



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي



MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURE ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار - عنابة

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA

Faculté des Sciences

Département de Biologie

Thèse En Vue De L'obtention Du Diplôme De Doctorat 3^{ème} Cycle

Spécialité: Biologie Végétale et Environnement

Option : Ecophysiologie Végétale

M^{me} GUERGUEB Salha

Intitulé :

Etude des niveaux de concentration de l'azote et du phosphore minéraux et leur incidence d'eutrophisation à l'embouchure de l'Oued El-Kébir Est (Wilaya d'El-Tarf)

Membres de Jury:

M. TAHAR A.	Professeur	Université Badji Mokhtar Annaba	Président
M. LAIFA A.	Professeur	Université Badji Mokhtar Annaba	Directeur de thèse
M ^{me} . BEKHOUCHE F.	Professeur	Université Badji Mokhtar Annaba	Examineur
M. RAMDANI M.	Professeur	Université Farhat Abbes-Sétif	Examineur
M .LABAR S.	M.C	Université Chadli Bendjedid- El-Tarf	Examineur

Année universitaire: 2015/2016

REMERCIEMENTS

Je remercie avant tout Le Créateur La Illaha Ila Houa, qui m'a facilité ce travail, et m'a procuré de toute chose dont j'ai eu besoin tout au long de ma vie. Sans lui aucune fleur ne peut s'épanouir. Que Dieu accepte mes remerciements et m'aide à gratifier l'ensemble de ses bénédictions.

Ce travail de recherche présenté dans ce mémoire n'aurait pu être réalisé sans les conseils, l'aide et le soutien amical dont j'ai pu bénéficier de la part de nombreuses personnes. Je leur exprime ici toute ma gratitude.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à Monsieur le professeur LAIFA Aziz d'avoir dirigé ce travail et pour ses nombreux conseils lors de la rédaction de cette thèse.

Je remercie également les personnes qui ont accepté de juger ce travail:

Le professeur TAHAR Ali pour m'avoir fait l'honneur de présider ce jury.

Le professeur BEKHOUCHE Fatiha pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Le professeur RAMDANI Messaoud pour avoir accepté d'être examinateur de ce travail.

Le maître de conférences LABAR Sofiane pour avoir accepté d'examiner ce travail.

En fin, je remercie tous les enseignants dans ma carrière d'étude, collègues, amis et toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin pour que ce travail voitaboutisse.

DEDICACES

Je dédie cette thèse à :

Ma chère mère et mon cher père pour tout ce qu'ils ont fait pour moi et de l'éducation que j'ai reçu de leur part.

Tout spécialement à mon marie Hamouda , pour son soutien et sa compréhension

Mes fils Zakaria et Wassim,

Mon frère et mes sœurs et leurs familles,

Ma famille

La famille de mon mari

Je ne peux oublier toutes les personnes avec qui j'ai partagé de merveilleux moments en dehors de la thèse et avec lesquelles j'ai noué une forte amitié. Il m'est impossible de les nommer tous, mais ils se reconnaîtront bien là. Je leur dis un grand merci pour les moments passés ensemble, ainsi que pour leur soutien durant les moments difficiles.

Résumé

Le phosphore et l'azote sont les éléments responsables du phénomène d'eutrophisation des milieux aquatiques continentaux et marins. Ce phénomène environnemental constitue un problème d'actualité mondiale réduisant la qualité des milieux aquatiques.

Des solutions urgentes et durables sont nécessaires pour protéger les milieux qui ne peuvent apparaître que si les processus d'eutrophisation sont bien identifiés et appréhender qualitativement et quantitativement

Notre étude a été menée sur l'Oued El-Kébir- Est (wilaya d'El-Tarf) afin de donner des réponses positives et suffisamment représentatives concernant la caractérisation physico-chimique des eaux ainsi qu'à la recherche d'une éventuelle pollution. Douze échantillons successifs ont été prélevés durant l'année d'étude du mois d'octobre 2011/ au mois d'octobre 2012.

Pour atteindre cet objectif, nous avons effectué des analyses physico-chimiques sur des échantillons d'eau de l'Oued El-Kébir Est. Aussi d'autres paramètres relatifs au sol à dessein interprétatif et complémentaire ont été mesurés et étudiés sur des échantillons de sol prélevés dans une station choisie judicieusement pour assurer la représentativité de nos échantillons dans la zone d'étude et par conséquent la signification réelle des valeurs des paramètres analysés.

Les résultats de notre étude indiquent que les paramètres physico- chimiques de l'eau ainsi que ceux du sol ne montrent pas de grandes variations au cours de la période d'étude. Les teneurs en matières présentes dans les eaux de l'Oued sont aux normes admissibles. L'évolution du chimisme des eaux de l'oued est saisonnière puisque les teneurs importantes sont observées pendant la période d'étiage et les faibles teneurs correspondent la période des précipitations. La nature des terrains et les précipitations seraient donc les sources de la minéralisation des eaux de l'Oued EL-Kébir-Est.

Par ailleurs, l'étude de l'évolution spatio-temporelle des éléments minéraux potentiellement polluants montre des concentrations importantes en ion chlorure, en ion ammonium et en ions phosphates dépassant les normes de potabilité des eaux naturelles, mais l'ion ammonium et les ions phosphates sont en dessous des valeurs susceptibles de provoquer le phénomène d'eutrophisation dans ce cours d'eau et de ses milieux récepteurs.

Les flux annuels d'azote et de phosphore apportés en mer par l'Oued El- Kébir- Est sont importants (NO_3^- : 53575.192 t/an, NO_2^- : 21417.98 t/an, NH_4^+ : 14388.156 t/an, PO_4^{3-} : 20949 t/an) avec des variations mensuelles.

Les résultats des analyses ont montré l'absence de phénomène d'eutrophisation, du moins dans la séquence du cours d'eau étudiée, pendant la période des analyses effectuées.

Les mots clés : Analyse physico-chimique, Oued EL-Kébir-Est, Flux, Azote, Phosphore, Pollution, Eutrophisation.

Abstract

Phosphorus and nitrogen are the elements responsible for the eutrophication of inland water and marine environments. This is a global environmental phenomenon current problem reducing the quality of aquatic environments.

Urgent and sustainable solutions are needed to protect the environment that may appear only if the eutrophication process are identified and understand qualitatively and quantitatively

Our study was conducted on the Oued El-Kébir- East (wilaya of El-Tarf) to gave positive responses and sufficiently representative for the characterization of water and the search for possible pollution. Two successive samples were collected during the study year of October / 2011 in the month of October 2012.

To achieve this goal, we conducted physical and chemical analyzes of water samples from the Oued El- Kébir -East, Also other parameters related to soil, interpretative and complementary design, were measured and studied in soil samples collected in a judiciously chosen station to ensure the representativeness of samples in the study area and therefore the real meaning values of the parameters analyzed.

The results of our study indicate that the physicochemical parameters of the water as well as soil do not show large variations during the study period. The levels of these substances in the waters of the Oued are eligible standards. The changing chemistry of river waters is seasonal because the important levels are observed during the period of low water and low levels represent the period of precipitation. The nature of the terrain and precipitation will therefore be the source of the mineralization of the waters of the Oued El –Kébir- East.

Moreover, the study of the spatial and temporal evolution of potentially polluting shows significant concentrations minerals chloride ion, ammonium ion and phosphate ions than drinking water standards of natural waters, but the ammonium and phosphate ions are below the values that may cause the eutrophication in the river and its receiving environment.

The annual flow of nitrogen and phosphorus brought in by sea Oued El- Kébir- East are important (NO_3^- : 53575.192 t / year, NO_2^- : 21417.98 t / year, NH_4^+ : 14388.156 t / year, PO_4^{3-} : 20949 t / year) with monthly variations. The analysis results showed the absence of eutrophication, at least in the sequence of the rivers studied during the period of the analyzes.

Keywords: Physico-chemical analysis, Oued –El- Kébir East, Flux, Nitrogen, Phosphorus, Pollution, Eutrophication.

المخلص

يعتبر الفسفور و الأزوت العناصر المسؤولة عن حدوث ظاهرة التخثث في الأوساط المائية القارية و البحرية الظاهرة من المعضلات الحديثة على المستوى العالمي، التي تؤدي إلى خفض مستوى نوعية الأوساط المائية

إن اتخاذ إجراءات عاجلة و على المدى الطويل لحماية الأوساط الغير متضررة و إعادة النوعية لتلك المتخثثة قبلا، يعد ضرورة حتمية الإجراءات الواجب اتخاذها تصبح جلية في حالة ما إذا كانت سيورة ظاهرة التخثث محددة و مضبوطة كميًا و نوعيًا.

وقد أجريت الدراسة لدينا على واد الكبير الشرقي (ولاية الطارف) حيث تم جمع عينات متتالية من أكتوبر / 2011 إلى شهر أكتوبر عام 2012 و هذا للأيجاد إجابات شافية و تمثيلية بشأن خصائص المياه وكذا البحث عن عن تلوث محتمل.

ولتحقيق هذا الهدف، أجرينا التحليلات الفيزيائية والكيميائية لعينات المياه من الواد الكبير الشرقي. أيضا تم قياس ودرس عينات من التربة التي تم جمعها من محطات اختيرت بحكمة لضمان تمثيل العينات في منطقة الدراسة.

نتائج دراستنا تشير إلى أن التحاليل الفيزيوكيميائية للمياه وكذلك التربة لا تظهر اختلافات كبيرة خلال هذه الفترة. مستويات هذه المواد في مياه النهر هي ضمن المعايير المسلم بها. التطور الكيميائي لمياه النهر موسمي وهذا للان القيم الهامة لوحظت خلال فترة المياه المنخفضة والقيم المنخفضة خلال فترة هطول الأمطار. بالتالي طبيعة الأرض و التساقط تكون مصدرا للتمعدن في مياه واد الكبير الشرقي .

علاوة على ذلك، فإن دراسة التطور الزمني و المكاني للعناصر المعدنية الملوثة تثبت وجود تراكيز مرتفعة لشوارد الكلور. وان شوارد الأمونيوم و الفسفور ر تفوق معايير المياه الصالحة للشرب ، ولكن هذه الشوارد تبقى أقل من القيم التي قد تتسبب في حدوث ظاهرة التخثث في هذا النهر والبيئة المستقبلية له.

ينقل واد الكبير الشرقي سنويا كميات معتبرة من الأزوت و الفسفور

(NO₃⁻: 53575.192 t/an, NO₂⁻: 21417.98 t/an, NH₄⁺ : 14388.156 t/an, PO₄³⁻: 20949 t/an)

مع وجود الاختلافات الشهرية. وأظهرت النتائج عدم وجود ظاهرة التخثث خلال فترة التحليلات المدروسة.

الكلمات المفتاحية

التحليل الفيزيوكيميائي، واد الكبير الشرقي، الجريان، الأزوت ، الفوسفور، ظاهرة التخثث.

SOMMAIRE

Introduction générale	1
------------------------------------	---

1ère partie synthèse bibliographique : Pollution des milieux aquatiques par les matières azotées et phosphorées

Chapitre I: Pollution des eaux par les matières azotées

1.1. Le cycle de l'azote.....	5
1.2. Les différentes formes chimiques de l'azote.....	6
1.2.1. Les matières azotées hors nitrates	6
1.2.2. Les ions nitrate.....	6
1.3. Transformation de l'azote dans l'écosystème.....	7
1.3.1. Fixation de l'azote	7
1.3.2. Ammonification	8
1.3.3. Assimilation.....	8
1.3.4. Nitrification	8
1.3.5. Dénitrification	10
1.4. Les sources anthropiques d'azote	10
1.4.1. Rejets domestiques : eaux résiduaires domestique	10
1.4.2. Rejets usées urbains ou industriels	11
1.4.3. Epanchages et fertilisation en agriculture	11
1.5. Conséquences des pollutions azotées	11
1.5.1. Acidification du sol et conséquences.....	12
1.5.2. Prédisposition aux facteurs de stress et de perturbation.....	12
1.5.3. Sensibilité à la forme de l'azote.....	13
1.5.4. Voies d'exposition.....	13
1.5.4.1. Toxicité des nitrates	13
1.5.4.2. Toxicité des nitrites.....	14
1.6. Les normes de qualité des eaux relatives à l'azote.....	14

Chapitre II : Pollution des eaux par les matières phosphorées

2. Les matières phosphorées.....	17
2.1. Cycle global du phosphore	17
2.2. Utilisations du phosphore.....	18
2.3. Origine du phosphore.....	18
2.4. Les sources anthropiques de phosphore.....	18
2.5. Formes chimiques du phosphore.....	20
2.5.1. Forme dissoute	21
2.5.1.1. Formes minérales.....	21
2.5.1.2. Formes organiques.....	21
2.5.2. Expressions unitaires du phosphore.....	22
2.6. Rôles du phosphore.....	22
2.6.1. Dans l'environnement.....	22
2.6. 2. Dans les milieux aquatiques.....	23
2.7. Les normes de qualité des eaux relatives au phosphore.....	23

Chapitre III: L'eutrophisation

3.1. Définition de l'eutrophisation.....	25
3.2. Eutrophisation naturelle et eutrophisation anthropique.....	26
3.3. Le processus d'eutrophisation.....	27
3.4. Les différents stades de l'eutrophisation.....	29
3.5. Les cause de l'eutrophisation.....	31
3.5.1. Les causes directes du phénomène d'eutrophisation.....	31
3.5.2. Les causes indirectes de l'eutrophisation.....	32
3.6. Conséquence de l'eutrophisation.....	33
3.6.1. Effets directs.....	33
3.6.2. Conséquences sanitaires, écologiques et économiques.....	34
3.6.2.1. Activités récréatives, tourisme.....	34
3.6.2.2. Ecologie aquatique.....	34
3.6.2.3. Economie.....	34
3.7. Ampleur de l'eutrophisation.....	34
3.7.1. Dans le monde.....	36
3.7.2. En Algérie.....	37
3.8. Problèmes généraux associés à l'eutrophisation.....	37
3.9. Lutte contre l'eutrophisation.....	39
3.9.1 Le changement des pratiques agricoles.....	39
3.9.2. Le choix des aménagements technologiques favorable à la réduction des apports en P et N.....	39
3.9.3. Aménagements d'ordre biologique.....	40
3.10. Le contrôle de l'eutrophisation des eaux en Algérie	41

2ème Partie: Etude physico-chimique des eaux de l'Oued El-Kébir -Est

Chapitre I : Présentation de l'Oued El-Kébir- Est

1.1. Le bassin versant de l'Oued El Kébir.....	42
1.2. Le bassin versant de l'Oued Kébir -Est.....	43
1.3. Relief.....	46
1.4. Caractéristiques climatiques.....	47
1.4.1. Les précipitations.....	48
1.4.2. L'humidité de l'air	48
1.4.3. Les vents.....	49
1.4.4. La température.....	49
1.5. Hydrogéologie.....	50
1.5.1. La zone des plaines.....	51
1.5.2. La zone des dunes.....	51
1.5.3. La zone des marécages et des lacs.....	51
1.5.4. La zone des collines.....	51
1.6. Occupation du Sol.....	51
1.6.1. La forêt.....	52
1.6.2. Les maquis.....	54
1.7. Aperçu Socio-économique	55
1.7.1. la population.....	55
1.7.2. La pêche.....	56
1.7.3. L'agriculture.....	56
1.7.4. L'industrie.....	57
1.7.5. Tracé d'autoroute Est-Ouest sur le tronçon de la wilaya d'El- Tarf.....	57

Chapitre II : Matériels et méthodes

2. 2.1. Choix du point de prélèvement des échantillons d'eau.....	57
2.2.2. Méthodes et Techniques d'échantillonnage.....	57
2. 2.3. Prélèvements des échantillons de sol.....	57
2.2.4 .Transport des échantillons.....	58
2.2.5. Préparation et conservation des échantillons au laboratoire	58
2.2.6. Matériels	59
2.3. Méthodes de Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	59
2.3.1. La température (T°C)	59
2.3.2. Le potentiel hydrogène (pH)	59
2.3.3. La conductivité électrique (CE)	60
2.3.4. Les matières en suspension MES.....	60
2.3.6. Le potentiel d'oxydoréduction (Eh)	60
2.3.7. L'oxydabilité au permanganate de potassium.....	60
2. 3.8. L'ion chlorure.....	61
2.3.12.1. Calcium.....	63
2.3.12.2. Magnésium.....	63
2.3.12. La dureté totale.....	63
2.3.10.1. L'ion nitrate.....	62
2.3.10.2. L'ion nitrites.....	62
2.3.10.3. L'ion ammonium.....	62
2.3.11. Les ions phosphates.....	63
2.3. Mesure des paramètres hydrologiques.....	61
2.3.5. La hauteur d'eau.....	61
2.3.9. Le débit.....	61
2.3.13. Estimations des flux des éléments nutritifs de l'Oued El Kebir Est.....	64
2.4. Analyse du sol.....	64
.4.4. La texture	65
2.4.5. Le calcaire total.....	66
2.4.1. pH (eau)	64
2.4.2. pH (KCl)	64
2.4.3. La Salinité totale.....	65
2.4.4. Matières organiques.....	65
2.4. Analyse statistique des résultats obtenus.....	66

Chapitre III: Résultats et Discussion

3.1. Résultats des analyses physicochimiques.....	70
3.1.1. Température de l'eau (T°C).....	70
3.1.2. Potentiel hydrogène (pH)	71
3.1.3. Conductivité électrique (CE).....	71
3.1.4. Matières en suspension (MES).....	72
3.1.5. Le Potentiel d'oxydoréduction (Eh)	73
3.1.6. L'oxydabilité.....	74
3.1.7. L'ion Chlorure	75
3.1.8. Calcium (Ca ²⁺).....	75
3.1.9. Magnésium (Mg ²⁺)	76
3.1.10. La dureté totale Th (f°)	77
3.1.11. L'ion nitrate.....	79
3.1.12. L'ion nitrite.....	79
3.1.13. L'ion Ammonium.....	80

