ou des marnes gypsifères. Cette salinité est accentuée par l'évaporation au niveau du barrage. La détermination du bilan ionique entre les éléments chimiques (Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} et SO_4^{2-}) qui caractérisent les formations géologiques, nous a permis de montrer la dominance des ions Na^+ et Cl^- par rapport à Ca^{2+} et SO_4^{2-} . Le calcul de l'indice de saturation des minéraux chimiques par rapport à l'eau de surface, montre la forte sensibilité des minéraux évaporitiques à la dissolution par rapport aux minéraux carbonatés, ce qui permet d'avoir de fortes concentrations de Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} . Cette analyse montre que les eaux de surface sont fortement influencées par climat. Ainsi, ceux de la partie Sud sont fortement salées où l'évaporation permet l'augmentation de la salinité par concentration. Par contre dans la partie Nord, le chimisme des eaux des barrages de Béni-Haroun et Hammam-Grouz ne sont soumis en majorité qu'aux conditions géologiques et anthropiques.

**PRODUCTION SCIENTIFIQUE DANS LE
CADRE DE LA THESE**

1. Communications Nationales :

- **GUERRAICHE Z, (2002) :** Influence de la Crue de Projet sur la Stabilité des Barrages en Terre. 1^{er} Congrès International de Mécanique Constantine. 14-16 Décembre. Algérie.
- **GUERRAICHE Z, (2004) :** Etude Comparative des Eaux de Surface dans des Brrages en Zone Aride et Semi-Aride. Séminaire National sur l'Eau. Université Badji Mokhtar, Annaba. 28-29 Novembre. Algérie.
- **GUERRAICHE Z, BOUDOUKHA A, MEKAOUSSI H, (2004) :** Etude Hydrochimique par Analyse Statistique. Cas de Oued El Hai wilaya de Biskra. 3^{eme} Séminaire National sur les Ressources en eau. Centre Universitaire Mustapha Stambouli, Mascara. 04-05 Mai. Algérie.
- **GUERRAICHE Z, MEKAOUSSI H, BOUDOUKHA A, (2004) :** Etude hydrochimique des eaux de surface du bassin versant de Oued El-Hai, barrage de Fontaine des Gazelles, sud de Batna. Premier Séminaire National sur les Sciences de la Terre au Service du Développement Durable. Centre Universitaire de Tebessa, Institut des Sciences de la Terre. 26-27 avril. Algérie.

2. Communications Internationales :

- **BOUDOUKHA A, GUERRAICHE Z, (2004):** Comportement des Polluants Naturels et Urbains dans les Eaux de Surface de l'Oued El Rhumel. Colloque International terre et eau, Université de Annaba. 21-23 Décembre. pp. 13-15. Algérie.
- **GUERRAICHE Z, (2004) :** Séminaire International. Eau et Risques dans le Contexte Saharien. Université de Laghouat. 19-23 Novembre. Algérie.
- **GUERRAICHE Z, BOUDOUKHA A, BENGORA D, (2005) :** Etude de la Qualité des Eaux de Surface de Surface dans des Barrages en Zone Aride, Semi-Aride et Humide. Deuxième Congrès Méditerranéen. Ressources en Eau dans le Bassin Méditerranéen. Watmed 2. Université Cadi Ayyad. Marrakesh. 14-17 Novembre. P6-36. Maroc.
- **GUERRAICHE Z, (2006) :** Suivi de la Qualité de l'eau sur Oued El Rhumel –Hammam Grouz – Beni Haroun. The third International Conference on the “ Water Resources in the Mediterranean Basin”. Watmed 3. Libanese University. Tripoli, Lebanon.

3. Publications :

Z.Guerraiche, A.Boudoukha, H.Mekaoussi, (2007) : Qualité Minérale des Eaux de Surface en Zone Aride : Cas de Oued El Hai, Barrage : Fontaines des Gazelles. (Région de Biskra, S.E. Algérie). *Phys. Chem. News* 38 (2007) 112-121.

Zouaoui Guerraiche, Abderrahmane Boudoukha, Rachid Benkadja, (2016): Variation of the chemical composition of Grouz dam waters, Eastern Algeria. *Desalination and Water Treatment* 57 (2016) 4878-4887.

BIBLIOGRAPHIE

A.N.R.H., (1993) : Carte pluviométrique de l'Algérie du Nord au 1/500 000 (2 feuilles, une notice de 49 p.), Ministère de l'Équipement, Alger, Ed. I.N.C.

A.N.R.H., (2002) : Carte des évapotranspirations potentielles du Nord de l'Algérie au 1/500 000. Alger : ministère des ressources en eau ; ANRH ; INCT.

ABDESSELAM. S, (2013) : Impact de la mise en culture en irrigué sur les sols et les eaux dans un bassin endoreique en zone aride. Cas du sud du Hodna (Algérie). *Thèse de Doctorat*.

ADAMS S, TITUS R, PIETERSEN K, TREDoux G, Harris C, (2001): Hydrochemical characteristics of aquifers near surtherland in the Western Karoo, *South Africa: Journal of hydrology*, 91-103.

AFRI-MEHENNAOUI F.Z., LEILA SALHI L., ZERIEF N. & MEHENNAOUI S., (2009) : Niveau de contamination par les éléments traces métalliques (ETM), des sédiments des oueds Rhumel et Sakiet Roum, dans la zone industrielle et à Constantine (Algérie). *Colloque international Environnement et transports dans des contextes différents, Ghardaïa, Algérie, 16-18 fév. 2009. Actes, ENP ed., Alger, p. 181-187.*

AKOTO. O, BRUCE. T.N. , DARKO. G, (2008): Heavy metals pollution profiles in streams serving the Owabi reservoir. *African Journal of Environmental Science and Technology* Vol. 2 (11). pp. 354-359.

ALLOWAY B.J, AYRES. D.C, (1997): *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, London, 394 pp.

ANAZAWA. K, OHMORI. H, TOMIYASU. T, SAKAMOTO. H, (2003): Hydrochemistry at a volcanic summit area, Norikura, central Japan. *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, **67 (18S)**: 17.

ANRH: (Agence Nationale des Ressources Hydriques), Annuaire hydrologique de l'Algérie.

APPELO C.A.J. et POSTMA. D, (1993): Geochemistry, groundwater and pollution. *Journal of Hydrology*, 155, 1-2, 295-296.

ARANGUREN M.M.S, (2008) : Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. *Thèse Doc. Univ. Toulouse. France. 381p.*

BARBIERO. L, (1992): *Aspects géochimiques de l'alcalinisation des sols dans la Vallée du Dallol Bosso (République du Niger). Cah. ORSTOM, Sér. Pédol; Vol. XX VII, n°2, 1992, pp 143-152.*

BARLOW, P.M. (2003): Groundwater in freshwater-saltwater environments of the Atlantic Coast. Circular 1262, US Geological Survey, Reston, VA.