3.1.14. Les ions phosphates.....	81
3.1.15. Les valeurs du rapport N/P par saison	84
3.2. Mesure des paramètres hydrologiques.....	85
3.2.1. La hauteur d'eau.....	85
3.2.2. Le débit.....	85
3.3. Analyse du sol	83
3.3.1. La texture.....	85
3.3.2 Le calcaire total.....	86
3.3.3. L'acidité effective (pH-eau).....	88
3.3.4 L'acidité titrable (pH-KCl).....	89
3.3.5. La salinité totale.....	90
3.3.6. Matière organique.....	91
3.3.7. Humidité du sol	92
3.4. Estimations des flux des éléments nutritifs de l'Oued El –Kébir- Est.....	91
3.5. Les types de végétation trouvés au niveau de la séquence.....	95
3.6. Traitement statistiques des données.....	96
Conclusion générale.....	101
Référence bibliographique.....	103
Annexes.....	115

Liste des figures

Figure	Titre	N°Page
Figure1	Schéma présentatif du cycle de l'azote	5
Figure 2	Un organigramme présentant les formes de l'azote.	7
Figure 3	Transformations biologiques de l'azote	8
Figure 4	Schéma montrant les étapes de la nitrification et les coproduits gazeux	9
Figure 5	Schéma représentatif du cycle de phosphore	16
Figure 6	Schéma simplifié des espèces chimiques du phosphore	20
Figure 7	Modèle général de l'eutrophisation	26
Figure 8	Modèle général de l'eutrophisation à trois profondeurs différentes de la colonne d'eau	27
Figure 9	Différentes étapes du phénomène d'eutrophisation	29
Figure 10	Les causes de l'eutrophisation	31
Figure11	Situation géographique du bassin versant de l'Oued El Kébir Est	42
Figure12	Situation géographique du bassin versant de l'Oued El Kébir Est	43
Figure13	Carte du réseau hydrographique du bassin versant de l'Oued El -Kébir-Est	44
Figure 14	profil en long de l'oued El- Kébir-Est	45
Figure. 15	Relief du bassin versant de l'Oued Kébir -Est	47
Figure16	Précipitations moyennes mensuelles de la station météorologique d'El Kala (2003 /2004 - 2008/2009)	48
Figure 17	: Humidité relative moyenne mensuelle de l'air à la station météorologique d'El- Kala (2003-2004 à 2008-2009)	49
Figure 18	Moyennes mensuelles des vitesses des vents enregistrées à la station d'El -Kala (2003-2004 à 2008-2009)	50
Figure 19	Situation de la végétation dans le bassin versant de l'O. El Kébir-Est (Tourki ,2010)	51
Figure20	Photo de la couverture végétale (08/07/2012)au niveau de la station d'échantillonnage	52
Figure 21	Photo satellitaire montrant la station d'échantillonnage de l'O.El-Kébir -Est	56
Figure 22	Image montrant le stationnement pour un prélèvement d'eau d'un cours d'eau à partir d'un pont	57

Figure 23	Mode de prélèvements des échantillons de sol	67
Figure 24	Méthode de mesure de la hauteur d'eau dans l'Oued	68
Figure 25	Variation du niveau d'eau dans l'Oued	69
Figure 26	Variation de la température des eaux de l'Oued El –Kebir Est	70
Figure 27	Valeurs du pH	71
Figure 28	Variation de la conductivité électrique(C.E) dans les eaux de l'Oued El Kébir Est	72
Figure 29	Variation des concentrations de matières en suspension des eaux de l'Oued El Kébir Est	73
Figure 30	Variation temporelle du potentiel d'oxydoréduction des eaux de l'Oued El Kébir Est	74
Figure 31	Variation mensuelle de l'oxydabilité dans l'Oued El-Kébir Est	75
Figure 32	Variation temporelle de la concentration des ions chlorure des eaux de l'Oued El Kébir Est	76
Figure 33	Variation mensuelle des teneurs en ions Calcium (Ca^{2+}), et Magnésium (Mg^{2+}) des eaux de l'Oued El-Kébir Est	77
Figure 34	Variation de la dureté des eaux de l'Oued El-Kébir Est	78
Figure 35	Variation temporelle des ions nitrate, des ions nitrite et des ions d'ammonium des eaux de l'Oued El Kébir Est	79
Figure 36	Teneurs saisonnière en ion nitrate dans l'eau de l'Oued El Kébir Est	80
Figure 37	Teneurs saisonnières en ions nitrite dans l'eau de l'Oued El Kébir Est	81
Figure 38	Teneurs saisonnières en ion ammonium dans l'eau de l'Oued El Kébir Est	82
Figure 39	Variation temporelle des ions phosphates des eaux de l'Oued El- Kébir Est	82
Figure 40	Teneurs saisonnières en ions phosphates des eaux de l'Oued El-Kébir Est.	83
Figure 41	Les valeurs saisonnières du rapport N/P des eaux de l'Oued El-Kébir Est	84
Figure 42	Variation temporelle du niveau d'eau de l'Oued El Kébir Est	85
Figure 43	Variation mensuelles moyennes du débit des eaux de l'Oued El Kébir	86
Figure 44	Taux de calcaire total dans les échantillons de sol	87
Figure 45	Variation saisonnière de l'acidité effective (pH_{eau}) dans trois échantillons de sol ponctuels	88
Figure 46	Variation de l'acidité titrable (pH-KCl) dans trois échantillons de sol ponctuels	89

Figure47	Variation de la conductivité électrique dans trois échantillons de sol	90
Figure 48	Taux de matière organique dans les échantillons de sol	91
Figure 49	Taux de calcaire total dans les échantillons de sol	92
Figure 50	Variation de l'humidité de sol	93
Figure 51	Variation des flux des ions azotés dans l'Oued El Kébir Est (Kg/jour).	94
Figure 52	Fluctuation du flux des ions phosphates dans l'Oued El Kébir Est	94
Figure 53	Apport annuel des éléments nutritifs par l'Oued El Kébir Est : Fa (t/an)	95
Figure 54	Photos montrent le type de végétation dans la station d'étude	96
Figure 55	Nuage des points pour la contribution des différentes variables.	99
Figure 56	Nuage des points pour la contribution des variables et des observations	99
Figure 57	Nuage des points pour la contribution des flux des nutriments et les observations	100

Liste des tableaux

Tableau	Titre	N°Page
Tableau 1	Inventaire des principales origines ponctuelles et diffuses du phosphore	19
Tableau 2	des caractéristiques des différents niveaux trophiques de lac	30
Tableau 3	Paramètres permettant l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau	31
Tableau 4	Types de végétation qui caractérisent l'eutrophisation	32
Tableau 5	L'état de l'eutrophisation dans le monde	37
Tableau 6	Problèmes liés à l'eutrophisation dans les lacs, réservoirs et retenues	38
Tableau 7	Précipitations moyennes mensuelles de la station d'El-kala (2003 /2004 - 2008/2009)	48
Tableau 8	Humidité relative moyenne mensuelle de l'air à la station d'El Kala (2003-2004 à 2008-2009)	49
Tableau 9	Moyennes mensuelles des vitesses des vents enregistrées à la station d'El-Kala (2003-2004 à 2008-2009)	49
Tableau 10	Températures moyennes mensuelles en °C	50
Tableau 11	Répartition de la couverture végétale dans le bassin versant de l'Oued El Kébir Est	53
Tableau 12	Répartition de la population de la wilaya d'El- Tarf	53
Tableau 13	Les principales cultures rencontrées dans le bassin versant Kébir Est	54
Tableau 14	Conditions de conservation des échantillons d'eau	64
Tableau 15	Normes d'interprétation du pH-eau du sol	65
Tableau 16	Echelle de salinité du sol	65
Tableau 17	Echelle de la texture d'après	66
Tableau 18	Classification des sols d'après leur teneur en matière organique	80
Tableau 19	Classes de la dureté des eaux en fonction du titre hydrotimétrique	81
Tableau 20	Qualité des eaux de l'oued El Kébir Est en (mg/L) durant la période d'étude	83
Tableau 21	Les valeurs mensuelles du rapport N/P durant la période d'étude.	84
Tableau 22	Echelle de la texture	85
Tableau 23	Ecart entre le pH _{eau} – pH _{kcl}	87
Tableau 24	Classification des sols d'après leur teneur en matière organique	90
Tableau 25	Normes d'interprétation du taux de calcaire du sol	92
Tableau 26	Matrice de corrélation de Pearson.	99

Liste des Abréviations

NARH	L'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
APC	L'Agence publique
DCCE	Directive du conseil de la Communauté européenne
MENV	Ministère de l'Environnement du Québec
UNEP	Programme des nations unies pour l'environnement
O.C.D.E	Organisation de Coopération et de Développement Économiques
RGPH98	Gestion de ressource de la population humaine 1998
ACP	Analyse en composantes principales

Introduction générale

Parmi les grands défis du XXIème siècle, celui de l'eau est évidemment au premier plan au même titre que les sols cultivables et l'énergie. Certains pays en développement, déjà dépourvus de ressources en eau suffisantes, connaîtront inévitablement un ralentissement de leur développement lié à l'appauvrissement quantitatif de leurs ressources en eau. Certains autres de ces pays, « riches » en eau, verront la pollution (déjà très importante) de leurs ressources s'accroître à un niveau tel qu'il sera difficile d'y remédier. Parallèlement, et quelque part indécemment, les pays économiquement développés seront de plus en plus exigeants sur la qualité de leurs eaux ainsi que sur la sensibilité et le nombre des contrôles à effectuer sur les eaux distribuées et les eaux rejetées dans le milieu récepteur (**Rodier et al., 2009**)

A l'échelle mondiale, le volume d'eau exploitée a progressé plus de deux fois que le taux de croissance de la population. Un nombre grandissant de régions a atteint la limite au-delà de laquelle il n'est plus possible de fournir des services fiables d'approvisionnement en eau (pour différents usages) (**FAO, 2007**). La croissance démographique et le développement économique exercent une pression sans précédent sur les ressources en eau renouvelables, notamment dans les régions arides. Il est estimé qu'à l'horizon 2025, 1,8 milliard de personnes vivront dans des pays ou des régions disposant de moins de 500 m³ d'eau renouvelable par an et par habitant (FAO, 2007). Dans les pays de la marge sud de la Méditerranée et notamment dans la région arabe, connue pour son climat aride à semi-aride, la pénurie d'eau sera un fait marquant. La totalité des pays de cette région tombent sous le niveau de pénurie de 500 m³ d'eau renouvelable par personne et par an (Hamoda, 2004 ; Belaid, 2010).

L'importance de l'eau dans l'économie mondiale ne cesse de croître et sa disponibilité devient de plus en plus difficile tant en raison des aléas climatiques, des conditions géopolitiques, géologiques que de l'accroissement accéléré de la contamination des systèmes aquatiques au cours des dernières années ainsi que la modification progressive de la nature des pollutions qui deviennent de plus en plus chimiques et toxiques à court ou long terme, ont contribué à faire de la détermination de la qualité des eaux l'une des tâches quotidiennes des organismes d'application et l'un des principaux soucis de la recherche hydro-écologique, (Fadel et al., 2007). Au cours de leur transfert à la surface du sol et/ou en profondeur (ruissellement, infiltration ...) puis de leur circulation dans l'hydrosystème, les eaux sont soumises à des processus physico-chimiques et biologiques qui conditionnent leur composition. Celle-ci définira ce qui est communément appelé la « qualité de l'eau » (Thurman, 1985 ; Madigou, 2005).

La qualité des eaux d'un hydrosystème dépend de nombreux facteurs et processus environnementaux. Elle est définie plus particulièrement par les caractéristiques géomorphologiques (altitude, pente ...), pédologiques et géologiques (origine et nature des terrains) et anthropiques (degré d'urbanisation, activités industrielles, agricoles ...) du bassin versant. Celui-ci constitue un espace délimité par une ligne de partage des eaux et possédant son propre réseau hydrographique. Les versants du bassin collectent les eaux d'origine atmosphérique et les concentrent vers les éléments constitutifs du réseau (Amoros et Petts, 1993).

L'introduction massive de matières organiques et d'éléments nutritifs (azote, phosphore) dans les eaux de surface perturbe les équilibres naturels des écosystèmes aquatiques. Ces apports sont dus principalement à des rejets directs d'effluents (domestiques, industriels et agricoles), à l'écoulement d'eaux de ruissellement contaminées après leur passage sur des surfaces agricoles et non agricoles et,

dans une moindre mesure, aux retombées atmosphériques. La manifestation la plus visible de ce type de pollution est l'eutrophisation des cours d'eau, qui se traduit par un développement excessif d'algues et un appauvrissement de l'eau en oxygène, avec pour conséquence un risque accru de mortalité chez certains organismes aquatiques (Christophe et *al.*, 2011). Ce processus, se déroule normalement sur une période allant de plusieurs milliers à quelques dizaines de milliers d'années. Cependant, les activités humaines l'ont accéléré dans de nombreux lacs en augmentant la quantité d'éléments nutritifs qui leur parviennent, provoquant des changements dans l'équilibre de ces écosystèmes aquatiques (Laurentides, 2009).

Les milieux aquatiques ont une importance socio-économique majeure, mais se sont des milieux fragiles pour lesquelles l'eutrophisation constitue, dans la plus part des pays industrialisés l'une des principales menaces de dégradation de la qualité de l'eau (Brigitte et *al.*, 1994).

Les rejets anthropiques croissants d'azote et de phosphore dans certaines eaux côtières ont induit durant les vingt dernières années, d'importantes augmentations de la production végétale aquatique micro et macrophytique. Ce qui a pour conséquence de déséquilibrer le fonctionnement normal des écosystèmes jusqu'à provoquer, dans les cas extrêmes, la mort de l'écosystème par asphyxie. En effet, une grande partie de l'oxygène dissous est consommé par la dégradation de la biomasse végétale en putréfaction. Après les lagunes semi-fermées, les zones côtières les plus sensibles sont celles recevant le panache de dilution d'un grand fleuve (IFIRM, 1999).

L'Algérie fait partie des pays à faibles ressources hydriques au regard des critères internationaux de pénurie (seuil de 1000 m³/hab./an) (Bouteraa, 2007). L'Algérie orientale est la région la plus arrosée du pays. Elle reçoit annuellement une moyenne de précipitations allant de 300 mm à 1 m du sud vers le nord et atteint parfois 1,5m en allant vers la méditerranée. Elle est aussi drainée par un réseau hydrographique très important avec une densité moyenne de drainage d'environ 2,11m /km². Ces caractéristiques offrent à la région l'avantage d'être une ressource inépuisable en eau superficielle (Djabri et *al.*, 2012). La qualité des eaux superficielles se dégrade dans des bassins d'importance vitale sous l'effet des rejets de déchets urbains et industriels (Remini, 2010). En effet, les modifications de la morphologie des rivières, leurs usages et leurs propriétés physico-chimiques auront des conséquences sur la quantité et la qualité de l'eau (Coux et Collares-Pereira, 2002).

La lutte contre l'eutrophisation des plans d'eau devrait passer avant tout par des méthodes préventives, qui s'attaquent réellement au problème de contamination, en limitant la diffusion du phosphore, de l'azote, de la matière organique ou encore des polluants dans l'environnement (Devidal, 2007).

Dans les pays du Maghreb, différents travaux scientifiques ont été réalisés sur les eaux et les sols des corridors. Ils ont permis de donner plusieurs résultats pertinents. Ceux obtenus par Reggam et ses collaborateurs en 2015 concernant l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie) montrent que les taux de pollution mesurés au niveau de ce cours d'eau évoluent de manière graduelle de l'amont vers l'aval et se traduisent par une importante charge minérale et organique. Kerboub et ses collaborateurs, en 2014, sur la région d'El-Kantar (Biskra) au Sud-est Algérien, montrent que les eaux des puits sont plus ou moins polluées du fait que les concentrations de certains éléments chimiques dépassent les normes admissibles. Dans une autre étude, Bengherbia et collaborateurs, en 2014, sur l'Oued Beni Aza (Blida en Algérie), montrent que le cours d'eau est exposé à une forte pollution par la matière organique ainsi que par les germes fécaux. En 2005, Guasmi a permis de déduire une pollution des eaux de l'Oued Medjerda Souk-Ahras par les nitrites, les nitrates et par l'ammonium. Ces résultats ont été prouvés en 2007 par Athmani qui avait trouvé une forte concentration des ions HCO³⁻, Cl⁻, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺. Brahim et Chafi ont mené en 2014, une étude sur

les oueds Za Tizeghrane (Maroc) où ils ont trouvé une augmentation des teneurs en DBO5, DCO, MES, NTK..., et une diminution des teneurs en oxygènes dissous, particulièrement en période de trituration d'olives. Dans une autre étude de l'Oued Hassar (Maroc), Fouad et collaborateurs en 2014, ont montré une pollution importante par la matière organique, le phosphore total et l'azote ammoniacal tandis que les métaux lourds (Cd, Pb, Cr, Cu, Fe et Zn) sont dans les normes.

En Algérie et plus précisément dans le bassin versant de l'oued El -Kébir- Est, plusieurs études ont été réalisées sur la pollution des eaux. A savoir, celle de Handouzi sur les eaux du barrage Mexanna en 2011 : Elle a permis de déduire une pollution des eaux par le fer, l'aluminium et les ions nitrite et une contamination fécale animale et humaine. Ces résultats ont été confirmés par Bouchelaghem et ses collaborateurs qui ont réalisé, en 2014, une étude de la qualité chimique et microbiologique des eaux de ce cours d'eau. Par ailleurs, l'étude de la qualité physicochimique des eaux de l'oued Kébir-Est menée par Chaib en 2011, a montré des teneurs élevées des matières azotées et phosphatées et des valeurs importantes de la conductivité et de la concentration en ions chlorure.

Les données concernant la qualité des eaux de l'oued Kébir-Est (Nord-est algérien) et les caractéristiques des sources de dégradation sont peu nombreuses. Dans ce contexte, l'objectif principal de ce travail est de diagnostiquer l'eutrophisation de l'Oued El-Kébir-Est par une approche physico-chimique. A cet effet, nous avons suivi, par des analyses physico-chimiques, les teneurs en éléments nutritifs notamment l'azote et le phosphore et d'autres paramètres interprétatifs dans les eaux de ce cours d'eau.

Au cours de cette étude, les éléments particulièrement ciblés sont alors l'azote et le phosphore (ions nitrite, nitrate et ammonium, phosphate...). Ces éléments peuvent, en plus de leur contribution au phénomène d'eutrophisation, avoir des effets nocifs pour l'homme et pour l'environnement.

Notre travail est conçu en deux parties.

Dans la première partie est fait le point bibliographique en trois chapitres sur les matières azotées, les matières phosphorées dans l'environnement ainsi que sur la problématique de l'eutrophisation des milieux aquatiques.

La deuxième partie présente les différentes méthodologies et stratégies expérimentales adoptées dans ce travail pour l'acquisition des données. La présentation de la région d'étude constitue le premier chapitre. Dans le deuxième chapitre sont présentés les différents stratégies et méthodes utilisées aussi bien en échantillonnage qu'au plan analytique. Enfin, le dernier chapitre est consacré à la présentation et à la discussion des résultats obtenus sur le terrain et au laboratoire.

Chapitre1: Pollution des eaux par les matières azotées

1. Pollution des eaux par les matières azotées

L'azote représente 78% de l'atmosphère gazeuse. L'ensemble des réactions biologiques de croissance requiert la présence de l'élément azote. (Ramade, 1981).

L'azote (N) est un nutriment indispensable à la croissance des plantes, mais lorsqu'il est présent en excès dans l'écosystème, des contaminations ont lieu vers les hydrosystèmes sous forme de nitrate (NO_3^-) ou vers l'atmosphère sous forme de protoxyde d'azote (N_2O), gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement est 298 fois plus élevé que celui du dioxyde de carbone (CO_2) (Benoit, 2013). Il a été considéré comme le principal élément qui limite la croissance du phytoplancton dans les lacs tropicaux (Henry *et al*, 1985), les eaux du Pacifique central (Dufour *et al*, 1999) et de l'Atlantique nord (Graziano *et al*, 1996), les estuaires et les baies (Piehler *et al*, 2004).

1.1. Le cycle de l'azote

Les différentes combinaisons chimiques organiques ou minérales de l'azote sont impliquées dans des réactions essentiellement biochimiques, très différentes les unes des autres, mais qui ne sont pas moins très étroitement liées entre elles et participent au cycle de l'azote qui permet sa circulation dans la biosphère.

Le cycle de l'azote est parfaitement connu et fait intervenir des processus naturels de fixation, d'assimilation, d'ammonification, de nitrification et de dénitrification. Ces processus de base sont impliqués dans le recyclage de l'azote atmosphérique (Deronzier, *et al.*, 2002). Les substances azotées sont relativement aisément transformées par des réactions chimiques (en particulier sous l'effet du rayonnement solaire et en présence d'autres substances chimiques tel que l'ozone) ou par des réactions biologiques

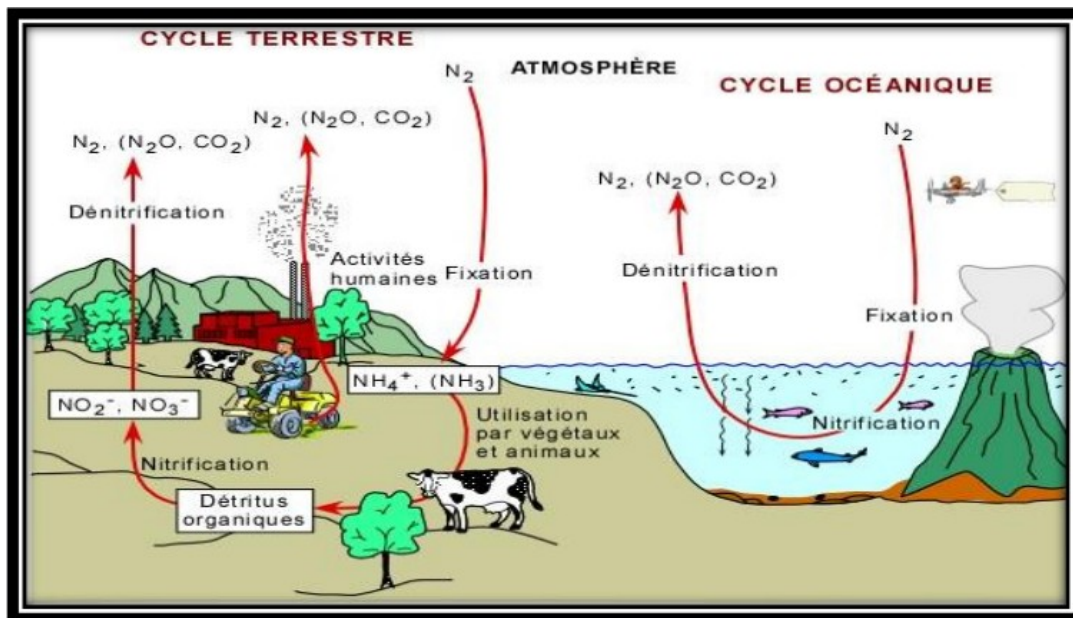


Fig 1 : Schéma présentatif du cycle de l'azote (Lefebvre, 2003)

1.2. Les différentes formes chimiques de l'azote

L'azote peut se trouver sous forme moléculaire (diazote : N_2), organique ou minérale incluant des gaz et des aérosols, c'est-à-dire des particules solides ou liquides en suspension dans l'air. Ces deux formes d'azote ont des origines différentes avec une prédominance des rejets agricoles dans le premier cas et des rejets de type urbain dans le second cas.

les composés azotés sont transformés par oxydation ou réduction, suite à des processus chimiques ou biologiques, faisant varier leur degré d'oxydation (Legal, 2008).

1.2.1. Les matières azotées hors nitrates

Les matières azotées (hors nitrates) sont principalement liées aux rejets d'eaux usées urbaines et industrielles et de l'agriculture (effluents d'élevage).

- ✓ L'azote ammoniacal est une forme réduite de l'azote. Par réaction d'oxydation, l'azote ammoniacal est transformé en ion nitrite puis en ion nitrate.
- ✓ L'azote Kjeldahl (NTK) représente les formes réduites de l'azote. C'est la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal. Ainsi, une forte charge organique dans un cours d'eau sera à l'origine d'une forte charge en azote organique qui sera ensuite oxydé et transformé en nitrates.
- ✓ Les ions nitrites sont les intermédiaires entre l'azote ammoniacal et l'ion nitrate. En milieu acide et en forte concentration, cet ion azoté se révèle toxique pour les biocénoses aquatiques et la faune piscicole.

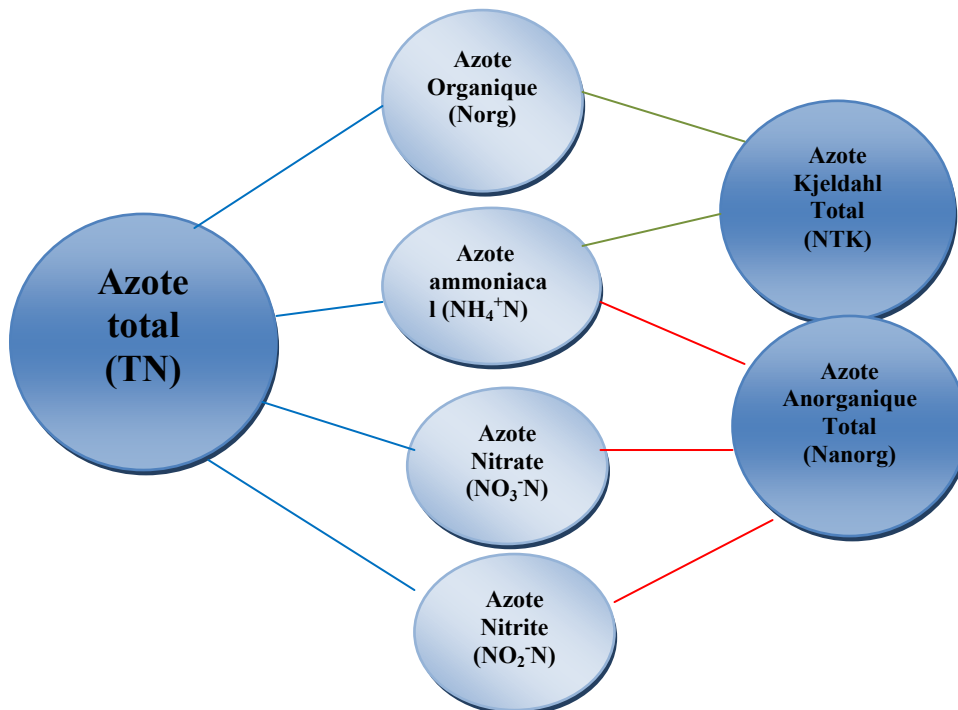


Fig 2: Un organigramme présentant les formes de l'azote.

1.2.2. L'ion nitrate

Parmi les différentes formes de l'azote, la forme nitrate est directement assimilable par les plantes. En trop grande concentration dans les eaux de surface, cet ion peut provoquer un phénomène d'eutrophisation (même si la concentration en phosphore est le facteur limitant des proliférations végétales car il est le principal élément indispensable pour la croissance des plantes). Cette altération est aussi importante pour considérer la qualité de l'eau dans le but éventuel d'une utilisation comme eau potable .

1.3. Transformation de l'azote dans l'écosystème

Jusqu'aux dans les années 90, la connaissance du cycle de l'azote était basée sur des principes selon lesquels la minéralisation est l'étape limitant du cycle, les plantes ne prélèvent l'azote que sous forme inorganique et les plantes n'entrent pas en compétition avec les micro-organismes du sol pour utiliser l'azote (Schimel & Bennett, 2004). Mais la perception du cycle de l'azote a récemment évolué puisque des études ont montré que l'étape de minéralisation se décompose en une phase de dépolymérisation des macromolécules en matière organique dissoute biodisponible puis une phase d'ammonification de cette matière organique dissoute, en considérant l'étape de dépolymérisation comme la phase limitante du cycle de l'azote, Les plantes peuvent également prélever l'azote sous forme organique et il existe des phénomènes de compétition pour l'azote entre les plantes et les micro-organismes du sol . (Gaudnik ,2011).

1.3.1 Fixation de l'azote

La fixation biologique de l'azote est la conversion de l'azote atmosphérique en azote utilisable par les microorganismes, en l'occurrence l'ammonium. Comme ce processus est très coûteux en énergie, les bactéries s'abstiennent de fixer l'azote atmosphérique si elles sont en présence d'une source d'ion ammonium.

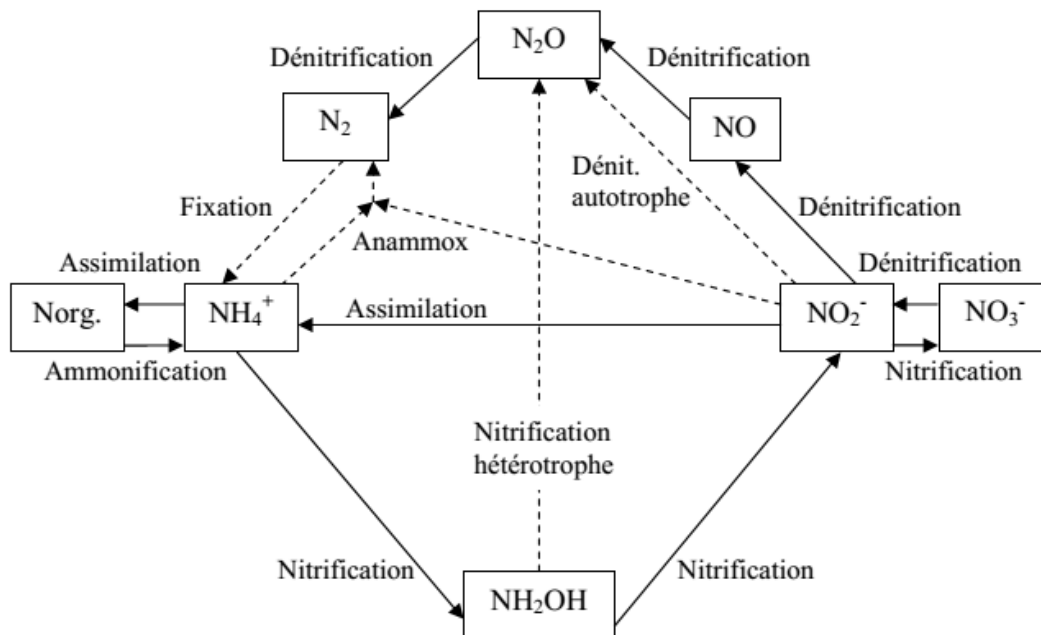


Fig 3 : Transformations biologiques de l'azote (Richardson et Watmough, 1999)

1.3.2. Ammonification

L'ammonification représente le processus de la transformation, par des microorganismes, de l'azote organique en ammonium (NH₄⁺). L'azote organique peut se trouver sous forme de groupes aminés (NH₂⁻) ou d'urée (CO(NH₂)₂). L'azote organique particulière doit d'abord être hydrolysé en azote organique soluble avant d'être ammonifié ou assimilé.

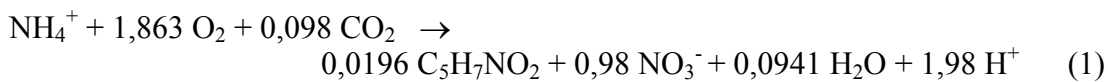
1.3.3. Assimilation

La biomasse fixée se nourrit d'azote pour ses besoins métaboliques, au même titre qu'elle consomme de la matière organique, du phosphore et d'autres éléments nutritifs. Les bactéries assimilent préférentiellement l'azote sous sa forme ammoniacale et, dans certains cas, sous forme d'acides aminés. En

l'absence de NH_4^+ , les nitrites (NO_2^-) ou nitrates (NO_3^-) peuvent être convertis en NH_4^+ , puis assimilés par les bactéries grâce au processus de réduction assimilative (Grady *et al*, 1999).

1.3.4. Nitrification

La nitrification est le processus biologique par lequel l'ammonium est oxydé en ion nitrate. Dans la majorité des cas, ce processus est effectué par des bactéries autotrophes, strictement aérobies, en utilisant du CO_2 ou du HCO_3^- comme source de carbone pour leur croissance et du NH_4^+ comme source d'énergie. L'équation (1) représente la réaction générale de la nitrification (Metcalf et Eddy, 2003) :



D e l'équation (1) il peut être déduit que pour chaque gramme de N- NH_4^+ converti 4,25 g d' O_2 sont utilisés, 0,16 g de nouvelles cellules sont formées (symbolisées par la formule empirique $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$), 7,07 g de CaCO_3 (alcalinité) sont consommés et 0,08 g de carbone inorganique est utilisé dans la formation de nouvelles cellules. De façon plus détaillée, la nitrification constitue une série de réactions biologiques où l'ammonium est d'abord converti en hydroxylamine (NH_2OH), puis en nitrites et finalement en nitrates. Certains coproduits gazeux peuvent être générés au cours de ce processus, tel qu'illustré au schéma suivant :

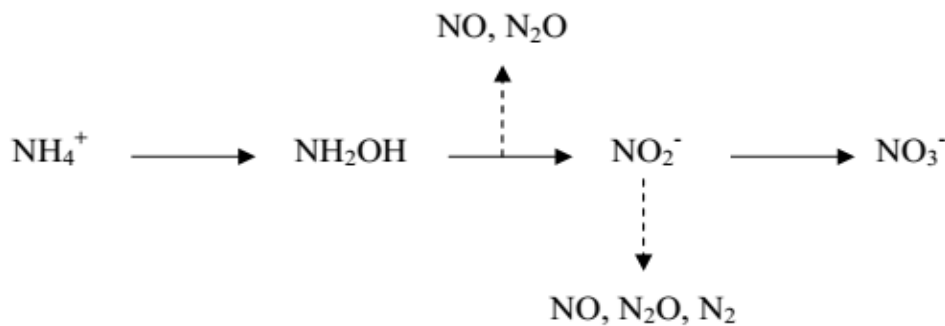


Fig 4 : Schéma montrant les étapes de la nitrification et les coproduits gazeux (Béline, 2001)

La nitrification est généralement divisée en deux étapes, en fonction des genres de microorganismes impliqués. La première étape, la nitritation, regroupe la formation d'hydroxylamine et de nitrites. Elle est réalisée par des bactéries nitritantes de genres *Nitrosomonas*, de même que *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* et *Nitrovibrio*. La seconde étape, la nitratation, représente l'oxydation des ions nitrite en ions nitrate. Elle nécessite la présence de bactéries de genres *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* et *Nitrospina*. Les équations 3 et 4 représentent la nitritation et la nitratation. L'hydroxylamine étant un produit intermédiaire qui ne s'accumule pas naturellement.



Le développement des techniques de biologie moléculaire a permis de mettre en évidence d'autres mécanismes de nitrification, dont la nitrification hétérotrophe (couplée à la dénitrification en milieu aérobie) et l'oxydation de l'ammonium en milieu anaérobie (Anammox). Van Loosdrecht et Jetten (1998) rapportent que la nitrification hétérotrophe est significative seulement quand l'eau usée contient

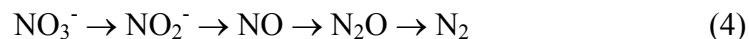
un rapport DCO/N élevé (>10). Le processus Anammox, quant à lui, a lieu dans les systèmes complètement autotrophes avec de très longs temps de rétention des boues ou dans les systèmes à biofilm (Van Loosdrecht et Jetten, 1998; Jetten *et al.*, 1999).