BAULIG. H, (1959) : *La morphologie*. Ann. Géogr., Paris, n° 365, pp. 385-408.

BEKKOUCHE. D, (1992) : Le Silurien supérieur-Dévonien inférieur du bassin de Ghadamès (Sahara oriental algérien) : lithostratigraphie, sédimentologie et diagénèse des réservoirs gréseux. *Thèse 3e cycle. Université J. Fourier-Grenoble.*

- BELHADJ M.Z, BOUDOUKHA A, MEZEDJRI L, (2011) :** Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la wilaya de Skikda (Nord-est de l'Algérie). Contamination naturelle par le mercure. *European Journal of Scientific Research*. **56(2):** 204-211.
- BELHADJ M.Z, (2006) :** Etude de la pollution des eaux du barrage Zit-Emba-Skikda. *Mémoire de magister*. Univ. Batna. Algerie.
- BELKHIRI L, BOUDOUKHA A, MOUNI L, (2011):** A multivariate Statistical Analysis of Groundwater Chemistry Data. *International Journal of Environment Research* 5(2) : 537-544.
- BELKHIRI L, BOUDOUKHA A, MOUNI L, BAOUZ. T, (2010):** Multivariate statistical characterization of groundwater quality in Ain Azel plain, Algeria. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 4(8), 526-534.
- BENNACER L, FEKHAOUI. M, BENOIT-GUYOUD J.L. , MERLIN. G, (1997):** Influence of tide on water quality of Sebou polluted by Gharb plain wastes (Morocco). *Water Research*, 31, 4: 867-887.
- BETTON C, WEBB B.W, WALLING D.E, (1991):** Recent trends in NO₃-N concentration and loads in british rivers. Sediment and Stream Water Quality in a Changing Environment: Trends and Explanation (*Proceedings of the Vienna Symposium, August 1991*), (203):169-180.
- BIGHAM et NORDSTROM, (2000):** Iron and Aluminum Hydroxysulfates from Acid Sulfate Waters. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor et D.K. Norstrom (Eds.), Sulfate Minerals - Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry. Mineralogical Society of America, Washington, D.C.*, pp. 351-404.
- BILLON G, MAGNIER A, LOURINO-CABANA B, BAEVENS W, FISCHER J.C. et OUDDANE B, (2010) :** Mise en place d'un suivi en continu d'éléments traces métalliques dans la colonne d'eau du canal de la Deûle. *Géosystèmes. FRE 3298 CNRS-LILLE1*. 43p.
- BINEY C, AMUZU A.T, CALAMARI D, KABA N, MBOME I.L, NAEVE H, OCHUMBA O, OSIBANJO O, RADEGONDE V, M.A.H. SAAD,(2013) :** Etude des Metaux Lourds. *Archives de documentations de la FAO*.
- BOUDOUKHA A, BOUGUERNE A, (2010) :** Les métaux lourds dans les eaux de surface de Oued Bousselem ; discussion des données analytiques. *Geomaghreb*, 6, 97-104.
- BOUDOUKHA A, BOULAARAK M, (2013) :** Pollution des eaux du barrage de Hammam Grouz par les nutriments (Est algérien). *Bull. Serv. Géol. Nat.* 24 (2).
- BOUDOUKHA A, ATHAMENA M, (2012) :** Caractérisation des eaux thermales de l'ensemble sud sétifien. Est algérien. *Revue des Sciences de l'Eau* 25(2) 103-119.
- BOUDOUKHA A, BELHADJ M.Z. , BENKADJA R., (2012) :** Impact d'une pollution anthropique et d'une contamination naturelle sur la qualité des eaux du barrage de Zit Emba. Est algérien. *La Houille Blanche*, n° 4, 2012, p. 34-41.
- BOUDOUKHA A, BOULAARAK M, (2013) :** Pollution des eaux du barrage de Hammam Grouz par les nutriments (Est algérien). *Bull. Serv. Géol. Nat. Vol. 24 (2)*. 1-11.

- BOUDOUKHA A, GUERRAICHE Z, (2004):** Comportement des Polluants Naturels et Urbains dans les Eaux de Surface de l'Oued El Rhumel. Colloque International terre et eau, Université de Annaba. 21-23 Décembre. pp. 13-15. Algérie.
- BOUGUERNE .A, (2001) :** Etude comparative par analyse hydrologique et hydrochimique des eaux de surface des bassins versants de Oued Rhumel et Oued Boussellem. *Mémoire de magister*. Univ. Batna. Algérie.
- BOUGUERNE A, BOUDOUKHA A, TIRI A, (2010) :** Evaluation des Eaux de Surface à L'échelle des Bassins Versants Par le Code HBV Light et Risque de Pollution Par les Metaux Lourds: Cas de Deux Bassins Versant de L'est Algerien. *Journal International Network Environmental Management Conflicts, Santa Catarina – Brazil, 1(1), 120-127.*
- BOUHLASSA S, ALEHCHEIKH C, KABIRI L,(2008) :** Origine de la minéralisation et de la détérioration de la qualité des eaux souterraines de la nappe phréatique du Quaternaire du bassin-versant de Rheris (Errachidia, Maroc). *Sécheresse*, 19 (1), 67-75.
- BOUILLON J.P , RAOUL J.F, (1971) :** Présence sur le socle kabyle du constantinois d'un olistostrome lié au charriage des Flyschs, le numidien peut-il être un néoautochtone, *Bull.Soc. géol.Fr (7), XIII*, pp.338-362, Paris.
- BOUILLON J.P, (1971) :**Découverte de Mésozoïque épimétamorphique au Nord Est d'El Milia (petite Kabylie); la fenêtre des Beni-Toufout. *C. R. Somm. Soc. Géol. Fr*, p171.
- BOUILLON J.P, (1977) :** Géologie alpine de la petite kabylie dans les régions de Collo et d'El-Milia (Algérie). Thèse Paris, ronéot. 509p.
- BOUILLON J.P, (1979) :** La transversale de Collo et d'El-Milia (petite kabylie) : une région clef pour l'interprétation de la tectonique alpine de la chaîne littorale d'Algérie. *Mém.Soc.Géol*, nouv série, pp.1-84.
- BOUST D, (1999) :** Fer et Manganèse, réactivités et recyclages. In: *IFREMER*, editor, pp. 39.
- BOUTALEB S, (2000) :** Impact de la géologie et du climat des bassins versants sur la qualité des eaux d'une grande nappe alluviale en climat semi-aride. Application aux relations hydrologiques entre le haut-Atlas-Occidental et la plaine du Souss.*Th. Doct. Univ. Sci. d'Agadir Maroc*, 170p..
- BRAHY V, (2007):** *Cellule Etat de l'Environnement Wallon (2007) Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007. MRW - DGRNE, Namur. Région Wallonne. Le Ministre wallon de l'Environnement.*720p.
- BREMOND R., PERRODON C, (1979) :** Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie du Canada. *Prévention des pollutions. 2^{ème} Ed: 259 p.*
- BRENNAN R.F. , BOLLAND M.D.A, (2004) :** Comparing Manganese Sources for Spring Wheat Grown on Alkaline Soils. *J. Plant Nutrition*, 27: 95-109.
- BRINIS N, (2011) :** Caractérisation de la salinité d'un complexe aquifère en pays aride – Cas de l'aquifère d'El Outaya – Région Nord-Ouest de Biskra. Algérie. *Thèse de doctorat en Hydraulique*. Université de Biskra (Algérie).

BROUSTE L, (1996) : *Hydrochimie et géochimie isotopique de la nappe phréatique de la Comarca Lagunera (Nord-Mexique)*. Th. Doct. Univ. Paris XI Orsay.

BURGESS R.M, SCOTT K.J, (1992): The Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and Effects. *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. pp. 129-165.

BURT T.P, ARKELL B.P, TRUDGILL S.T, WALLING D.E,(1988): Stream nitrate levels in a small catchment in south west England over a period of 15 years. *Hydrological Processes*, 2 : 267-284.

BURT T.P. AND ARKELL B.P., (1987). Temporal and spatial patterns of nitrate losses from an agricultural catchment. *Soil Use and Management*, 3(4) :138-142.

BURTON J.R, PITT R.E, (2001): Stormwater effects handbook, a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. CRC/ Lewis Publishers, 875p.

CADILLON M, (1989) : Réutilisation des eaux usées : Contraintes et enjeux. *Actes des journées techniques d'assainissement au Maroc. Agadir (Maroc)*, 6-8 Septembre. pp. 2-26.

CALLENDER E, (2003): Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.

CAMERON E, (1996): The hydrochemistry of the Fraser River, British Columbia: seasonal variation in major and minor components. *Journal of Hydrology* 182: 209-215.

CERLING T.E, PEDERSON B.L, DAMM K.L.V, (1989): Sodium–calcium ion exchange in the weathering of shales: implications for global weathering budgets. *Geology* 17, 552–554.

CGMW/UNESCO, (1985-1990): *International Geological Map of Africa at 1:5 000 000*. CGMW/UNESCO, Paris.

CHALON C, LEROY D, THOME J-P, GOFFART A, (2006): *Les micropolluants dans les eaux de surface en Région wallonne*. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. AQUAPOLE-ULg. Liège. 137p.

CHANEY R.L, (1988): Effective utilisation of sewage sludge on cropland in United States and toxicological considerations for land application. In: *Land Application of Sewage Sludge*. Association for the Utilisation of Sewage Sludge, Tokyo, pp.77-105.

CHAPMAN D, KIMSTACH V, (1996): Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, pp. 59-126.

CHAUMONT et PAQUIN C, (1971) : *Carte pluviométrique de l'Algérie du Nord*, échelle 1/500 000 (4 feuilles et notice), Société de l'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord, Alger.

CHEVERRY C, ROBERT M, (1998) : La dégradation des sols irrigués et de la ressource en eau : Une menace pour l'avenir de l'agriculture et pour l'environnement des pays au sud de la méditerranée. *Étude et Gestion des Sols*, vol. 5, n° 4, p. 217-226.

CHIFFOLEAU J.F, (2001) : La contamination métallique. In: IFREMER, editor, pp. 39.

CHOCAT B, (1997) : *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Ed. Tec & Doc., 1124 p.

Coiffait P.E, (1992) : Un bassin post- nappes dans son cadre structural : l'exemple du bassin de Constantine (Algérie Nord- Orientale). *Thèse doctorat*. Univ.Nancy. 505p.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTÈRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME), (1999) : Recommandations canadiennes pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 8 p.

COTE M, (1998) : Les régions bioclimatiques de l'Est algérien, *Rhumel*, n° 6, pp. 57-71.

CREED I.F, AND BAND L.E, (1998): Export of nitrogen from catchments within a temperate forest : Evidence for a unifying mechanism regulated by variable source area dynamics. *Water Resources Research*, 34(11) :3105-3120.

D.D.A.S.S 2000. Direction départementale des Affaires Sanitaires et Sociales. France.

DAVID M, BONNIEUX .F. , RAINELLI .P, (1983) : Introduction au traitement des séries chronologiques. *Economie rurale*. 157, 49-56.

DAVIES D.B, (2000) the nitrate issue in England and wales. *Soil Use and Management*, 16:142-144.

DAVIS S.N. AND DEWIEST, (1967): Hydrogeology, John Willey and Sons, New York, 463 p.

DE LAGARDE J, (1983) : Initiation à l'analyse des données. Ed Dunod, Paris France.

DEBIECHE H, (2002) : Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle: Application à la basse plaine de la Seybouse, Nord-Est algérien. *Thèse de Doctorat*, Université de Franche-Comté.276 p.

DEBIECHE T.H, (2002) : Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybouse. Nord-Est Algérien. Doc. Univ. France Comté. France.

DESBORDES A, (2000) : *Pollutions des eaux souterraines en Picardie*. Mémoire Maîtrise BG, Fac. Sciences, Amiens, 50 p.

DESJARDINS R, (1997) : *Traitement des eaux*. 2e édi. Ed. Presses internationales Polytechnique. 304p.

DOLD B, (1999): Mineralogical and geochemical changes of copper flotation tailings in relation to their original composition and climatic setting - implications for acid mine drainage and element mobility, Université de Genève, Genève, 229 pp.

DOUAOUI A, HARTANI T, (2007) : - *Impact de l'irrigation par les eaux souterraines sur la dégradation des sols de la plaine du Bas-Chéliff*. Actes du troisième atelier régional SIRMA (Nabeul, Tunis), CD-Rom, Édit. CIRAD, Montpellier, 5 p.

DOUGLAS G.B, HART B.T, BECKETT, R, GRAY C.M, OLIVER R.L, (1999): Geochemistry of Suspended Particulate Matter (SPM) in the Murray-Darling River System: A Conceptual Isotopic/Geochemical Model for the Fractionation of Major, Trace and Rare Earth Elements. *Aquatic Geochemistry*, 5(2): 167-194.

DOWNING J.A. AND MC CAULEY E, (1992): The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography* 37, pp. 936-945.

DROUBI A, (1976) : Géochimie des sels des solutions concentrées par évaporation. Modèles thermodynamiques de simulation, application aux sols salés du Tchad. *Mémoire Docteur Ingénieur (Sciences géologiques, 46)*. ULP, Strasbourg, France, 177 p.

DROUBI A, CHEVERRY C, FRITZ B, TARDY Y, (1976) : Géochimie des eaux et des sels dans les sols des polders du lac Tchad: Application d'un modèle thermodynamique de simulation de l'évaporation. *Chemical Geology*. 17 : 165-177.

DUCHEMIN J, (2010) : Algues bleu-vertes, cyanophycées, cyanobactéries. Eau et Santé. *Eau seine Normandie*. 22 p.

DUFFY C, BRANDES D, (2001) : Dimension reduction and source identification for multispecies groundwater contamination. *Journal of Contaminant Hydrology* 48 : 151-165.