Les conditions de milieu affectant la nitrification sont la concentration en oxygène dissous, le pH, la température, les concentrations en substrats (CO₂, NH₃) et en produits de réaction (NH₂OH, NO₂⁻, NO₃⁻), ainsi que la concentration de certaines substances toxiques (Béline, 2001).

Les bactéries nitrifiantes seraient actives dans un intervalle de pH de 6 à 10 dont la valeur optimale de nitrification se situe entre 8 et 9 (Henze Christensen et Harremoës, 1978).

1.3.5. Dénitrification

La dénitrification est un processus anoxique au cours duquel des bactéries hétérotrophes vont changer leur métabolisme pour utiliser les formes oxydées de l'azote (NO₂⁻, NO₃⁻) en tant qu'accepteurs d'électrons au lieu de l'oxygène moléculaire. La réduction biologique des nitrates au cours de la dénitrification mènera à la production finale d'azote gazeux inerte (N₂) (équation 4) :



Une dénitrification autotrophe peut être observée lorsque des bactéries nitrifiantes facultatives, espèces plutôt rares, sont soumises à des concentrations en oxygène inférieures à 1 mg/L. Alors qu'elles oxydent l'ammonium en présence d'oxygène, ces bactéries utilisent plutôt l'ion NH₄⁺ comme source d'énergie et le NO₂⁻ comme accepteur d'électron quand les conditions d'aération sont limitantes. L'ion nitrite est ainsi réduit en N₂O (Poth et Focht, 1985) ou en N₂ (Bock *et al.*, 1995). Cette activité métabolique a été observée dans les sols (Lipschultz *et al.*, 1981) et dans les systèmes de traitement d'eaux usées (Helmer *et al.*, 1999).

Les facteurs influençant la dénitrification sont la concentration en oxygène dissous, le potentiel d'oxydoréduction, le pH, la température, les concentrations en substrats et en produits de réaction et quelques substances toxiques (Béline, 2001). Le pH optimal pour la plupart des bactéries dénitrifiantes se situe entre 6 et 8. Le processus de dénitrification est favorisé par un pH légèrement alcalin. Cependant il peut avoir lieu à des pH aussi faibles que 3,5 (Pathak, 1999). Aussi, les processus de dégradation de la matière organique influencent grandement les transformations de l'azote (Henze *et al.*, 1997)

1.4. Les sources anthropiques d'azote

Les sources d'azote pour un cours d'eau ou pour un lac sont (Smith *et al.*, 1999) :

1.4.1. Rejets domestiques : eaux résiduaires domestiques

L'azote est presque en totalité sous la forme d'azote organique (urée, acide urique, créatinine) et d'azote ammoniacal. L'urée et les acides aminés s'hydrolysent rapidement pour donner de l'ammonium. De ce fait, selon le temps de séjour dans le réseau d'assainissement, l'azote organique sera plus ou moins ammonifié. Aussi bien que l'on considère le rejet de 13 à 15g d'azote (NTK) par habitant et par jour soit composé pour 2/3 de formes organiques (Aminot *et al.*, 1990). La proportion moyenne des deux composants du NTK obtenue sur six eaux résiduaires urbaines s'établit à 70% de NH₄⁺ et 30% de N organique, les composés oxydés (NO₂⁻+NO₃⁻) n'atteignant pas 1%.

1.4.2. Rejets usées urbains ou industriels

Selon l'activité industrielle, les concentrations d'azote dans le rejet sont très variables. Les industries les moins polluantes, telle que celle de la fabrication de pâte à papier produisent des concentrations de 5 à 20 mg/l de NTK. Pour les industries les plus polluantes, le rejet présente des concentrations beaucoup plus élevées (exemple : production d'engrais d'azote: 1500 et 5000 mg/l).

1.4.3. Epanchages et fertilisation en agriculture

Les apports d'azote d'origine agricole dans des eaux de surface varient de façon considérable d'une région à une autre, en relation avec la nature du sol, de l'hydrologie, du climat, des pratiques culturales, de la nature des récoltes et de l'emploi des engrais.

Selon la nature des apports fertilisants et la granulométrie du sol, on constate que les engrais représentent un surcroît de 10 à 50% des pertes naturelles (maximum pour des sols à faible fraction fine). Cet apport d'azote se fait presque uniquement sous sa forme la plus mobile, c'est-à-dire l'azote nitrique NO_3^- .

L'ampleur et la hiérarchie des apports d'azote aux eaux de surface sont donc fonction de l'importance relative de l'urbanisation (rejets domestiques), de l'industrialisation (rejets industriels) et de l'intensification de l'agriculture.

1.5. Conséquences des pollutions azotées

Une série d'événements directs et indirects se produit lors de l'augmentation des apports azotés, avec des conséquences à la fois biotiques et abiotiques. L'intensité de ces différents impacts sur les espèces et les communautés végétales dépend d'un certain nombre de facteurs dont la durée et la quantité totale d'apports azotés, la forme chimique et physique des composés, la sensibilité propre des espèces végétales, les conditions locales tels que le climat, la capacité du sol à neutraliser les acides et la disponibilité d'autres nutriments et la gestion actuelle et passée du système. En conséquence, les écosystèmes montrent une forte variabilité dans leur sensibilité aux dépôts azotés (Bobbink *et al*, 2010). Ces principaux événements concernent l'acidification, qui implique des phénomènes de toxicité suite à l'accumulation de NH_4^+ et de métaux toxiques dans le sol, l'eutrophisation en considérant uniquement l'enrichissement en azote, la toxicité directe foliaire, la sensibilité aux facteurs de stress et de perturbation et la sensibilité selon la forme d'azote.

1.5.1. Acidification du sol et conséquences

Certaines transformations de composés azotés représentent une source importante de protons, provoquant une acidification du sol, qui diminue considérablement la fertilité du sol et affecte les transformations microbiennes du sol (Bolan *et al*, 2003)

L'acidification implique également des phénomènes de toxicité suite à l'accumulation de NH_4^+ et de métaux toxiques tels que l'aluminium dans le sol. En effet, lors de la baisse de pH, la capacité de l'écosystème à éliminer les composés azotés est compromise par une nitrification et des taux faibles de prélèvement par les plantes, ce qui entraîne une accumulation de NH_4^+ (Lucassen *et al*, 2002).

Au sein des plantes, la toxicité de l'azote réduit se produit si le prélèvement excède la capacité d'assimilation en causant des dysfonctionnements de structure et de transport membranaire (Krupa *et al.*, 2003). Mais l'acidification du sol entraîne également la lixiviation de cation (K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+}) qui provoque des déséquilibres nutritionnels pour la croissance des plantes et une libération d'éléments

toxiques. Il en résulte une moindre grande disponibilité des nutriments, une accumulation de composés toxiques tels que l'ammonium et une limitation des activités microbiennes du sol impliquées dans les transformations de l'azote, telles que la minéralisation de composés organiques ou la fixation biologique. Un faible pH du sol favorise également la production de N_2O lors de la nitrification et de la dénitrification du sol (Beauchamp, 1997).

A de fortes concentrations, les gaz, les aérosols et les composés dissous azotés, notamment NO , NO_2 , NH_3 et NH_4^+ , peuvent être extrêmement toxiques pour les parties aériennes des végétaux. Ces dommages directs sont dus à de fortes concentrations azotées à court-terme, plutôt qu'à des changements à grande échelle dans les écosystèmes

Les cultures, les jeunes arbres mais également les espèces herbacées et arbustives montrent des dommages foliaires, des changements physiologiques et des réductions de croissance lors de fortes concentrations dans l'air ambiant de polluants azotés (Pearson & Stewart, 1993 ; Krupa, 2003). Les espèces végétales de prairies acides ont montré des phénomènes de toxicité lors d'exposition pendant 8 mois à des valeurs de $0,05 \text{ mg/m}^3$ de NH_3 (Krupa, 2003). Cependant, les lichens représentent les espèces végétales les plus sensibles à la toxicité directe par les dépôts secs azotés, surtout sous forme de NH_3 (Hallingback, 1992 ; van Herk *et al*, 2003)

1.5.2. Prédisposition aux facteurs de stress et de perturbation

La sensibilité des plantes aux facteurs de stress ou de perturbation peut être significativement affectée par les dépôts azotés. Les contraintes écologiques externes, tels que le manque de ressources ou le froid, sont capables d'engendrer un stress visible par une limitation de la vitesse de production de matière sèche de la végétation. Les changements liés aux composés azotés dans la physiologie, l'allocation de biomasse (rapport tige/racine) et le développement de mycorhizes peuvent avoir une influence sur la sensibilité des plantes à la sécheresse ou au froid, menant à une limitation de biomasse de certaines espèces avec des changements potentiels d'interactions biotiques. La perturbation correspond aux mécanismes, discrets dans le temps et l'espace, qui diminuent la biomasse végétale en causant sa destruction partielle ou totale, telle que les inondations ou l'herbivorie (Grime, 1977)

1.5.3. Sensibilité à la forme de l'azote

Les formes oxydées ou réduites de dépôts azotés ont potentiellement des effets différents sur la végétation puisque les processus impliqués, la sensibilité et l'utilisation par les plantes de ces différentes formes d'azote sont différents. Cependant, l'illustration de ces multiples effets est limitée dans l'environnement et les conditions locales du sol ainsi que la composition des espèces pourraient jouer un rôle sur la nature de ces effets.

La composition spécifique végétale peut être affectée par un changement de la forme dominante d'azote dans l'écosystème, favorisant les espèces végétales préférentiellement capables d'assimiler la forme azotée en question. Etant donné que les mesures de contrôle de pollution en Europe se sont d'avantage portées sur la réduction des émissions en NO_x plutôt qu'en NH_x , les régions sont principalement soumises à de forts dépôts azotés sous forme de NH_x , dûs aux activités agricoles (Asman *et al*, 1998 ; Fowler, 2005 ; Sutton *et al*, 2008). Cette importante disponibilité en NH_4^+ induit des changements surtout visibles dans les sols dont les taux de nitrification sont faibles. En effet, les espèces de sols calcaires, ou faiblement acides, sont capables d'utiliser NO_3^- , ou une combinaison de NO_3^- et de NH_4^+ , comme source azotée. Ainsi, la forte disponibilité de NH_4^+ dans les milieux acides a

induit une utilisation plus importante de NH_4^+ par rapport à NO_3^- par les plantes de ces milieux (Gigon & Rorison, 1972). Les concentrations élevées de NH_4^+ dans le sol provoqueraient ainsi plus de dégâts sur la biodiversité que des concentrations importantes de NO_3^- .

1.5.4. Voies d'exposition de l'homme aux ions nitrate et nitrite

L'exposition aux ions nitrate et aux ions nitrite d'une population humaine se fait principalement par les aliments et occasionnellement par l'eau de consommation. Chez l'adulte, la principale source des ions nitrate et des ions nitrite provient des légumes et des produits carnés. L'apport en ion nitrate attribuable à l'eau potable devient important lorsque les concentrations en nitrates sont anormalement élevées. Dans le cas des enfants nourris avec du lait maternisé, l'eau utilisée pour la préparation de ce lait est la seule source des nitrates.

1.5.4. 1. Toxicité des ions nitrate

Les ions nitrates ne sont guère toxiques, mais ce n'est qu'à deux conditions que peut se révéler leur toxicité : s'il y a ingestion vraiment massive de ces composés ou s'ils sont transformés en ions nitrite par la microflore digestive au sein de l'organisme. Une fois ingérés, les ions nitrate sont rapidement absorbés au niveau de l'intestin grêle puis distribués dans tout l'organisme. La microflore buccale transforme une partie des ions nitrate secrétés dans la salive en ions nitrite. Leur réduction en nitrites peut également survenir au niveau des voies urinaires à la suite d'une infection bactérienne et dans l'estomac.

Dans les milieux biologiques, la transformation des ions NO_3^- en ions NO_2^- ne peut s'effectuer que sous l'action d'une enzyme, la nitrate réductase qui est présente dans tous les organismes susceptibles de métaboliser le nitrate tels que les plantes, les champignons ainsi que quelques espèces de levures et bactéries.

1.5.4.2. Toxicité des ions nitrite

Les nitrites consommés directement proviennent des produits carnés. Ils sont autorisés comme conservateurs dans ces produits. Ils inhibent le développement du germe responsable de la toxi-infection alimentaire grave, appelée le botulisme (Shirly *et al*, 1975). Ils neutralisent la prolifération des microbes dangereux dans la charcuterie, comme les staphylocoques et le bacille botulique qui est un poison mortel.

La méthémoglobinémie (ou syndrome du bébé bleu) est un problème de santé associé à l'ingestion des nitrites et des nitrates. Dans ce cas, l'ion nitrate est converti en ion nitrite dans l'estomac, puis il est absorbé par la circulation sanguine. Les nitrites oxydent l'hémoglobine sanguine en méthémoglobine qui sous cette forme n'est plus apte à jouer son rôle de transporteur d'oxygène ce qui entraîne une hypoxie au niveau des tissus. Chez l'adulte, l'organisme humain est capable de lutter contre cette agression car il dispose d'un système enzymatique apte à effectuer la réaction inverse et à transformer la méthémoglobine en hémoglobine réduite (méthémoglobine réductase). Par contre, ceci n'est pas le cas chez le nourrisson ne possédant pas cet équipement enzymatique ; ce qui augmente les risques des intoxications graves. Ceci altère la capacité des globules rouges de transporter l'oxygène. Les symptômes de cette maladie sont notamment la cyanose (décoloration bleutée de la peau et de la bouche), la difficulté de respirer et la fatigue (des cas mortels ont été rapportés). Si le pouvoir cancérogène du nitrite est très discuté, la formation des nitrosamines à pouvoir cancérogène est par contre

indiscutable et il est possible à partir de nitrite et d'amines secondaires et même tertiaires. Cette formation se produit dans le tube digestif du consommateur.

1.6. Les normes de qualité des eaux relatives à l'azote

Selon le temps de résidence des eaux lagunaires, ces apports sont plus ou moins transformés par la production primaire et peuvent quelquefois ne pas être synonymes de forte eutrophisation.

En revanche, la période estivale rend souvent les lagunes très sensibles aux apports d'azote, en particulier ceux provenant des rejets urbains (Aminot *et al.*, 2001).

En France (Levi *et al.*, 2006), l'eau alimentaire du robinet ne doit jamais présenter une teneur en NO_3^- supérieure à 50 mg/L. Par contre, l'eau prélevée dans les milieux naturels (ou eau brute) destinées à l'alimentation humaine après captage et distribution au robinet de l'utilisateur, doit respecter des teneurs maximales différentes suivant le milieu de prélèvement : 100 mg/L, pour les eaux souterraines de nappes et 50 mg/L, pour les eaux de surfaces des lacs ou rivières , une valeur guide indicative de 25 mg/L, subsiste pour évaluer la qualité des eaux de surfaces des lacs ou rivières, seuil d'alerte de nature à influencer la filière de potabilisation des eaux.

Chapitre 2 : Pollution des eaux par les matières phosphorées

Le terme phosphore (P) englobe les innombrables composés phosphatés présents dans l'environnement. Au delà de cette diversité, le phosphore présente quelques caractéristiques clés qui expliquent sa dynamique et son impact.

En raison de sa forte affinité pour la phase solide minérale et du prélèvement actif par les êtres vivants, le phosphore est stocké préférentiellement, dans la biomasse, à la surface des sols et dans les sédiments. Dans un territoire rural, l'essentiel du stock (plus de 90 %) est dans le sol. Le phosphore est transféré vers les eaux de surface sous forme d'ions en solution (la seule forme directement assimilable par les végétaux, algues comprises), de composés organiques dissous, et sous des formes associées à des particules (P particulaire).

Le phosphore particulaire est la forme dominante en période de crue. Sa concentration peut alors atteindre le mg P/l. Sa principale propriété du phosphore particulaire à considérer est sa « biodisponibilité », c'est à dire son aptitude à fournir du phosphore assimilable pour les algues.

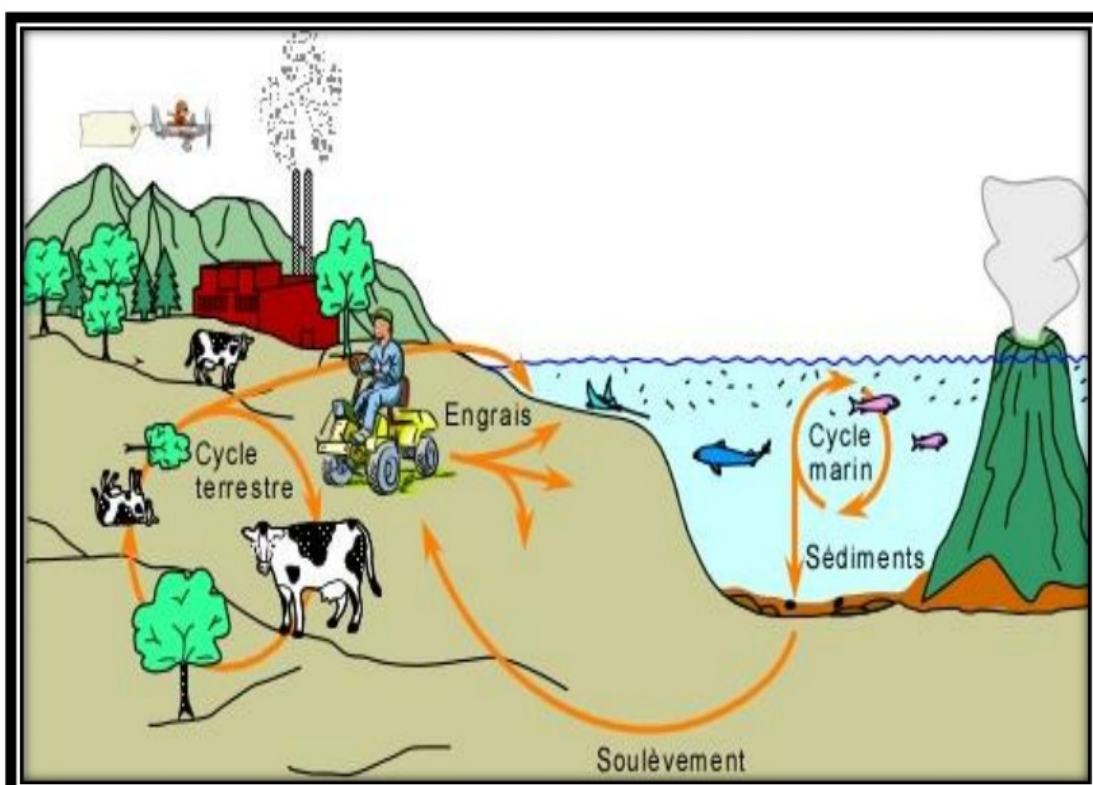


Figure 5 : Schéma représentatif du cycle de phosphore (Lefebvre, 2003).