DURAND DELGA M ,(1955) : Etude géologique de l'ouest de la chaîne numidique (Algérie). Thèse sciences, Paris Bull. Serv carte géol. Algérie, 2° série, n°24, 533p.

DURAND DELGA M, (1969) : Mise au point sur la structure de NE de Berbérie. Publ Serv. *Carte géol. Algérie, n°39*, pp.7-12 129-519.

DURAND J. H, (1958) : Les sols irrigables. Alger : SES, 198 p.

EATON F.M, (1950) : Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil Science*, vol. 69, p. 123-133.

EL BLIDI S, FEKHAOUI M EL ABIDI A., IDRISSE L, BENAZZOU T, (2006) : Contamination des rizières de la plaine du Gharb (Maroc) par des métaux traces. *Vecteur environnement, janvier*, 46-53

ELDER J.F, (1988): Metal Biogeochemistry in Surface-Water system- A review of Principles and Concepts. 1013, United States Geological Survey.
En Sciences Filière: Sciences Agronomiques. Option : Pédologie. Univ. Batna. Algérie.202 p.

ETCHANCHU D. & J.L. PROBST (1988). Evolution of the chemical composition of the Garonne River water during the period 1971–1984. *Journal des Sciences Hydrologiques*, 33, 3, 243-256.

EVANGELOU V.O, (1998): Environmental Soil and Water Chemistry – Principles and Applications. New York, John Wiley & Sons, 564 p.

EZZAOUAQ M, (1991): Caractérisation hydrodynamique, physico-chimique et bactériologique des eaux superficielles de l'estuaire du Bouregreg (Maroc) soumis aux rejets des villes de Rabat-Salé. D.E.S. Fac. Sci. Rabat, 140 p.

FAIRBROTHER A, WENSTEL R, SAPPINGTON K, WOOD W, (2007) Framework for metals risk assessment *Ecotoxicology and Environmental Safety*; 68: 145-227.

FARNHAM I.M, SINGH A.K, STETZENBACH K.J, JOHANNESSON K.H, (2002): Treatment of non-detects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. *Chemometrics Intelligent. Lab. Syst.* 60 (1-2), 265–281.

FEKHAOUI M, PATTEE E ,(1993) : Impact de la ville de Fés sur l'oued Sebou : *étude physico-chimique. Bull. Ins.Sci.(Rabat)*, 17, 1-12.

FERNANDEZ-CORNUDET C, (2006) : Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude. -Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux- *Thèse de Docteur Spécialité : Environnement et agronomie.* Institut National d'Agronomie Paris-Grignon. 171 p.

FISHER R.S, MULICAN W.F,(1997). Hydrochemical evolution of sodium-sulfate and sodium-chloride groundwater beneath the northern Chihuahuan desert, Trans-Pecos, Texas, USA. *Hydrogeology Journal*, 10, 4, 455–474.

FOUCART T, (1982) : Analyse factorielle. Programmation sur micro-ordinateur. France. Ed. Masson (1982).

FOUCART T, (1982) : Analyse factorielle. Programmation sur micro-ordinateur. France. Ed. Masson.

FRITZ B, (1981) : Étude thermodynamique et modélisation des réactions hydrothermales et diagénétiques. *Sci. Géol., Mém.*, 65, 197 p.

GAC J.Y, (1980) : *Géochimie du bassin du lac Tchad.* Documents et travaux de l'O.R.S.T.O.M., 123,251 p.

GALLATI T, (1980) : Transfert sels-matière organique en zones arides méditerranéennes - Contribution à l'étude pédo-biologique des sols salsodiques formés sur matériaux sédimentaires. *Th. Doct. d'Et. Univ. Nancy-I*, 202 p.

GARRELS R.J, CHRIST C.L, (1965): Solutions, Minerals and Equilibria. Haper and Row, New York.

GAUSSEN H, (1948) : Carte des précipitations de l'Algérie (moyenne 1913-47), échelle 1/ 500 000 (4 feuilles), I.G.N., Paris.

GELARD J.P, (1969) : Le flysch à base schisto-gréseuse de la bordure méridionale et orientale du massif du chettabah : le flysch maurétanien (grande kabylie). Bull. Soc. géol. Fr. (7), pp.676-686, Paris.

GENOT V, COLINET G, BOCK L, (2006): *La fertilité des sols agricoles et forestiers en Région wallonne*. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Laboratoire de Géopédologie, Unité sol-écologie-territoire, Faculté des sciences agronomiques de Gembloux. Gembloux. 73p.

GIESECKE J, BADROSSY A, (1999) : HBV-MODEL Université de Stuttgart .

GOLTERMAN H. L, MEYER M. L, (1985): The geochemistry of two hard water rivers, the Rhine and the Rhone: Part 4: The determination of the solubility product of hydroxy-apatite. *Hydrobiologia* 126, pp. 25-29.

GONZALEZ BARRIOS J. L, (1992) : *Eaux d'irrigation et salinité des sols en zone aride mexicaine : exemple dans la « Comarca Lagunera »*. Thèse de Doctorat. Univ. Montpellier II. 316 p.

GOUAIDIA L , GUEFAIFIA O, BOUDOUKHA A, HEMILA M.L, MARTIN C, (2012) : Évaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols : exemple de la plaine de Meskiana (Nord-Est algérien). *Physio-Géo - Géographie Physique et Environnement*, 2012, volume VI. URL : <http://physio-geo.revues.org/2632> ; DOI : 10.4000/physio-geo.2632

GUEDDARI M, (1984) : Géochimie et thermodynamique des évaporites continentales. Etude du lac Natron en Tanzanie et du Chott el Jerid en Tunisie, *Sci. Géol. Mém.*, 76, 143p.

GUERRAICHE Z, (2002) : Influence de la Crue de Projet sur la Stabilité des Barrages en Terre. 1^{er} Congrès International de Mécanique Constantine. 14-16 Décembre. Algérie.

GUERRAICHE Z, (2004) : Etude Comparative des Eaux de Surface dans des Brrages en Zone Aride et Semi-Aride. Séminaire National sur l'Eau. Université Badji Mokhtar, Annaba. 28-29 Novembre. Algérie.

GUERRAICHE Z, (2004) : Séminaire International. Eau et Risques dans le Contexte Saharien. Université de Laghouat. 19-23 Novembre. Algérie.

GUERRAICHE Z, (2006) : Suivi de la Qualité de l'eau sur Oued El Rhumel –Hammam Grouz – Beni Haroun. The third International Conference on the “ Water Resources in the Mediterranean Basin”. Watmed 3. Libanese University. Tripoli, Lebanon.

GUERRAICHE Z, BOUDOUKHA A, BENGORA D, (2005) : Etude de la Qualité des Eaux de Surface de Surface dans des Barrages en Zone Aride, Semi-Aride et Humide. Deuxième Congrès Méditerranéen. Ressources en Eau dans le Bassin Méditerranéen. Watmed 2. Université Cadi Ayyad. Marrakesh. 14-17 Novembre. P6-36. Maroc.