2.1. Les matières phosphorées

La principale source naturelle du phosphate est la pierre. Il est généralement libéré par l'érosion. Durant son parcours vers la mer, la molécule du phosphate pourra être absorbée par des plantes ou des animaux puis retourne au sol ou à l'eau par le biais de la décomposition végétale, animale ou par voie urinaire. Le cycle du phosphore est par la suite perturbé avec l'arrivée de l'agriculture et de l'urbanisation, (Idrissi, 2006).

2.2. Cycle global du phosphore

Parmi les cycles biogéochimiques majeurs en ce sens qu'il ne possède pas de phase gazeuse phosphore d'hydrogène est quasiment inexistante, du moins en quantité significative. Comme ce cycle s'effectue principalement entre les océans et les continents, il est qualifié de sédimentaire. D'un compartiment à un autre il n'est pas contrôlé par des réactions microbiennes comme c'est le cas pour l'azote par exemple.

Ces particularités ont une très grande importance et expliquent que les échanges de phosphore entre les écosystèmes terrestres et aquatiques sont des processus naturels extrêmement lents. C'est pourquoi la gestion de cet élément et de ses conséquences environnementales doit être distinguée de l'azote.

Naturellement, le phosphore se trouve sur Terre dans cinq sources primaires : les roches, les sols, la biosphère, les eaux continentales et océaniques (plus les sédiments). En l'absence d'apport anthropique, le phosphore du sol provient de l'altération des roches et notamment de la dissolution de l'apatite. Le cycle naturel du phosphore est modifié sous l'action de l'homme.

En effet, depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, des gisements de phosphore sont exploités pour satisfaire les besoins industriels et agricoles. Les grands gisements se trouvent notamment aux Etats Unis, en Russie, en Tunisie, au Maroc, en Jordanie et en Afrique du Sud. Leur exploitation a pour effet de :

- ✓ La mobilisation de grands quantités de phosphore dans la biosphère et donc vers les sols et les eaux.
- ✓ Son transfert des déséquilibres entre les différentes régions du monde par les échanges commerciaux mondiaux : certaines zones sont en situation d'excédent alors que d'autres sont déficitaires.

A cela s'ajoute, la mise en culture des sols qui accélère les transferts de phosphore par érosion vers les milieux aquatiques. Sous l'activité humaine, le cycle du phosphore peut se résumer alors à un transfert de masse régi par des processus hydrologiques, depuis les gisements sédimentaires vers les sédiments marins in fine.

(Lemerrier, 2003).

2.3. Utilisations du phosphore

Les emplois du phosphore sont nombreux. Une grande quantité de phosphore naturel est brûlée puis transformée en acide orthophosphorique. Les sels de cet acide ont des utilisations diverses :

- NaH_2PO_4 , est un composant des lessives avec phosphate (en mélange avec le bicarbonate de sodium) et intervient dans le traitement des eaux de chaudière pour éviter l'entartrage,
- Na_3PO_4 est un composant des produits de nettoyage des boiseries.
- Le phosphore entre également dans la composition d'engrais sous forme de phosphates.
- Les phosphates naturels ne sont pas une source de phosphore pour les végétaux car trop peu solubles. Ils sont transformés en phosphate monocalcique, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, plus solubles.
- Enfin, la présence du phosphore (phosphore rouge) sur les frottoirs qui enflamment les allumettes.

2.4. Origine du phosphore

L'origine du phosphore dans les eaux usées est déduite de la connaissance des sources de phosphore naturel et de son utilisation. Il ayant des origines diverses (Cann *et al*, 1999) , elle est multiple puisque Le phosphore peut provenir :

- ✓ Du métabolisme humain : un homme excrète entre 1 et 2 grammes par jour dont une moitié provient des excréta par jour. C'est l'apport principal en phosphore dans les cours d'eau.
- ✓ Des produits lessiviels et de nettoyage à base de polyphosphates: 1 à 2 grammes par jour et par habitation en diminution.
- ✓ Les effluents d'eaux résiduaires d'industries agro-alimentaires, d'abattoirs, de laveries industrielles, d'industries de traitement de surface et d'industries chimiques spécialisées. Ils véhiculent une quantité de composés phosphorés à peu près équivalente à celle des eaux usées domestiques, pour des régions relativement urbanisées.
- ✓ Les rejets agricoles ou d'origine naturelle sont retenus dans les sols. Les eaux de surface peuvent éventuellement en contenir en raison de l'érosion et du ruissellement entraînant des particules de sol dans les cours d'eau.

2.5. Les sources anthropiques de phosphore

Les sources anthropiques de phosphore peuvent avoir un caractère diffus ou ponctuel. tous les secteurs génèrent à la fois des sources ponctuelles et diffuses de phosphore, comme le montre le tableau suivant :

Ainsi, le phosphore d'origine urbaine ne doit pas être assimilé uniquement aux sources ponctuelles de même que le phosphore agricole ne peut être résumé au seul phosphore diffus.

Les apports ponctuels de phosphore agricole proviennent essentiellement des industries agroalimentaires et des élevages.

Ils sont faits en grande quantité et en un seul point généralement sous forme minérale (pollution ponctuelle massive) :c'est le cas par exemple des industries agroalimentaires, d'ateliers de conditionnement et des entrepôts d'engrais.

Il peuvent être aussi en petite quantité mais en de multiples points et de manière chronique, souvent sous forme organique (pollution ponctuelle dispersée) : rejets non contrôlés de déjections animales provenant des bâtiments d'élevage ou du stockage des effluents ou d'aliments, jus d'ensilage et déversement de produits utilisés pour le nettoyage des machines de traite et des cuves de stockage du lait, eaux de ruissellement des cours de fermes, aires d'attente de salles de traite, aires d'exercice de stabulation

Tableau1 :Inventaire des principales origines ponctuelles et diffuses du phosphore (d’après Dorioz , dans C.O.R.P.E.N, 1998)

Type d'activité et origine	Phosphore provenant de	
	Sources ponctuelles	Sources diffuses
	Il est transmis indépendamment des périodes de ruissellement, au rythme des activités humaines. Il est généralement émis par un tuyau à l'exception des sources agricoles.	Il passe par, dans ou sur le sol et il est transféré lors des périodes pluvieuses.
Villes et villages (domestique)	Assainissement collectif Assainissement individuel	Ruissellement urbain Dépôts d'ordures Marécages drainés ou remblayés
Industrie	Rejet direct	Ruissellement urbain
Agriculture	Stockage dans les bâtiments (fumier, lisier, ensilage) Nettoyage des locaux Rejets directs des élevages	Stockage « au champ » Sols cultivés et prairies Routes et chemins
Zones « naturelles »		Bruit de fond géochimique

D’après Cann (1990), les rejets agricoles sont moins bien connus que les rejets urbains et domestiques pour plusieurs raisons :

La croissance extrêmement rapide de la production agricole, qui génère ces rejets très importants de nutriments s’est faite dans les dernières années. Le problème est donc relativement récent. La dispersion de l’activité agricole sur un vaste territoire donne un caractère diffus à ces rejets. Ils sont donc moins perceptibles directement et des mécanismes d’épuration en limitent les effets.

Les caractéristiques des transferts d’azote et de phosphore (flux, concentration, vitesse, formes) varient en fonction de diverses variables du milieu comme la pluie, la température, l’humidité. Contrairement aux rejets urbains et industriels qui sont relativement constants.

Ainsi, les rejets d’origine agricole sont insuffisamment connus alors qu’ils représentent une part croissante des apports de phosphore dans les milieux aquatiques, par contre, les rejets domestiques sont souvent mentionnés en France comme la source principale de phosphore.

II.6. Formes chimiques du phosphore dans l’environnement

Dans l’environnement, le phosphore est présent sous différentes formes. On distingue les formes dissoutes des formes particulières, comme le montre la figure n°6.

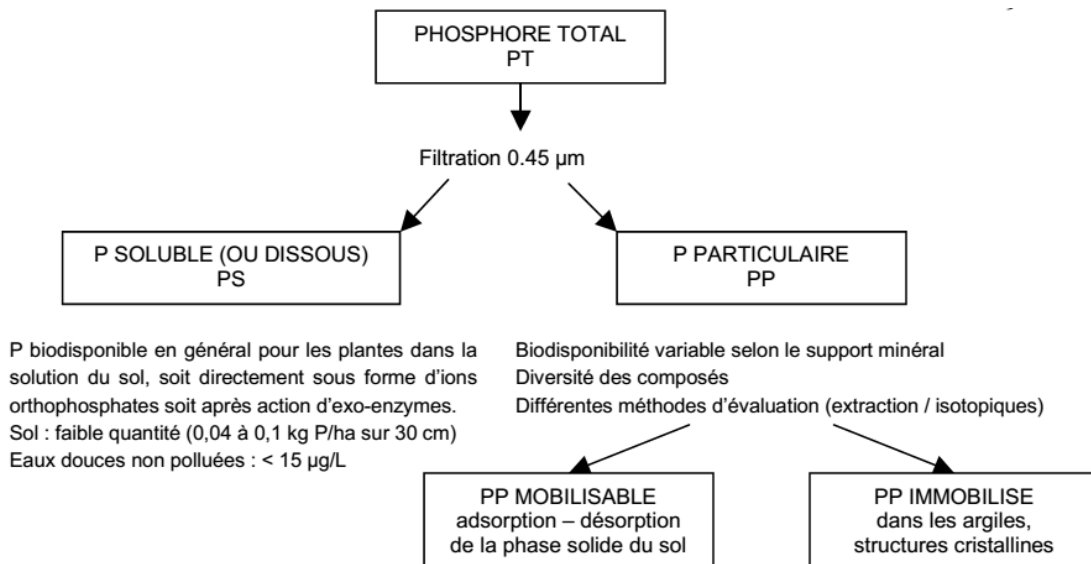


Fig 6 : Schéma simplifié des espèces chimiques du phosphore (C.O.R.P.E.N., 1998)

Les relations du phosphore avec le sédiment (sédiment des cours d'eau et sol) régissent la plus grosse part des apports à partir du stock sédimentaire.

Les mécanismes chimiques et biologiques (action bactérienne) de réduction des complexes fer-phosphate et calcium-phosphate dans les sédiments jouent un grand rôle dans la régulation des échanges eau-sédiment. De plus, le comportement physico-chimique du phosphore est complexe et dépend d'un certain nombre de conditions de milieu.

Des phosphates ajoutés au sol auront un comportement différent selon le pH : quand il est élevé, le phosphore est fixé sous forme de phosphate de calcium, et quand il est acide, le phosphore précipite pour donner des oxydes de fer, d'aluminium ou de magnésium.

Cependant, une partie du phosphore reste toujours relativement disponible. La disponibilité est maximale quand le pH est d'environ 6,5. Les ions phosphates constituent la seule forme de phosphore assimilable par les végétaux.

Par ailleurs, les teneurs en phosphore ne sont pas toujours exprimées sous la même forme, ce qui rend les comparaisons parfois difficiles. Les phosphates sont des composés phosphorés. Dans la nature, le phosphore (P) est généralement présent sous forme de molécules de phosphates.

2.6.1. Forme dissoute

Le phosphore dissous (ou soluble) est présent dans l'eau et la solution du sol sous forme minérale ou organique. (Lemercier, 2003)

2.6.2. Formes minérales

Ce sont les ions orthophosphates (PO_4^{3-}) libres ou associés à de la matière organique ou non sous forme de colloïdes, les différents anions de l'acide phosphorique H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} et les polyphosphates

2.6.3. Formes organiques

Les Trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre et leurs formes dégradées sont les formes organiques du phosphore.

2.6.4. Formes particulières

Le phosphore particulaire regroupe toutes les formes de phosphore liées aux minéraux, à des débris divers ou incorporées dans les organismes. Les phytines ou phytates (inositols polyphosphates) constituent la principale forme de phosphore organique particulaire dans les sols (Tate, 1984). Selon Brookes *et al.* (1984), le phosphore microbien représenterait 2 à 24% du phosphore organique du sol.

Le phosphore particulaire minéral peut être lié au calcium (apatite), au fer (strengite), à l'aluminium (variscite), ou encore aux argiles, mais il peut aussi être associé à un grand nombre de minéraux. Sa minéralogie est extrêmement complexe et encore peu connue : à part le phosphate tricalcique (apatite) dont la formule simplifiée est $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, les autres associations du phosphore sont très complexes (Cheverry, 2003). C'est un élément dont la spéciation solide est très mal connue, c'est pourquoi sa réactivité est difficile à évaluer.

De plus, le comportement physico-chimique du phosphore est complexe et dépend d'un certain nombre de paramètres, dont le pH. Des phosphates ajoutés au sol auront un comportement différent selon le pH : quand il est élevé, le phosphore est fixé sous forme de phosphate de calcium, et quand il est acide, le phosphore précipite pour donner des oxydes de fer, d'aluminium ou de magnésium.

Cependant, une partie du phosphore reste toujours relativement disponible. La disponibilité est maximale quand le pH est d'environ 6,5. Les ions phosphates constituent la seule forme de phosphore assimilable par les végétaux.

2.7. Expressions unitaires du phosphore

Les teneurs en phosphore ne sont pas toujours exprimées sous la même forme, ce qui rend les comparaisons parfois difficiles. En effet, le phosphore peut être évalué en :

- ✓ P, dans les différents secteurs de l'activité humaine et en limnologie (étude des lacs et des eaux douces).
- ✓ PO_4 , pour la forme "ortho" et libre dans l'eau réagissant directement au réactif de colorimétrie.
- ✓ P_2O_5 , l'anhydride orthophosphorique en agronomie.
- ✓ **microatome-gramme de phosphore** en océanographie.

Ainsi les unités de phosphore (et / ou phosphates) changent, du bassin versant à la rivière, puis en mer...

2.8. Rôles du phosphore

2.8.1. Dans l'environnement

Le phosphore est un constituant essentiel de la matière organique et il est un nutriment indispensable pour les organismes vivants. Cependant, il doit être considéré comme un polluant lorsqu'il est présent à de fortes concentrations dans l'environnement. Des teneurs dans l'eau supérieures à 0,5 mg.L⁻¹ doivent constituer un indice de pollution (Rodier *et al.*, 1996).

Le phosphore (p) est à la base de la composition de toutes les cellules des organismes vivants. Êtres humains, animaux, plantes et microorganismes, tous dépendent entièrement du phosphore pour vivre et se reproduire. Le matériel génétique des organismes vivants est constitué par les acides nucléiques

(ADN et ARN) qui contiennent du phosphore. Cet élément entre également dans la composition des protéines.

Chez les plantes, le phosphore intervient comme élément nutritif indispensable à un grand nombre de processus biochimiques tels que la respiration ou la production d'énergie (photosynthèse).

Le phosphore favorise le développement des racines et l'accroissement de la masse des racelles, permettant une alimentation suffisante et une croissance rapide, donc un développement précoce des plantes. De plus, le phosphore est impliqué dans la fructification et la reproduction des végétaux ainsi que dans la rigidité des tissus des végétaux, ce qui les rend plus résistants. Ainsi, conjugué à l'azote, le phosphore est un facteur essentiel de la croissance des plantes, il agit plus sur la qualité et la précocité.

Dans le règne animal, le phosphore est également impliqué dans les processus énergétiques (formation et dégradation du glycogène des muscles, synthèse des protéines). Le phosphore est également impliqué dans la régulation d'équilibres biologiques internes. En effet, une insuffisance de cet élément dans l'alimentation animale peut conduire à des troubles divers : infécondité, hématurie de parturition, moindre résistance à certaines maladies comme l'entérite paratuberculeuse.

L'effet des composés phosphorés utilisés à hautes concentrations dans l'industrie sur la santé humaine (phosphore blanc qui est par exemple un constituant de la mort-aux-rats, P rouge, P noir, etc.) peuvent avoir des effets très toxiques sur l'homme. Les concentrations normalement observées dans l'eau ou dans l'habitat semblent ne pas présenter de risque direct pour la santé humaine (Carpenter et al., 1998).

En agronomie le phosphore est un élément incontrôlable de la fertilité des sols. Il est massivement employé dans différents formules de fertilisants chimiques intensives. Ainsi, le phosphore est un élément plastique, énergétique et génétique de la matière vivante (Vanden Bossche, 1999).

2.8.2. Dans les milieux aquatiques

Il est présent dans les eaux sous différentes formes : forme dissoute ou particulaire, organique ou minérale. Il n'est pas toxique mais il provoque l'eutrophisation lorsqu'il est en excès dans l'eau. Le phosphate est la forme sous laquelle le phosphore peut être assimilé par les êtres vivants, en particulier les algues. La prolifération de ces dernières peut avoir de nombreux effets néfastes, telles par exemple, l'augmentation de la turbidité de l'eau, la diminution de l'aspect esthétique et la réduction des activités de loisirs.

Certaines algues (algues bleues ou cyanophytes) peuvent produire des substances qui empoisonnent le zooplancton, les poissons, les oiseaux aquatiques, le bétail et les humains. Présentes à forte densité, les algues font augmenter les coûts de traitement de l'eau potable à la suite d'une mauvaise odeur et goût désagréable dont elles sont responsables (Chambers *et al*, 2001).

2.9. Les normes de qualité des eaux relatives au phosphore

Les seuils concernant le phosphate sont articulés autour de la valeur 1 $\mu\text{mol/l}$ correspondant à la concentration d'équilibre eau/sédiment dans les écosystèmes faiblement eutrophisés. (Aminot A. et al, 2001).

Les critères de qualité de l'eau actuellement en vigueur par exemple : au Québec pour le phosphore sont exprimés en phosphore total et sont les suivants :

- ✓ Dans les ruisseaux et les rivières ne s'écoulant pas vers un lac : 30 $\mu\text{g/l}$;
- ✓ Dans les cours d'eau s'écoulant vers un lac dont le contexte environnemental n'est pas problématique : 20 $\mu\text{g/l}$;

- ✓ dans les lacs dont la concentration naturelle est ou était inférieure à 10 µg/l : 50 % d'augmentation par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 10 µg/l afin d'éviter l'eutrophisation des lacs oligotrophes.

Ces deux derniers critères s'appliquent à la période sans glace et pour les lacs abritant des habitats sensibles (ex : lacs à touladis au Québec) , ils doivent être validés par des modèles du comportement de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion (MENV, 2001).

Lorsqu'on alloue un nouvel apport de phosphore dans un plan d'eau, on vise à ce que la somme de cet apport et de la concentration déjà présente en amont ne dépasse pas ces critères. Comme valeur de la qualité amont, on utilise actuellement une estimation de la concentration naturelle, qui est de 17 µg/l pour l'Abitibi et de 11 µg/l pour le reste du Québec (Blais, 1997; MENV, 1996). Ces valeurs de qualité amont sont des équivalents simplifiés des valeurs de référence par éco-région conçues aux États-Unis et décrites plus loin (MENV, 2001).

Chapitre 3: L'eutrophisation

L'une des premières conséquences de la pollution des eaux est la propagation anormale d'algues due à la présence excessive d'éléments nutritifs. Ceux-ci sont issus d'une épuration des eaux mal adaptée à l'écosystème. L'eutrophisation des lacs et des réservoirs se classe parmi les paramètres de pollution des eaux les plus répandus. Au cours des 20 dernières années, le terme "eutrophisation" a été employé pour décrire l'enrichissement des plans d'eau par l'apport artificiel et indésirable de substances nutritives favorisant le développement végétal (Semaoune, 2008)

L'eutrophisation est un processus naturel à l'origine très lent, par lequel les plans d'eau reçoivent une grande quantité d'éléments nutritifs (notamment du phosphore et de l'azote), ce qui stimule la croissance des algues et des plantes aquatiques. Ce processus, se déroule normalement sur une période allant de plusieurs milliers à quelques dizaines de milliers d'années, et parfois sur de plus longues périodes. Cependant, les activités humaines l'ont accéléré dans de nombreux lacs en augmentant la quantité d'éléments nutritifs qui leur parviennent, provoquant des changements dans l'équilibre de ces écosystèmes aquatiques en quelques décennies voire même en quelques années.

Stimulées par cet apport en éléments nutritifs, certaines algues ou macrophytes se développent de manière excessive et envahissent les couches d'eaux superficielles des plans d'eau. Il en est de même pour les espèces animales (zooplancton et poissons). Cette biomasse en excès conduit, lorsqu'elle meurt et se décompose, à une augmentation de la charge naturelle de l'écosystème en matière organique biodégradable. Les végétaux aquatiques et les animaux morts qui se décomposent et sédimentent au fond du lac sont dégradés par les bactéries qui prolifèrent à leur tour. Ces bactéries, pour la plupart aérobies consomment de plus en plus d'oxygène.

Les conditions de faibles circulation et oxygénation au fond des lacs font que l'oxygène des couches d'eaux profondes s'épuise. Des mécanismes de fermentation anaérobie peuvent alors prendre place. La matière organique s'accumule avec les sédiments. On parle alors de « vieillissement prématuré » du lac, qui, avec le dépôt des sédiments, se comble peu à peu.

3.1. Définition de l'eutrophisation

Etymologiquement le mot eutrophisation signifie « bien nourris » et a été choisi pour qualifier les perturbations citées ci-dessus, il est défini par OCDE (1982)(Organisation de Coopération et de Développement Économiques) comme un « enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques, tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements symptomatiques considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau » (Daouda, 2010).

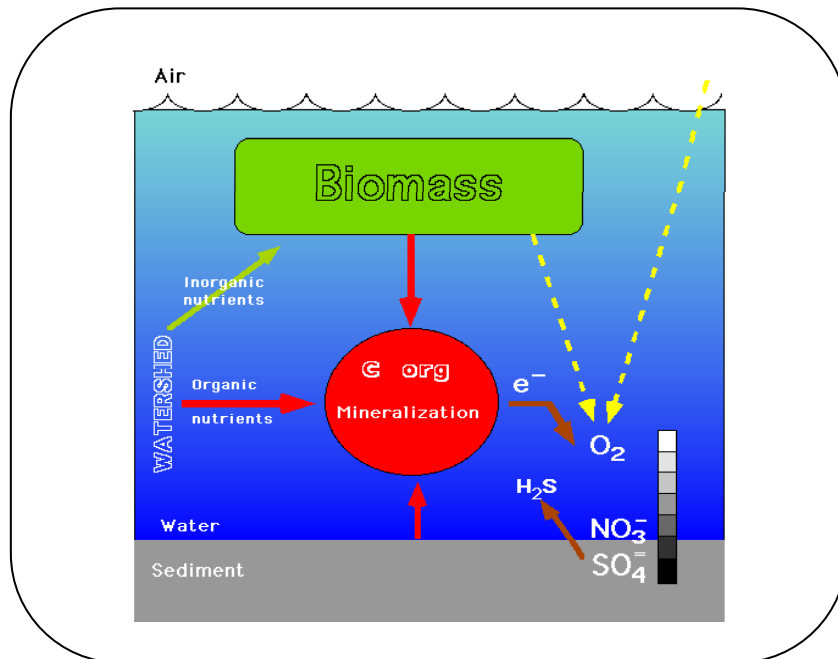


Fig 7 : Modèle général de l'eutrophisation (UNEP, 2007)

3.2. Eutrophisation naturelle et eutrophisation anthropique

Selon Volleinweider *et al* (1995), l'eutrophisation en tant que problème de la qualité de l'eau, diffère avant tout des problèmes énumérés ci-dessus en ce qu'il est plus difficile d'opérer la distinction entre le processus d'eutrophisation causé par l'homme et les processus et phénomènes qui peuvent également survenir naturellement.

Cette difficulté a inévitablement suscité des controverses au sein de la communauté scientifique quant à la réalité et à l'importance de l'eutrophisation comme problème de la qualité de l'eau. Les lacs et les systèmes marins confinés peuvent ou non subir une eutrophisation naturelle au cours du processus de vieillissement. Certains systèmes aquatiques sont situés dans des bassins hydrographiques ou présentent des conditions morpho métriques et hydrauliques qui favorisent des niveaux trophiques élevés.

Les variations climatiques provoquant des modifications de la végétation et des conditions pédologiques des bassins versants respectifs peuvent conduire à des transformations des conditions trophiques des masses d'eau. Dans le milieu marin, les modifications des modalités des courants et de la remontée des eaux profondes (upwelling) dues aux variations climatiques peuvent aussi entraîner des modifications de l'état trophique local et régional des eaux.

Cependant, ces variations peuvent agir dans l'un ou l'autre sens, autrement dit en entraînant une eutrophisation ou une oligotrophisation.

Il y a encore lieu de noter que l'échelle de temps à laquelle les processus naturels opèrent est foncièrement différente de celle des processus induits par l'homme. L'échelle de temps des processus naturels est au moins de l'ordre de plusieurs siècles, et le plus souvent bien au-delà, alors que l'eutrophisation anthropique se produit à des échelles de temps de l'ordre de la décennie ou en deçà. Même en retenant ce critère de caractérisation, la distinction entre causes naturelles et causes anthropiques de l'eutrophisation n'est pas toujours nettement tranchée.

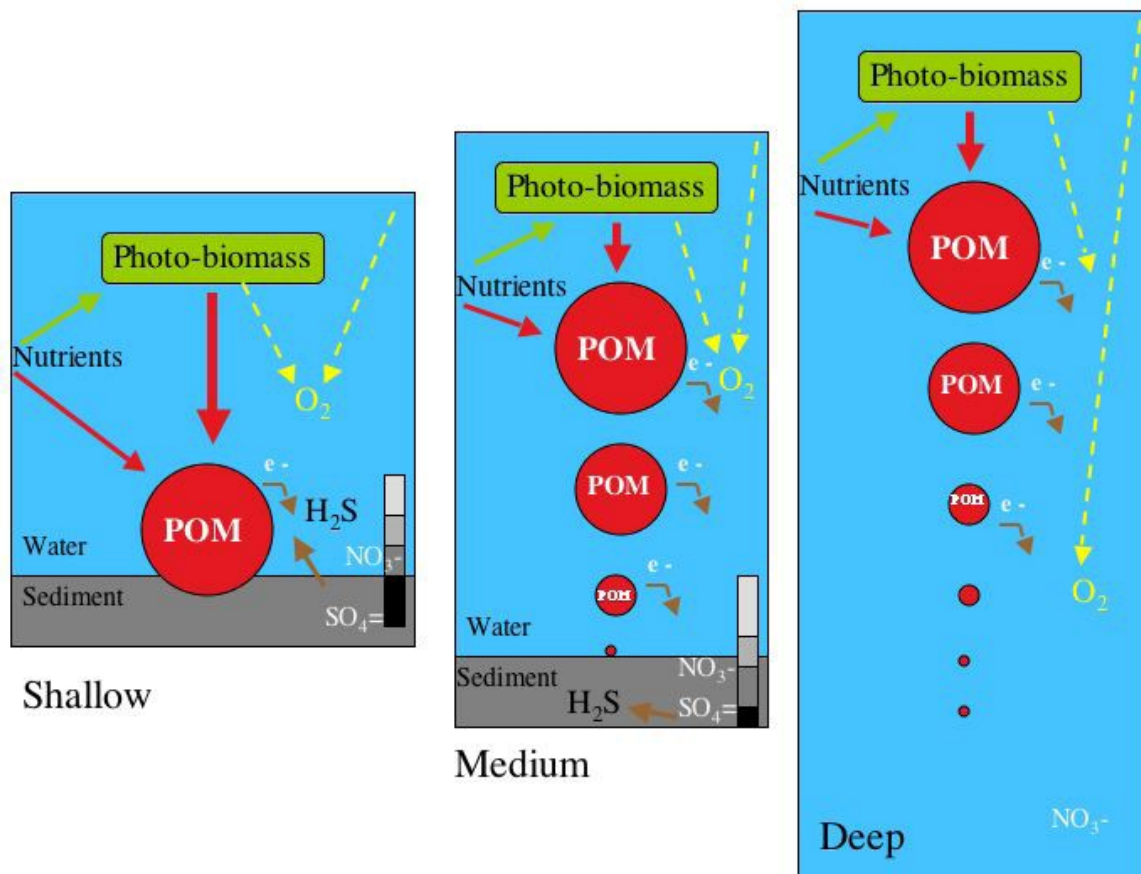


Fig 8 :Modèle général de l'eutrophisation à trois profondeurs différentes de la colonne d'eau(UNEP,2007)

3.3. Le processus d'eutrophisation

Selon Hade (2002), et Howarth *et al* (2000), l'eutrophisation peut se décomposer en quelques étapes :

Etape 1. L'accumulation d'éléments nutritifs dans l'eau, notamment les phosphates et les nitrates issus de l'agriculture, sont déversés en grande quantité dans le milieu aquatique .

Etape 2. Les eaux ainsi enrichies permettent la multiplication rapide des végétaux aquatiques, en particulier la prolifération d'algues, (efflorescence algale, ou bloom) .

Etape 3. Le stock d'oxygène étant très limité dans l'eau (environ 30 fois moins que dans le même volume d'air), celui-ci est rapidement épuisé lors des périodes pendant lesquelles la respiration des organismes et la décomposition des matières produites excède la production par photosynthèse et les échanges possibles avec l'oxygène atmosphérique.

Etape 4. Le développement éventuel de plantes flottantes telles les lentilles d'eau (*Lemna sp*), empêche le passage de la lumière donc la photosynthèse dans les couches d'eau inférieures, et gêne également les échanges avec l'atmosphère :

✓ Le milieu devient alors facilement hypoxique puis anoxique, favorable à l'apparition de composés réducteurs et de gaz délétères (thiols, méthane) ;

✓ Il peut en résulter la mort d'organismes aquatiques aérobies (insectes, crustacés, poissons) mais aussi végétaux, dont la décomposition, consommatrice d'oxygène, amplifie le déséquilibre.

Le processus d'eutrophisation se déroule en plusieurs étapes (Ramade,1989)(figure9)

L'étape I. Les eaux qui circulent au sein du bassin versant apportent progressivement des éléments minéraux au cours d'eau ; les rives se peuplent de végétaux et une vie animale s'installe, elle-même productrice de déchets organiques (cadavres, excréments...). L'homme accélère ce processus, via des apports d'effluents riches en matière organique, en phosphates et en nitrate, issus des pratiques agricoles (utilisation excessive d'engrais) et des rejets domestiques et industriels (produits lessiviels riches en polyphosphates p. ex.).

Le phosphore étant généralement le facteur limitant dans les milieux aquatiques naturels, ce sont ses composés et les phosphates en particulier qui provoquent l'emballement du processus d'eutrophisation.

L'étape II. Cet enrichissement excessif de l'eau en matières nutritives induit une prolifération d'algues filamenteuses et de microorganismes. Celle-ci est plus intense en période chaude où s'accroissent les processus biologiques et où la lumière solaire stimule la vie végétale. Il en résulte une absorption excessive d'oxygène dissous (O_2), et donc une asphyxie du milieu au détriment de la vie végétale et animale (poissons, crustacés, microorganismes...).

La prolifération d'algues et d'autres plantes flottantes réduit également la transparence de l'eau et la pénétration de la lumière, ce qui réduit la photosynthèse et par conséquent la production d' O_2 .

L'étape III. A terme, la production d' O_2 ne s'opère plus que dans les couches d'eau de surface où se dissout l' O_2 présent dans l'atmosphère. Dans les couches inférieures non resaturées en O_2 , sédimentent les algues mortes et les divers déchets organiques dont la décomposition épuise les derniers stocks d' O_2 .

L'étape IV. Lorsque tout l' O_2 est consommé, la décomposition des composés organiques produits localement (ou apportés par les effluents) s'opère en condition anaérobie (sans oxygène). Ce processus de fermentation putride s'accompagne alors de dégagements gazeux nauséabonds $KKJ Y$ (hydrogène sulfuré (H_2S), ammoniac (NH_3) et/ou méthane (CH_4)).

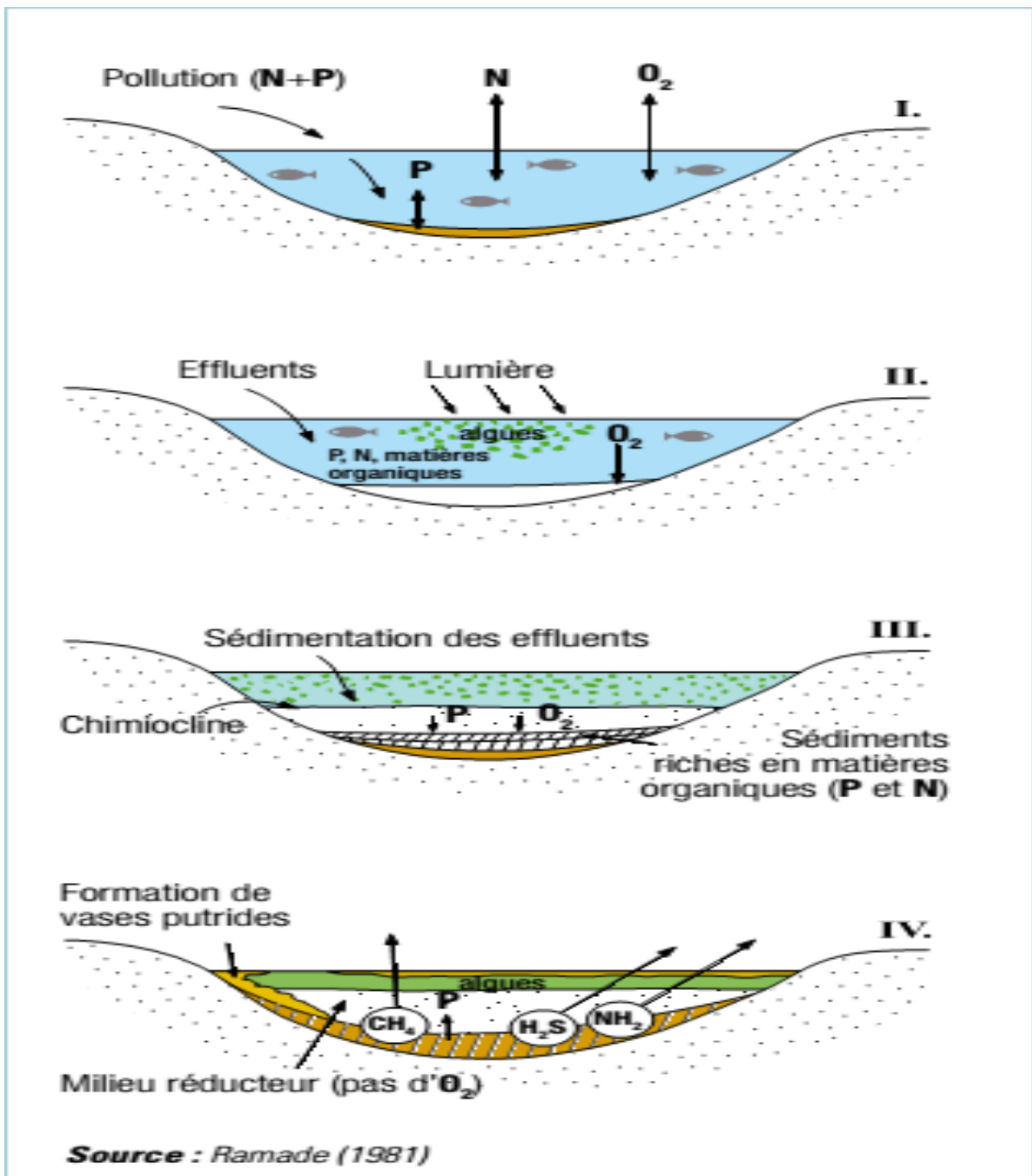


Fig 9 : Différentes étapes du phénomène d'eutrophisation(Ramade,1989)

3.4. Les différents stades de l'eutrophisation

On différencie ainsi plusieurs stades d'avancement dans le processus d'eutrophisation, appelés aussi niveaux (ou états) trophique ou degrés d'eutrophisation. On retrouve dans cette classification des plans d'eau, qui peuvent être classés en fonction de l'état trophique qu'ils présentent. On distingue alors :

- ✓ Les lacs « Ultra-Oligotrophes et Oligotrophes » : (peu nourris), ayant une productivité faible, pauvres en nutriments, mais très oxygénés dans toute leur profondeur, et dont la clarté de l'eau est très bonne.