GUERRAICHE Z, BOUDOUKHA A, MEKAOUSSI H, (2004) : Etude Hydrochimique par Analyse Statistique. Cas de Oued El Hai wilaya de Biskra. 3^{ème} Séminaire National sur les Ressources en eau. Centre Universitaire Mustapha Stambouli, Mascara. 04-05 Mai. Algérie.

GUERRAICHE Z, MEKAOUSSI H, BOUDOUKHA A, (2004) : Etude hydrochimique des eaux de surface du bassin versant de Oued El Hai, barrage de Fontaine des Gazelles, sud de Batna. Premier Séminaire National sur les Sciences de la Terre au Service du Développement Durable. Centre Universitaire de Tebessa, Institut des Sciences de la Terre. 26-27 avril. Algérie.

GUERRAICHE Z, MEKAOUSSI H, BOUDOUKHA A, (2004) : Qualité Minérale des Eaux de Surface en Zone Aride : Cas de Oued El Hai, Barrage : Fontaines des Gazelles. (Région de Biskra, S.E. Algérien). *Phys. Chem. News* 38 (2007) 112-121.

GÜLER C, THYNE G. D, (2004) :Hydrologic and geologic factors controlling surface and Groundwater chemistry in Indian wells-Owens Valley area, southeastern California, USA. *J. Hydrol.*, **285**: 177-198.

GUPTA L, SUBRAMANIAN V, (1998): Geochemical factors controlling the chemical nature of water and sediments in the Gomte River, India. *Environmental Geology* 36 : 102-108.

HEBERT S, LEGRE S ,(2000) : Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec, 5 p.

HEIJERICK DG, SCHAMPHELAERE KACD, JANSSEN CR, (2002): Biotic ligand model development predicting Zn toxicity to the alga *Pseudokirchneriella subcapitata*: possibilities and limitations. . *Comparative Biochemistry and Physiology, Toxicology and Pharmacology* 2002; 133: 207-218.

HOLT R. F, TIMMONS, D. R , LATTERELL J. J ,(1970): Accumulation of phosphates in water. *Agricultural and Food Chem.* 18 (5), pp. 781-784.

HONISCH M, HELLMEIER C, AND WEISS K, (2002): Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma*, 105 :277-298.

HOROWITZ A, (1985): A primer on Trace Metal Sediment Chemistry, *United States Geological Survey*.

HUART M, MARCHAL D, (2006) : *L'utilisation des sources d'énergie renouvelables en Région wallonne*. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. APERe. Bruxelles. 32p.

HUISMAN D, KIDEN P, (1998): A geochemical record of late Cenozoic sedimentation history in Southern Netherlands. *Geologie en Mijnbouw* 76 : 277-292.

HURLBUT JR, C.S. et KLEIN, C, (1982) :*Manual de Mineralogía de Dana*. Editorial Reverté, Barcelona, 564 pp.

JAIN P, SHARMA JD, SOHU D, SHARMA P (2005). Chemical analysis of drinking water of

villages of Sanganer Tehsil, Jaipur District. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 2 (4): 373-379.

JAMBOR J.L, NORDSTROM D.K. et ALPERS C.N, (2000): Metal-sulfate salts from sulfide mineral oxidation. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor et D.K. Nordstrom (Eds.), *Sulfate Minerals - Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance. Reviews in Mineralogy and Geochemistry. Mineralogical Society of America, Washington, D. C.*, pp. 303-350.

JENNINGS S.R, DOLLHOPF D.J, INSKEEP W.P, (2000): Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering. *Applied Geochemistry*, 15(2): 247-255.

JINGSHENG C, XVEMIN G, DAWEI H, XINGHUI X, (2000): Nitrogen contamination in the Yangtze river system, China. *Journal of Hazardous Materials*. A73, 107-113 pp.

JOHNSON A. H, BOULDIN D. R, GOYETTE E. A. , HEDGES A. M, (1976) Phosphorus loss by stream transport from a rural watershed: quantities, processes and sources. *Environmental Journal Quality*. 5 (2), pp. 148-157.

JOLLIFFE I.T, (2002): Principal Component Analysis. Springer, New York.

JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE (J.O.) N° 46/93. Décret exécutif 93-160 du 10 juillet 1993, relatif aux valeurs limites maximales des paramètres de rejets des installations de déversements industriels.

JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE (J.O.) N° 51/00. Arrêté du 26 juillet 2000, relatif aux caractéristiques de qualité d'une eau minérale naturelle et d'une eau de source.

JOWETT J. R ,(1980):-*Clean lakes program guidance manual.* United States Environmental Protection Agency. Washigton D.C. 20460. EPA-440/5-81-003.

KAISER H. F, (1960): -The application of electronic computers to factor analysis. *Educ. Psychol. Meas.*, **20**: 141-151.

KATTAN Z, SALLERON J. L, PROBST J. L,(1987.) : Bilans et dynamique de transfert de l'azote et du phosphore sur le bassin de la Moselle (Nord-Est de la France), *Sciences de l'Eau*, 5 (4), pp 437-461.

KATZ B.G, COPLEN T.B, BULLEN T.D, DAVIS J.H, (1998): Use of chemical and isotopic tracers to characterize the interaction between groundwater and surface water in mantled Karst. *Groundwater*, 35, 6, 1014–1028.

KEMMOUKH S, (2006) : Dégradation de la qualité des eaux du barrage de Zerdezas suite à une pollution naturelle. *Mémoire de magister.* Univ. Batna. Algérie.

KEMPE S, (1982): Long-term records of the CO₂ pressure fluctuations in fresh water. *Miditerreen Geology Palaontology Institut*, 52, pp. 91-332.

KHOLTEI S, (2002) : Plaine de Berrechid : caractérisation des eaux usée de Settat ; évaluation de leur impact sur la qualité des eaux souterraines et risque toxicologique. *Thèse.* Univ. Casablanca, 162 p.

KIERS H.A.L, (1991): Hierarchical relations among 3-way methods. *Psychometrika* 56 (3), 449–470.

KIMBALL B.A, CALLENDER E, AXTMANNE.V., (1995): Effects of colloids on metal transport in a river receiving acid mine drainage, upper Arkansas River, Colorado, U.S.A. *Applied Geochemistry*, 10(3): 285-306.

LAFFITE R ,(1939) : Etude géologique de l'Aurès (Algérie). Propositions données par la Faculté. *Thèse 3e cycle*. Faculté des sciences d'Alger.

LAFFITE R., (1996) : Carte géologique Biskra échelle 1/500 000. Service de la carte géologique d'Algérie. Alger.

LAHONDERE J. C, (1979) : Datation des grès numidien d'Algérie orientale, pp.775-778, Paris.

LANTZY R.J, MC KENZIE F.T, (1979) : Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43: 511-523.