- ✓ Les lacs « Mésotrophes » : qui ont une productivité modérée, et qui correspondent à la catégorie de lacs intermédiaires entre le stade oligotrophe et eutrophe.
- ✓ Les lacs « Eutrophes » : (bien nourris), ayant une forte productivité et une importante biomasse
- ✓ Les lacs «Hyper-eutrophes » : qui sont des lacs extrêmement affectés par l'eutrophisation, et dont le fonctionnement est très fortement perturbé. Chaque lac ayant ses propres caractéristiques, il est souvent difficile d'établir une classification précise des différents types de niveaux trophiques. Il existe cependant certains outils et modèles qui permettent d'évaluer le niveau d'eutrophisation.

Le tableau 2 donne par exemple une description des différents états trophiques d'un lac, sans avoir de signification très précise. Cette description reste néanmoins couramment utilisée pour désigner le potentiel trophique d'un plan d'eau.

Tableau 2: Tableau des caractéristiques des différents niveaux trophiques de lac (Galvez, 2002).

<i>Caractères trophiques des lacs</i>					
Catégorie	Ultra-Oligotrophe	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	Hyper-eutrophe
Biomasse	Faible	Faible	Moyenne	Forte	Très forte
Algue verte et cyanobactérie	Faible	Faible	Variable	Forte	Très forte
Macrophytes	Faible à nulle	Faible	Variable	Faible à forte	Faible**
Productivité	Très faible	Faible	Moyenne	Forte	Forte/instable
Oxygénation de l'épilimnion*	Normale	Normale	Variable	sursaturation	de la sursaturation à une anoxie complète
Oxygénation de l'hypolimnion*	Normale	Normale		Sous-saturation	

(** la surproduction de biomasse et de phytoplancton empêche la pénétration de la lumière dans l'eau, ce qui limite le développement des macrophytes)

Pour caractériser au mieux l'état trophique des lacs, on évalue le degré d'eutrophisation en se basant sur différents paramètres comme par exemple les concentrations en phosphore total, en chlorophylle-a, ou la clarté des eaux mesurée à l'aide du disque de Secchi. En quantifiant ces paramètres pour caractériser la qualité de l'eau, on peut établir une classification des niveaux d'eutrophisation des plans d'eau (Tableau 3).

Tableau 3: Paramètres permettant l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau (Galvez , 2002)

<i>Valeurs des seuils de l'état trophique des plans d'eau</i>					
Degré de trophie	P total	Chlorophylle-a moyenne	Chlorophylle-a maximum	Secchi moyenne	Secchi minimum
	µg/L	µg/L	µg/L	m	m
Ultra-oligotrophe	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligotrophe	< 10	< 2,5	2,5 - 8	> 6	> 3
Mésotrophe	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrophe	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hypereutrophe	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

3.5. Les causes de l'eutrophisation

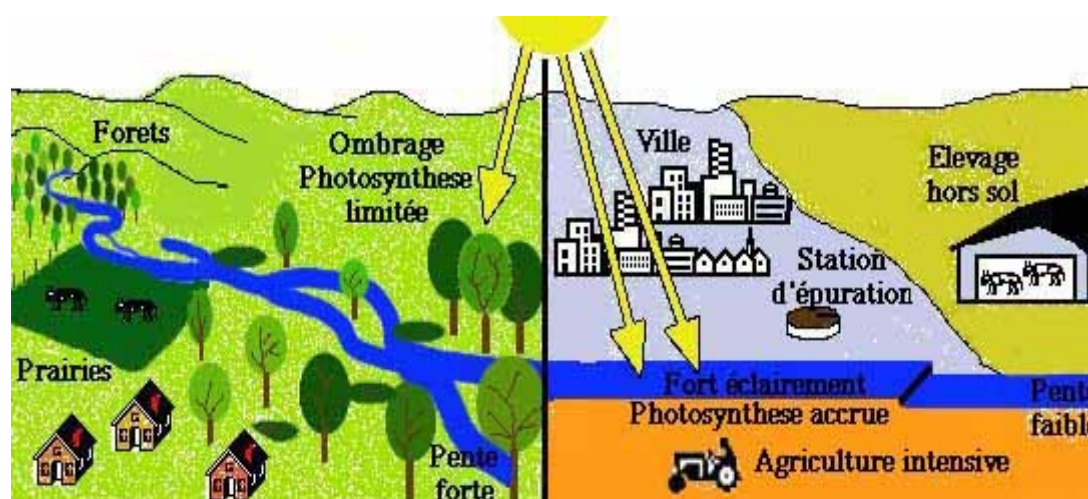


Fig 10 : Les causes de l'eutrophisation

Le phosphore étant généralement le facteur limitant dans les milieux aquatiques naturels, ce sont ses composés, en particulier les phosphates (orthophosphates et polyphosphates) qui permettent l'emballement du processus d'eutrophisation de milieu déséquilibré, dystrophe, devient alors hypertrophe (Smith *et al* ,1999).

3.5.1. Les causes directes du phénomène d'eutrophisation

Le milieu reçoit beaucoup plus de nutriments qu'en situation naturelle ainsi que des matières organiques biodégradables. Cette forme particulière de pollution est due à un apport excessif en nutriments et en matières organiques biodégradables principalement issues de l'activité humaine. Ils proviennent principalement des phosphates contenus dans les détergents, les engrais, et des nitrates contenus dans les engrais azotés, mais aussi de l'ammoniac issu de la décomposition des effluents organiques par des bactéries. Elle se manifeste de la manière suivante :

- Les matières organiques biodégradables sont dégradées par les bactéries présentes dans le milieu. Mais

parce qu'il consomme beaucoup d'oxygène, ce mécanisme provoque un premier appauvrissement en oxygène dissous.

- L'excès de nutriments, de son côté, entraîne une multiplication en surface de certaines plantes aquatiques qui en mourant augmentent encore les quantités de matières organiques biodégradables présentes dans le milieu. Les bactéries, qui vivent dans les profondeurs où se déposent ces matières organiques, prolifèrent et consomment progressivement tout l'oxygène des eaux profondes qui ne peuvent se réoxygéner en raison du faible brassage des eaux. On observe alors une différence de plus en plus marquée entre les eaux proches de la surface très oxygénées et les eaux profondes, totalement désoxygénées et non éclairées, car la prolifération des algues en surface empêche toute pénétration de lumière. Dans ces profondeurs la vie disparaît peu à peu : les espèces animales et les bactéries aérobies (qui consomment de l'oxygène) meurent asphyxiées. Au bout d'un certain temps, seules certaines bactéries anaérobies survivent dans ce milieu dépourvu d'oxygène : elles se multiplient et provoquent la fermentation de toute la matière organique accumulée libérant des gaz nauséabonds (hydrogène sulfuré et ammoniac) et du méthane.

Tableau 4 : Types de végétation qui caractérisent l'eutrophisation (Corpen , 1998)

Forme végétale	Aspect	Milieus concernés
Phytoplancton (algues microscopiques en suspension)	Coloration de l'eau (verte, brune, rouge selon les espèces) Réduction de la transparence	Plans d'eau (lacs, lagunes), cours d'eau lents et parfois milieu marin et côtier
Diatomées fixes (algues microscopiques)	Dépôt sur le fond des cours d'eau, galets glissants	Cours d'eau lents ou rapides
Algues filamenteuses fixées	Grandes algues, envahissant parfois toute la masse d'eau. Cladophores : longs filaments de plusieurs mètres	Cours d'eau
Macro-algues vertes marines (ulves)	Aspect de laitue	Lagunes, estrans sableux
Végétaux supérieurs (potamots, renoncules, myriophylles...)	Allure de végétaux terrestres	Tronçons de cours d'eau lents à fonds déposés et plans d'eau peu profonds

Parmi les algues qui prolifèrent dans les eaux eutrophes, les cyanobactéries peuvent représenter jusque à 90% de la flore algale. Leur développement exacerbé affecte aujourd'hui bon nombre de milieux aquatiques lenticules (barrages, étangs) et certaines rivières. Ces algues ont une très grande capacité d'adaptation aux variations physico-chimiques ponctuelles ou saisonnières du milieu.

3.5.2. Les causes indirectes de l'eutrophisation

Les six principales catégories de pollueurs sont : l'industrie, l'agriculture, les ménages, la circulation, l'urbanisation, les forces armées. Le rejet de ces eaux dans le milieu naturel est la principale pollution qui affecte les cours d'eau et plus généralement tout le milieu naturel.

Ces rejets comprennent :

- ❖ Les eaux ménagères, c'est-à-dire des eaux de cuisine, de toilette et de lessive contenant des graisses, savons, détergents et déchets divers .
- ❖ Les eaux-vannes provenant des lieux d'aisances, contenant les matières fécales et les urines .
- ❖ Les eaux d'origines diverses telles les eaux de pluie et de drainage .
- ❖ Les eaux usées agricoles provenant de l'élevage dont les fumiers et lisiers sont riches en matières organiques azotées mais dont certains composés, les nitrates par exemple, peuvent être entraînés, en raison de leur grande solubilité, par les eaux de lessivage. des épandages agricoles excessivement riches en engrais (azote et phosphore) des rejets industriels ou urbains riches en nitrates, ammonium, matière organique non traitée, la présence de polyphosphates dans les lessives font de l'eutrophisation un processus fréquent, atteignant même les zones océaniques, pouvant provoquer l'extension de zones mortes), ou le développement d'algues toxiques.
- ❖ Les eaux atmosphériques ou de ruissellement provenant du lavage de l'atmosphère (pluies acides) et du lessivage des sols de voirie et de toute surface imperméable (routes, chemins de fer, parkings, surfaces bâties).Tous entraînent une pollution du milieu aquatique qu'on peut classer en plusieurs types que l'écosystème parvient à maîtriser avec plus ou moins d'efficacité, mais l'eutrophisation est de plus en plus présente dans certaines régions du monde.
- ❖ La pêche en milieux fermés ou cours d'eau très lents (canal..) est une cause d'eutrophisation lorsque les réempoissonnement sont excessifs et que des boules d'amorce sont jetées dans des étangs fermés, canaux ou cours d'eau à courant lent. Une étude récente a montré que la pêche en mer est aussi à l'origine d'un impact important sur le cycle marin de l'azote (Hade, 2002)

3.6. Conséquence de l'eutrophisation

L'eutrophisation résulte de l'enrichissement d'une eau en sels minéraux entraînant des déséquilibres écologiques tels que la prolifération de la végétation aquatique ou l'appauvrissement du milieu en oxygène,(Idrissi, 2006).

3.6.1. Effets directs

Les principaux effets directs de la présence de nutriments en quantité importante dans le milieu aquatique sont :

- ✓ Apport massif de substances nutritives (nitrates, phosphates)
- ✓ Augmentation de la production primaire: stimulation de la croissance du phytoplancton. A ce stade, on note une augmentation des Diatomées marquée par une croissance de larve sur le fond.
- ✓ Enrichissement du cycle biologique: augmentation du zooplancton, des poissons, forte croissance des plantes enracinées mort progressive des algues en suspension, augmentation de turbidité,
- ✓ sédimentation importante des matières organiques vers les couches profondes et consommation importante de l'oxygène dissous dans l'eau
- ✓ Putréfaction de la vase (diffusion de produits toxiques comme H_2S , NH_3 et CH_4), due au développement des bactéries anaérobies
- ✓ Désoxygénation des couches inférieures et mort des poissons, prolifération du phytoplancton en surface
- ✓ La turbidité empêche la photosynthèse de s'effectuer: Ceci augmente l'appauvrissement de l'eau en oxygène et la reproduction des poissons peu exigeants en oxygène.

Ces effets ont des conséquences importantes sur la vie aquatique et donc sur les activités humaines qui sont liées au milieu.

3.6.2. Conséquences sanitaires, écologiques et économiques

3.6.2.1. Activités récréatives et tourisms

L'eutrophisation détériore la valeur esthétique et le potentiel ludique du milieu aquatique. En effet, indépendamment de sa qualité bactériologique, une eau dont la transparence mesurée par le disque de Secchi est inférieure à un mètre est interdite à la baignade surveillée. Par ailleurs, la présence de plantes aquatiques gêne les activités aquatiques et les couches gélatineuses qui peuvent se développer en surface incitent peu aux activités de contact. Elles peuvent même causer des problèmes sanitaires (démangeaisons et effets plus graves).

De plus, des organismes peu désirables comme les moustiques ou les escargots d'eau peuvent profiter de la richesse du milieu pour proliférer et s'accompagner d'un cortège d'organismes préjudiciables et de virus.

3.6.2.2. Ecologie aquatique

L'eutrophisation entraîne une baisse de la diversité biologique. Quand les conditions physico-chimiques du milieu sont modifiées, certaines espèces se développent au détriment d'autres. L'auto-ombrage consécutif de la turbidité de l'eau limite la photosynthèse dans les couches profondes, donc le développement d'algues de fond et d'herbes aquatiques. +En s'intensifiant, l'auto-ombrage s'accompagne d'une évolution des espèces algales, les plus exigeantes en matière d'éclaircissement cédant la place aux moins exigeantes appartenant à la classe des cyanobactéries.

3.6.2.3. Economie

L'affectation de la qualité de l'eau et du milieu aquatique a des conséquences économiques majeures qui mériteraient d'être chiffrées. En effet, le surcot du traitement de l'eau est important, la limitation des activités récréatives a des effets sur le tourisme et l'économie locale. Les activités économiques qui dépendent de la qualité du milieu aquatique (pêche, pisciculture, conchyliculture) sont largement affectées par l'eutrophisation qui diminue les rendements et augmente les charges d'entretien du matériel.

3.7. L'ampleur de l'eutrophisation

3.7.1. Dans le monde

Une description globale de l'importance relative de l'eutrophisation des lacs, réservoirs, rivières, canaux et aires côtière peut être réalisée. Si l'on considère les plans d'eau européens, on note que l'eutrophisation est particulièrement grave aux Pays-Bas au Danemark ou la présence d'importantes quantités de nutriments dans les eaux douces et marines est une cause importante de pollution (Lakaze, 2006)

En Mer Baltique les apports importants de sels nutritifs par les rejets directs, par les rivières et par l'atmosphère (pour l'azote) ont provoqué une augmentation de la production primaire et des désoxygénations sont constatées depuis de nombreuses années (Rheinheimer, 1998) ; favorisées par la présence d'une halocline quasi-permanente et d'une thermocline estivale, ces désoxygénations prennent place dans les eaux de fond côtières et dans les zones profondes du large. Des productions d'hydrogène sulfuré par les sédiments anoxiques sont alors notées.

En Méditerranée, certains sites grecs, comme les golfes de Thermaïkos et de Thessalonique sont soumis à de forts développements phytoplanctoniques, en particulier dans les panaches fluviaux et dans les zones de rejets des stations d'épuration (Gotsis-Skretas et Friligos, 1990 ; Frigilos *et al.*, 1997) ; le golfe de Saronikos qui, jusqu'en 1993, recevait les effluents bruts de la ville d'Athènes, a connu de forts développements phytoplanctoniques, avec des biomasses 40 à 200 fois supérieures au niveau de référence (Frigilos, 1985), une domination des flagellés et des dinoflagellés en dehors du printemps, et des désoxygénations notables (Theodorou, 1994) ; la mise en place d'une station d'épuration et d'un émissaire en mer a amélioré la situation notamment en ce qui concerne les concentrations en oxygène dissous dans les eaux de fond (Psyllidou-Giouranovits *et al.*, 1998).

En Mer Noire les apports croissants en nutriments par le Danube et le Dniepr ont provoqué une dégradation notable de la partie nord-ouest de cette mer, avec augmentation des biomasses phytoplanctoniques, modifications de la flore et de la faune, appauvrissement des eaux en oxygène et apparition d'eau riche en hydrogène sulfuré (Zaitsev-Yu, 1992 ; Gomoïu, 1992).