LARAQUE A, (1991) : *Comportements hydrochimiques des aquifères du Nord-Est Brésilien semi-aride (évolution et prévisions pour un usage en irrigation)*. Th. Doct. Univ. MontpellierII..

LAURENT, Ch, (2006) *L'utilisation des ressources forestières. La politique forestière en Région wallonne*. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Division de la Nature et des Forêts. Namur. 8p.

LEFROU C, BRACHET J, (1973) : *Examen des méthodes d'établissement des bilans des ressources et des besoins en eau, incidence des problèmes de qualité sur ces bilans*. Ed. Techniques et Sciences Municipales. pp 85-94.

LEYNAUD G, (1968) : Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I. Ministère de l'agriculture, Maroc. 224-881.

LOUVRIER M, (1976) : *Acquisition et traitement des données hydrogéochimiques, exemple d'application*. Thèse 3^{ème} cycle. Sciences de la terre. Paris VI.

MABARKI A, (2009) : Ressources en eau et aménagement en Algérie. Les bassins hydrographiques de l'Est. OPU. 389 p.

MAHAN B.H, (1987): Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S. A.

MANGIN. A, (1974) : *Contribution à l'étude hydrodynamique des aquifères karstiques. Concepts méthodologiques adoptés. Systèmes karstiques étudiés*. Ann. Spéléol. 1974. 29, 4, 495.601.

MARJOUA A, (1995) : Approche géochimique et modélisation hydrodynamique de l'aquifère de la Chaouia côtière .Maroc :(Origine de la salinité des eaux). *Th. Doct*. Univ.Paris VI,179p.

MARLET S , JOB J.O, (2006) : Processus et gestion de la salinité des sols. *In : Traité d'irrigation*, J.R. TIERCELIN et A. VIDAL édit., Édit. LAVOISIER, Paris, p. 797-822.

MARSIN J-M ,(2006) : *Le secteur de l'agriculture en Région wallonne*. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. MRW-DGA, IG1, Direction de l'analyse économique agricole. Namur. 27p.

MARTIN G, (1979) : *Le problème de l'azote dans les eaux*. Technique et Documentation. Paris éd. 279 p.

MARTIN J.M. , MEYBECK M, (1979): Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, 7(3): 173-206.

MAYA AL, LOUCKS MD, (1995): Solute and isotopic geochemistry and groundwater flow in the Central Wasatch Range, *Utah.J Hydrol* 172:31–59.

MC KINNEY M.L, (2002): Urbaization, biodiversity and conservation. *Biosci.*, 52, 883-890.

MC NEELY R.N, NEIMANIS V.P, DWYER L, (1979): Water Quality Sourcebook, a guide to water quality parameters, Environnement Canada, Ottawa, 88 p.

MEBARKI A, (1984) : Ressources en eau et aménagement en Algérie. OPU.302 p.

MEBARKI A, (2009) : *Ressources en eau et aménagement en Algérie. Les bassins hydrographiques de l'Est*. Office des Publications Universitaires, Algérie, 389 p.

MEKKAOUSSI H, (2003) : Etude hydrochimique du bassin versant barrage Fontaine des Gazelles. *Mémoire de magister* .Univ. Batna .Algerie..

MENCH M.J, MANCEAU A, VANGRONSVELD J, CLIJSTERS H, MOCQUOT B, (2000): Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne Zinc. *Agronomics*, 20, 383-397.

MERMOUD A,(2001): *Maîtrise de la salinité du sol*. Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.

METHA S, FRYAR A. E, BANNER J. L, (2000) : Controls on the regional- scale salinization of the Ogallala aquifer, southern high plains, Texas, USA. *Applied geochemistry*, 15: 849-864.

MEYBECK M, FRIEDRICH G, THOMAS R, CHAPMAN D, (1996): Rivers. Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, pp. 49-58.

MILLERO F.J, (1975): The physical chemistry of estuaries. In: T. Church (Ed.), *Marine Chemistry in the Coastal Environment*. ACS Symposium Series 18. American Chemical Society, pp. 25-55.

MINTZ E, BAIER K , (2000): A simple system for water purification in developing countries. in Centre for Disease Control and Prevention Bulletin. Atlanta, Georgia.

MOMEN B, EICHLER L, BOYLEN C, ZEHR J., (1996): Application of multivariate statistics in detecting temporal and spatial patterns of water chemistry in Lake George, New York. *Ecology Modelling* 91 : 183-192.

MONTOROI J-P, (1995) : *Dynamique de l'eau et géochimie des sels d'un bassin versant aménagé de Basse-Casamance (Sénégal). Conséquences sur la gestion durable de l'écosystème de mangrove en période de sécheresse.* Thèse de Doctorat, Université de Nancy I, France. 349 p.

MORETTE A, (1964) : *Précis d'hydrologie, Masson, Paris, 532 p.*

MORIYAMA K, MORI T, ARAYASHIKI H, SAITO H, CHINO M, (1989): The amount of heavy metals derived from domestic wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 21, 1913-1916.

MULLISS R.M, REVITT D.M, SHUTES R.B.E, (1997):The impacts of discharges from two combined sewer overflows on the water quality of an urban watercourse. *Water Sci. Technol.*, 36, 195-199.

NEILL N, (1989): Nitrate concentrations in river waters in the south-east of Ireland and their relationship with agricultural practice. *Water Resources Research*, 23(11) :1339-1355.

NEZLI I.E , ACHOUR S , DJABRI L, (2007): Approche géochimique des processus d'acquisition de la salinité des eaux de la nappe phréatique de la basse vallée de l'Oued M'ya (OUARGLA). *Larhyss Journal*, n° 06, Décembre 2007, pp. 121-134.

NRIAGU J.O, (1991): Human influence on the global cycling of trace metals. In: J.D. Farmer (Ed.), *Heavy Metals in the Environment.* CEP Consultants, Edinburgh, pp. 1-5.

NRIAGU J.O, (1996): A History of Global metal Pollution. *Science*, 272(april): 223-224.

NURENBERG H.W, (1982): Voltametric trace analysis in ecological chemistry of toxic metals. *Pure and Appl. Chem.*, 54(4): 853-878.

OLAYINKA KO, (2004): Studies on industrial pollution in Nigeria; the effect of textile effluents on the quality of groundwater in some parts of Lagos. *Nigeria J. Health Biomed. Sci.*. 3, 27-30.

OLIVIE-LAUQUET G, ALLARD T, BENEDETTI M, MULLER J.P, (1999): Chemical distribution of trivalent iron in riverine material from a tropical ecosystem: a quantitative EPR study. *Water Research*, 33(11): 2726-2734.

OLIVIE-LAUQUET G, ALLARD T, BENEDETTI M, MULLER J.P, (2000) Crystal chemistry of suspended matter in a tropical hydrosystem, Nyong basin (Cameroon, Africa). *Chemical Geology*, 170(1-4): 113-131.

OUAKKI M, FEKHER-EDDINE N, (2001): *Etude de l'impact de l'irrigation par les eaux usées sur la qualité des sols : évaluation des risques de contamination du sol et de certaines*

cultures par les métaux lourds (Cd, Zn, Pb et Cu). Projet de fin d'études, MST Protection de l'Environnement, FST de Beni-Haroun Mellal.

OUDDANE B, FISCHER J.C, ET WARTEL M, (1992) : Evaluation statistique de la répartition des métaux en trace Cd, Pb, Cu, Zn et Mn dans la Seine et son estuaire. *Oceanologica*, 15,4 : 347-357.

OUYANG Y, (2005): Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. *Water Res.* 39 (12), 2621–2635.

PARDO R, HELENA B.A, CAZURRO C, GUERRA C, DEBAN L, GUERRA C.M, VEGA M, (2004): Application of two- and three-way principal component analysis to the interpretation of chemical fractionation results obtained by the use of the BCR procedure. *Anal. Chim. Acta* 523 (1), 125–132.

PERSON J, (1978) : Irrigation et drainage en Tunisie problème posé par la salinité des sols et des eaux. *Bulletin du BRGM*, 2^{ème} série, section III, n° 2, p. 143-151.

PHELAN J.M, FINNEGAN D.L, BALLANTINE, D.S, ZOLLER W.H, HART, M.A, MOYERS J, (1982) : Airborne aerosols measurements in the quiescent plume of Mount St. Helen in September, 1980. *Journal of Geophysics Research*, 90(1093-1096).

PILLEBOUE E, DORIOZ J. M, (1986): Mass balance and transfer mechanisms of phosphorus in a rural watershed of lac Léman, France. In: *Sediment and Water Interaction* (Proc. 3rd Sediment, Freshwater Symp.) (ed. by P. G. Sly), pp. 91-102.

PINAY G, HAYCOCK N.E, RUFFINONI C, FABRE A, (1994): The role of denitrification in nitrogen removal in river corridors. In: Mitsch W.J. Ed. *Global Wetlands: Old World and New*, Elsevier Science B.V., 107-116.

PIONKE H.B, URBAN J.B, (1985): Effect of agricultural land use on ground-water quality in a small pennsylvania watershed. *Ground Water*, 23(1) :68-80.

PIPER A. M, (1944): A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Trans. Am. Geophys. Union* 25,

PLUMMER L. N, JONES B. F, TRUSDELL A. H, (1996): (Revised 1978, 1984). WATEQ, a computer for calculating chemical equilibria of naturel waters. *Us. Geological Survey Water Ressources Investigation paper* 76-13.

PNUD, PNUE, Banque mondiale et Institut des ressources mondiales, (2000).

PROBST J. L, (1985): Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). /. *Hydrology*, 76, pp. 281-305.

RAOUL J.F, (1969) : Nouvelles données sur les flyschs du nord de kef Sidi Driss et dans la zone de col des oliviers (Nord du Constantinois, Algérie).

RAOUL J.F, (1974) : Géologie de centre de la chaîne numidique (nord de Constantine, Algérie). *Thèse*. Paris. pp.1-163.

REGNIER S, (1965) : Sur quelques aspects mathématiques de problèmes de classification automatique. *Mathématiques et Sciences humaines*, 82,13-29.

RERBOUDJ A , (2005) : Essai de quantification de l'érosion et perspective de la protection du barrage Fontaine des Gazelles contre l'érosion. Approche numérique. Mém. Magis. Dépt. Sci. Terre. Univ. Batna. 147 pages. Reservoir, Algeria.» . *European Journal of Scientific Research*. Vol.41 No.2, pp.273-285.

RICHARDS L.A, (1954): *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Édit. US Department of Agriculture, Agricultural Handbook n° 60, Washington (USA), 160 p.

RIMSTIDT J.D, VAUGHAN D.J, (2003): Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(5): 873-880.

RIBOLZI, O, V. VALLES, BARBIERO L, BES B., MONJUSIAU M, (1993) : Contrôle géochimique des eaux par la formation de calcite en milieu méditerranéen et en milieu tropical. Arguments d'équilibre et argument de bilan. *SCIENCE DU SOL* - 1993 - Vol. 31,1/2,77-95.

RODIER J, (1996) : L'analyse de l'eau. Paris Ed. Dunod.

ROUABHIA A.E.K. , DJABRI L, (2010) : L'irrigation et le risque de pollution saline. Exemple des eaux souterraines de l'aquifère miocène de la plaine d'El Ma Labiod. *Larhyss Journal* n° 8, p. 55-67.

RUNNELS D.D, SHEPERD T.A, ANGINO E.E, (1992): Metals in water, determining natural background concentrations in mineralized areas. *Environmental Science and Technology*, 26(12): 2316-2323.

SANTE CANADA, (1992) : *Le nitrate et le nitrite. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Documentation à l'appui*, Accessible à:

SAPORTA G, (2011) : Probabilité, Analyses des données et statistiques. 3^{ème} Edi. Technip. 622 p.

SCHEMEL L.E, KIMBALL B.A, BENCALA K.E, (2000): Colloid formation and metal transport through two mixing zones affected by acid mine drainage near Silverton, Colorado. *Applied Geochemistry*, 15(7): 1003-1018.

SCHNABEL R.R, URBAN J.B, GBUREK W.J, (1993): Hydrologic controls in nitrate, sulfate, and chloride concentrations. *Journal of Environmental Quality*, 22 :589-596.

SCHURCH M, VUATAZ F. D, (2000): groundwater components in the alluvial aquifer of the alpine Rhone River valley, Bois de Finges area, Wallis Canton, *Switzerland Hydrogeology Journal*,. 549-563.

SEIP K.-L, (1994): Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquatic Sciences* 56 (1), pp. 16-28.

SELTZER P, (1946) : Le climat de l'Algérie, Alger, Institut de Météorologie et de Physique du Globe, Carbonnel, 219 p.

SHAFFER M, OVERDIER J, PHILLIPS H, WEBB D, SULLIVAN J, ARMSTRONG D, (1999): Trace Metal Levels and Partitioning in Wisconsin Rivers. *Water, Air, & Soil Pollution*, 110(3 - 4): 273-311.

SHARPLEY A. N, (1980): The enrichment of soil phosphorus in runoff sediment. *Journal Environmental Quality*, 9(3), pp. 521-526.

SHOUAKAR-STASH O, ALEXEEV SV, FRAPE SK, ALEXEEVA LP, DRIMMIE RJ, (2007): Geochemistry and stable isotopic signatures, including chlorine and bromine isotopes, of the deep groundwater of the Siberian Platform, Russia. *Appl Geochem* 22:589–605.

SIGG L, BEHRA P, STUMM W, (2000): Chimie des Milieux aquatiques. Dunod, Paris, 592 pp.

SIMLER R, (2004) : Logiciel d'hydrochimie multilingage en distribution libre. *Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon*, Version 2.

SINGH K.P, MALIK A, MOHAN D, SINHA S, SINGH V.K, (2005): Chemometric data analysis of pollutants in wastewater—a case study. *Anal. Chim. Acta* 532 (1), 15–25.

SMITH B.S, (2003): Ground-water flow and saline water in the shallow aquifer system of the Southern Watersheds of Virginia Beach, Virginia. *US Geol Surv. Water. Resour. Invest.* 03-4258, 67 pp.

STOFFREGEN R.E, ALPERS C.N, JAMBOR J.L, (2000): Alunite-Jarosite Crystallography, Thermodynamics, and Geochronology. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor et D.K. Norstrom (Eds.), *Sulfate Minerals -Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance. Reviews in Mineralogy and Geochemistry.* Mineralogical Society of America, Washington, D.C., pp. 453-479.

STUMM W, (1992): Chemistry of the solid-water interface; processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems. John Wiley and Sons, New York, NY, United States, 428 pp.

SUMMER M.E, (1993): Sodic soils - new perspectives. *Australian Journal of Soil Research*, vol. 31, p. 683-750.

TAMRABET L, (2011) : CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA VALORISATION DES EAUX USEES EN MARAICHAGE. *Thèse de Doctorat en sciences Option : Hydraulique.* Univ. Batna. 146p.

TARIQ S. R, SHAH M. H, SHAHEEN N, (2006): Multivariate analysis of trace metal levels in tannery effluents in relation to soil and water: A case study from Peshawar, Pakistan. *Journal of Environmental Management*, 79, 20–29. doi:10.1016/j.jenvman.2005.05.009.

TAULER R, BARCELO D, THURMAN E.M, (2000): Multivariate correlation between concentrations of selected herbicides and derivatives in outflows from selected US midwestern reservoirs. *Environ. Sci. Technol.* 34 (16), 3307–3314.

TEBENS L, VELDKAMP A, KROONENBERG S, (2001): The impact of climate change on the bulk and clay geochemistry of fluvial residual channel infillings: the Late Weichselian and Early Holocene River Meuse sediments (The Netherlands). *Journal of Quaternary Science* 13 : 345-356.

TEIXEIRA E.C, SANCHEZ J.C.D, MIGLIAVACCA D, BINOTTO R.B, FACHEL J.M.C, (1999): Environmental assessment : Study of metals fluvial sediments in sites impacted bay coal processing and steel industry activities., *Fuel*, 79: 1539-1546.

TESSIER A, FORTIN D, BELZILE N, DEVITRE R.R, LEPPARD, G.G, (1996): Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: Narrowing the gap between field and laboratory measurements. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(3): 387-404.

THEISSEN G, (1995): Eaux usées et maraîchage. Attention aux métaux lourds et aux exigences sanitaires. *Nouvelles économiques, Afrique Agriculture*, 232, p. 12.

TIRI A, BELKHIRI L, BOUDOUKHA A, LAHBARI L, (2011): « characterization and evaluation of the factors affecting the geomistry of surface water of Koudiat Medouar basin, Algéria.». *African Journal of environmental Science and Technology* Vol.5(5),pp. 355-362, May 2011.

TIRI A, BOUDOUKHA A, (2010): «Hydrochemical Analysis and Assessment of Surface Water Quality in Koudiat Medouar

TIRI A., BOUDOUKHA A, (2007): «Influence of the industrial and urban waste water on the quality of water (case of Koudiat Medouar watershed). ». *Journal of Engineering and Applied sciences* 2(11):1592-1597.

Tiri. A, (2005) : *Qualité des eaux de surface de Oued Reboa. Batna.* Mémoire de magister. Univ. Batna. Algérie.

TIWARY R.K, DHAR B.B, (1994): Effect of coal mining and coal based industriel activities on water salinity of the river Domodar with specific reference to heavy metal., *International Journal of surface Mining, reclamation and Environment*, 8, 3: 111-115.

TODD DK,(2006): Groundwater hydrology. New York: John Wesley & Sons, 2nd Ed. 556 p.

TYAGI N, (1996): Salinity management in irrigated agriculture. Sustainability of irrigated agriculture / Pereira, L.S. (réd.), P. 345-358.

USEPA, (2008): Drinking Water Contaminants: National Secondary Drinking Water Regulations.

VALLES V, (1987) : Etude et modélisation des transferts d'eau et de sel dans un sol argileux. Application au calcul de doses d'irrigation, *Sci. Géol. Mém.*, 79, 148 p.

VANDENBERGHE C, BONTEMPS P-Y, MARCOEN J-M, (2006) : *Le programme de gestion durable de l'azote en Région wallonne (premier programme d'action, période. 2002-2006.* Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. FUSAGx, GRENERA. Gembloux. 46p.

- VELASCO F, ALVARO A, SUAREZ S, HERRERO J.-M , YUSTA, I, (2005):** Mapping Fe-bearing hydrated sulphate minerals with short wave infrared (SWIR) spectral analysis at San Miguel mine environment, Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 87(2): 45-72.
- VILA J.M, (1980) :** *La chaîne alpine d'Algérie Orientale et des confins algéro-tunisiens*. Thèse Université, Université P. et M. Curie-Paris.
- VILAIN M, (1989) :** La production végétale. Vol 2: la maîtrise de technique de la production. Ed. Lavoisier. Paris- France.
- WALLING D.E, FANG, D, (2003):** Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change*, 39(1-2): 111-126.
- WALLING D.E, RUSSELL M.A, WEBB B.W, (2001):** Controls on the nutriment content of suspended sediment transported by British rivers, *The Science of the Total Environment*, 266: 113-123.
- WEBSTER J.G, SWEDLUND,P.J , WEBSTER K.S, (1998):** Trace metal adsorption onto an acid mine drainage iron(III) oxy hydroxy sulfate. *Environmental Science and Technology*, 32(10): 1361-1368.
- WEDEPOHL H.K, (1995):** The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(7): 1217-1232.
- WHELAN M.J. AND KIRKBY M.J, (1995):** Predicting nitrate concentrations in small catchment streams. In Trudgill S.T., editor, *Solute Modelling in Catchment Systems*.
- Wildi W ,(1983) :** La chaîne tello-rifaine (Algérie, Maroc, Tunisie) : structure stratigraphique et évolution du Trias au Miocène. *Rev géol. Dyn*, pp.201-297.
- WISE B.M, GALLAGHER N.B, BRO R, SHAVER J.M, WINDIG W, KOCH R.S, 2004.** *PLS Toolbox Version 3.5 Manual for use with MATLABM*.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), (2011):** *-Guidelines for Drinking Water Quality. Recommendations*. 4th ed. Switzerland.
- ZENATI N, (2010):** Pollution de l'environnement aquatique : diagnostic et proposition. Région de Annaba. *Thèse de Doct. En Sci. Univ. Annaba*.289 pages.
- ZOUITA N, (2002) :** Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher (Nord-Est Algérien). *Mémoire de Magister en Hydraulique*. Université de Batna.97 p.