Dans le détroit de Long Island, Welsh (1995) note que la colonne d'eau sous la thermocline présente régulièrement en été (de mi-juin à début septembre) des teneurs en oxygène dissous inférieures à 3 mg/l, avec parfois présence de masses d'eau totalement anoxiques. Ces désoxygénations sont liées non seulement aux apports en nutriments qui permettent le développement du phytoplancton, mais aussi aux apports anthropiques de matières organiques qui favorisent également l'activité microbienne consommatrice d'oxygène ; elles disparaissent en fin d'été lors de la destruction de la thermocline.

Dans la Baie de Chesapeake, il apparaît que l'évolution des apports en nutriments, et en particulier d'azote, a entraîné une augmentation de la production phytoplanctonique, et un accroissement des déficits en oxygène dissous (Malone *et al.*, 1996). L'étude de ces déficits sur trente ans (1959-1988) montre que les périodes de forts apports hydriques sont caractérisées par une extension des zones anoxiques du fait de la plus forte stratification de la colonne d'eau (Cerco, 1995).

Dans la partie nord du Golfe du Mexique, la croissance depuis 35 ans des apports par le Mississipi de nutriments, essentiellement d'origine agricole (Malakoff, 1998), provoque également une forte production primaire et des désoxygénations préjudiciables aux ressources halieutiques (Lohrenz *et al.*, 1997). L'étude sur ce site de la dominance relative de deux espèces de foraminifères benthiques dans des carottes de sédiments montre aussi que le stress dû aux désoxygénations a crû essentiellement lors des cent dernières années (Sen-Gupta *et al.*, 1996).

Dans le tableau 5 est rapporté l'état de l'eutrophisation dans le monde.

3.7.2. En Algérie

L'Algérie enregistrera un déficit en eau de 1 milliard de m³ d'ici l'an 2025. L'Algérie du nord enregistre d'un côté, un manque énorme en ressources au moment même où les besoins augmentent et d'un autre côté, le volume d'eau mobilisable est en diminution. Ceci est dû aux différents problèmes naturels ou humains qui touchent les sites susceptibles de capter les eaux : parmi les principaux problèmes techniques qui affectent la quantité et la qualité des ressources en eau. On indique l'eutrophisation des eaux et l'intrusion des eaux marines dans les aquifères côtiers (Remini, 2010).

L'étude du phénomène d'eutrophisation des eaux du barrage de Hammam Boughrara, situé au Nord Ouest de l'Algérie, dans la wilaya de Tlemcen est soumise à la prolifération d'organismes pollu-résistants tels que les Chlorophycées, les Cyanophycées et les Diatomophycées qui représentent ensemble plus de 90% de la population algale. Cette prolifération entraîne une diminution de la transparence et de l'oxygène dissous qui sont également des signes d'eutrophisation.(El Haouati *et al.*,2013).

L'étude réalisée sur l'Oued Medjerda situé dans la région de Souk Ahras a montré et confirmé la présence d'une eutrophisation au niveau de ce cours d'eau. Cette zone se caractérise par l'interférence des rejets industriels et urbains, en plus d'une agriculture intensive nécessitant l'utilisation de beaucoup d'engrais (Guasmi *et al.*, 2006).

Dans le cas de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie), Il est rapporté que les concentrations mesurées au niveau de ce cours d'eau évoluent de manière graduelle de l'amont vers l'aval et se traduisent par une importante charge minérale et organique (Reggam,2015). Kerboub et son collaborateur, en 2014, dans la région d'El Kantar Biskra au Sud -Est algérien révèlent que les eaux des puits sont plus ou moins polluées du fait que les concentrations de certains éléments chimiques dépassent les normes admissibles. Dans une autre étude sur l'oued Beni Aza (Blida en Algérie),il est montré que ce cours d'eau est exposé à une forte pollution par la matière organique ainsi que par les germes fécaux (Bengherbia, 2014).

Tableau 5 : L'état de l'eutrophisation dans le monde (Chiaudani et Premazzi,1988)

	Lacs naturels	Réservoirs rivières	Estuaires lagunes	Eaux marines Côtières
<u>Pays de la CEE</u>				
Belgique	+	+	+	+
Danemark	+++	+	+++	++
France	++	+	++	++
Allemagne (ouest)	++	++	+	+
Grèce	+	+	+	++
Irlande	+++	++	+	+++
Italie		++		
Luxembourg	+++	++	+++	++
Pays -bas		++	+	
Portugal	+	++		+
Espagne	+	++	++	+
Grande Bretagne				
<u>Autres pays</u>	++			
Autriche		+		
Tchécoslovaquie	+		+	+
Finlande	+	++	+	+
Allemagne (est)	+	+		
Hongrie	++		+++	
Norvège	+++	+		+
Pologne				+
Roumanie	++		+	++
Suède	+++			
Suisse	+	++	+	+
URSS				+
Yougoslavie				

+ : problème identifier

++ : Problème sérieux à l'échelle locale

+++ : Problème sérieux à l'échelle mondiale

III.8. Problèmes généraux associés à l'eutrophisation

Les problèmes pratiques les plus courants causés par l'eutrophisation des lacs ,réservoirs ,rivières et retenues sont portés dans le tableau suivant

Tableau 6 : Problèmes liés à l'eutrophisation dans les lacs, réservoirs et retenues (Meycbek *et al.*,1989)

Problème	Cause	
	prolifération de micro algue planctonique	prolifération de macrophytes et algues littorales
<u>1-altération de la qualité de l'eau</u>		
Gout et odeur, couleur, filtration, floculation, sédimentation et autre difficulté de traitement	+++	+
Désoxygénation, formation de fer, manganèses, co2, NH4, CH4, H2S	++	+
Corrosion du tuyau et d'autres réalisations humaines	++	+
<u>2-altération des usages récréatifs de l'eau</u>		
Aspect inesthétique		
Danger pour les baigneurs	++	+
Risque sanitaire		++
<u>3-altération des pêches</u>	-	++
Mortalité des poissons	+	+
Production d'espèces moins "nobles"	+	-
<u>4-altérations de la capacité de résistances des matériaux et des installations</u>	++	++
Envasements, colmatage des tuyaux et des filtres, réduction du débit		
	+	+

3.9. Lutte contre l'eutrophisation

Selon Vincon-leite et al ,(1994) .Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs passe par le contrôle de la cause principale, qui est l'apport excessif d'élément nutritif. Dans la plupart des cas , le phosphore étant l'élément limitant de la production algale, la réduction de ses apports constitue un moyen de contrôle de l'eutrophisation .A cet effet, des mesures telles que :

- ❖ La déphosphatation des eaux usées par traitement chimique : permet de réduire la concentration en phosphore des rejets de station d'épuration de 70 à 80 %
- ❖ La réduction des phosphates dans les lessives :par exemple en Suisse, seules les lessives sans phosphates sont autorisées. Dans d'autre pays, des mesures sont adoptées localement et de façon moins restrictive
- ❖ Le contrôle des activités dans le bassin versant :la limitation des apports en éléments nutritifs dans les plans d'eau peut être assurée par la création de zones protégées avec restriction ou contrôles des activités dans le bassin versant
- ❖ Traitement des affluant : mise en place de bassins de rétention destinés a piéger, les particules par un traitement physico-chimique ou par ajout de composés chimiques pouvant précipiter les phosphates
- ❖ Détournements des eaux usées par la protection de nombreux lacs, c'est un moyen efficace quand les apports d'éléments nutritifs proviennent de sources localisées du bassin versant.

Selon Caroline Alabert *et al*, les principaux moyens de réduction des apports de nutriments sont les suivants :

3.9.1 Le changement des pratiques agricoles

Un contrôle obligatoire et systématique de la teneur en éléments minéraux des sols permettrait un meilleur dosage de l'apport d'engrais, limitant l'excès de nitrates et entraînant une diminution des coûts de production pour le cultivateur. Cela permettrait de n'apporter à la terre que ce dont elle a besoin, sans dépasser la norme en vigueur, de 50mg/L de nitrates dissous dans les eaux de surface ou souterrains situées a leur proximité.

L'absence de sols nus l'hiver permettrait une consommation, par les plantes, des nitrates dissous dans la terre, limitant ainsi leur écoulement dans les étangs, limitant le phénomène d'eutrophisation.

3.9.2. Le choix des aménagements technologiques favorables à la réduction des apports en P et N

• Le rôle des stations d'épuration

Les stations d'épuration rejettent des eaux riches en matière organique dans les étangs, accélérant ainsi le processus d'eutrophisation. A ce problème, deux solutions envisageables :

- Rejeter les eaux au large des mers ou des océans dont les courants limiteraient l'eutrophisation.
- Récupérer les sédiments afin de les étendre dans les champs. Ce système à boucle fermée aurait alors un double avantage : la limitation de l'utilisation d'engrais pour les cultivateurs.

• L'aération hypolimnique

L'aérateur hypolimnique traite les couches d'eau profondes et y maintient une teneur minimale de 3mg/l en oxygène dissous. Il préserve l'équilibre thermique des plans d'eau profonds.

L'air est envoyé sous pression dans un diffuseur placé à la base du système. Les bulles d'air montent

et entraînent avec elles une masse d'eau importante. Celle-ci est réoxygénée au contact des bulles lors de la montée dans l'appareil. Puis, l'eau est renvoyée par le bas dans le fond de la retenue, tandis que l'air en excès s'échappe par l'évent.

- **L'aération par déstratification**

L'air est envoyé sous pression dans un réseau de canalisations immergées reposant sur le fond du plan d'eau. Ces canalisations perforées forment des rideaux de bulles.

En montant, les bulles entraînent avec elles une masse d'eau importante. Celle-ci est réoxygénée dans un premier temps au contact des bulles, puis par contact avec l'atmosphère. Les couches froides du fond sont progressivement mélangées aux eaux de surface.

3.9.3. Aménagements d'ordre biologique

- **Revégétalisation des berges de cours d'eau**

Si les cours d'eau amenaient moins de matériaux de faible granulométrie, le problème pourrait alors être réglé à sa source. Pour cela, des aménagements tels que le reboisement, l'introduction de broussailles (ou au moins un arrêt du désherbage systématique) permettraient de limiter les apports de sédiments par les crues, réduisant ainsi les risques d'eutrophisation. On peut dans certains cas envisager une revégétalisation artificielle des berges afin d'améliorer la qualité de l'aspect du paysage. Cette solution est assez coûteuse, mais serait définitive.

- **Draguer les étangs**

Pour diminuer le problème du colmatage des étangs, il pourrait être envisagé de les draguer comme on le fait déjà pour le canal. Le dragage des fonds permet d'enlever une quantité importante de la matière organique déposée et peut avoir des conséquences positives sur les problèmes d'eutrophisation. Mais ce type d'opération fait subir des perturbations importantes au milieu naturel (conséquences sur la stabilité des berges, dérangement pour la faune,...). Mais se pose aussi le problème du dépôt des matériaux extraits.

- **Les vidanges partielles**

Cela consiste à vider les couches profondes, riches en matière organiques et pauvres en oxygène dissous, afin de les étendre sur les exploitations agricoles. Cela permettrait de s'en servir à nouveau comme fertilisants, mais cela apporterait de mauvaises odeurs au voisinage. De plus, il faudrait appliquer cette solution potentielle à une saison où les précipitations permettraient de ne pas assécher l'étendue d'eau par exemple en automne.

3.10. Le contrôle de l'eutrophisation des eaux en Algérie

Les Oueds d'Algérie sont devenus de véritables dépotoirs. En ce sens, ils charrient toutes sortes de rejets liquides et solides. Ceci a eu pour incidence une dégradation de la qualité des eaux et les apports d'eau aux Oueds constituent donc un danger pour la population. (Guasmi *et al.*, 2006).

On ne peut pas parler de la lutte contre la pollution en Algérie, on n'est pas encore à ce stade. Par contre, on est au stade du constat des différentes pollutions notamment par le biais des maladies hydriques de nombreuses maladies sont attribuées à la pollution de l'eau : maladies parasitaires, gastriques, diarrhéiques (kadi,1997). Il devenait urgent de mettre en place un réseau de surveillance pour connaître et hiérarchiser leurs niveaux d'eutrophisation, afin de mener des actions concrètes pour protéger ou restaurer ces écosystèmes de grande valeur.

Chapitre 1 : Présentation de l'Oued EL Kébir Est

1.1. Le bassin versant de l'Oued El Kébir

Le bassin versant de l'Oued El Kébir est situé à l'extrémité Nord-orientale de l'Algérie. Il fait partie des bassins versants côtiers constantinois. La confluence des oueds El Kébir et Bounamoussa forme l'Oued Mafragh. Le bassin versant de l'Oued El Kébir (limite naturelle) occupe une superficie de 1700 km² et s'étend du Nord au Sud sur plus de 30 km.

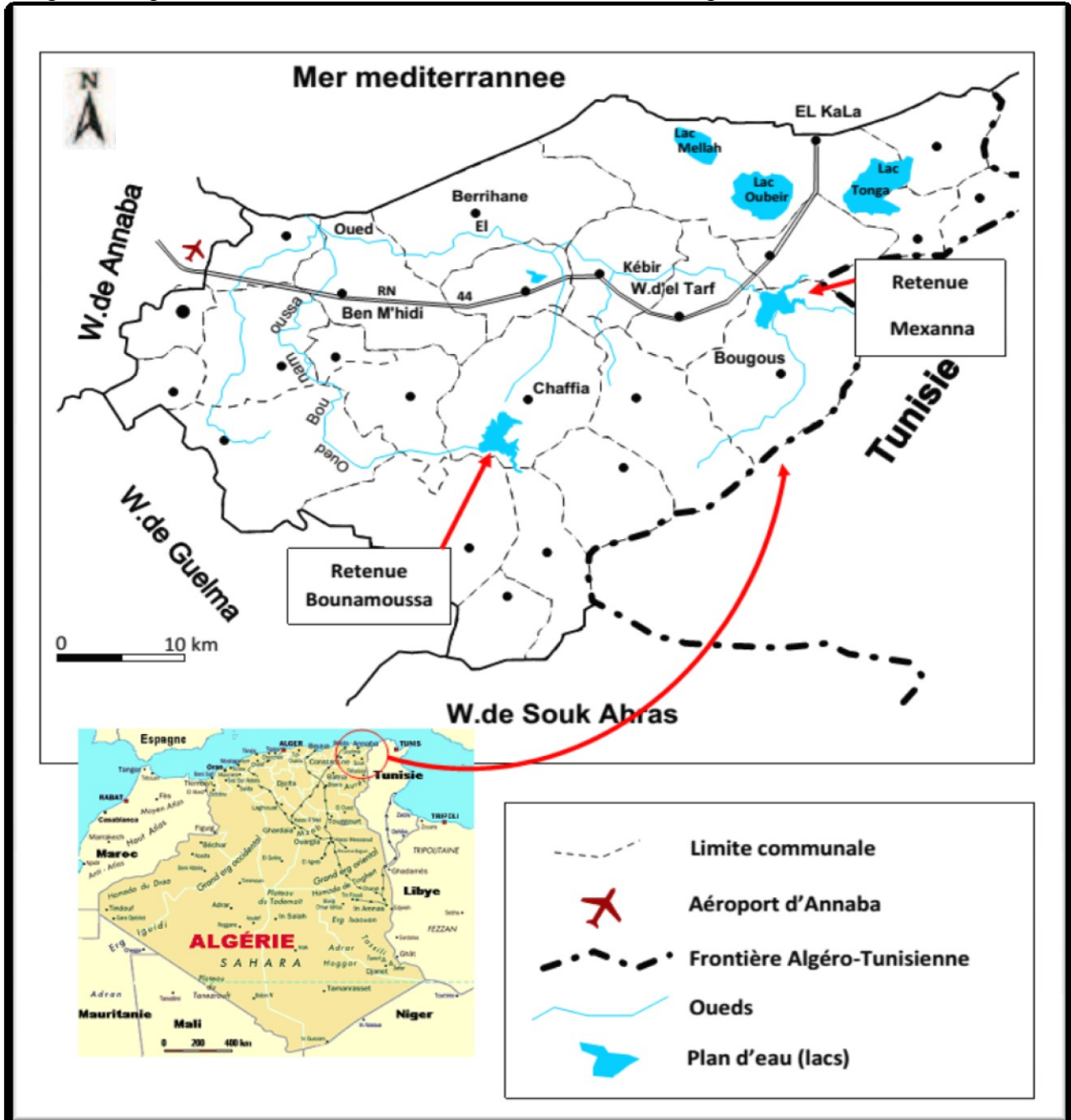


Fig 11 : Situation géographique du bassin versant de l'Oued El Kébir Est (Handouzi,2011)

Le bassin versant de l'Oued El Kébir atteint à l'Ouest l'embouchure de l'Oued Mafragh et s'étend jusqu'aux sources des oueds Ballauta et Bougous, à l'Est. Il est limité au Nord par la ligne de partage des eaux située sur le cordon dunaire de Bouteldja et au Sud par les lignes topographiques où prennent source les oueds Bouhalouffa et Boulathan.

1. 2. Le bassin versant de l'Oued Kébir Est

Le bassin versant de l'Oued Kébir Est est un sous-bassin de l'Oued El Kébir. Il est contrôlé par une station hydrométrique en amont de sa confluence avec l'Oued Bounamousa.

En raison de l'existence de deux oueds portant le nom de l'Oued El Kébir (région de Skikda et région d'Annaba-El Kala), appartenant aux bassins côtiers constantinois, l'agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) a attribué le nom d'Oued Kébir Est à ce bassin. Ce dernier est situé à l'amont de la commune d'Ain Assel. Il est contigu aux versants côtiers constantinois et forme le versant nord du dernier tronçon de la chaîne septentrionale de l'Atlas tellien.

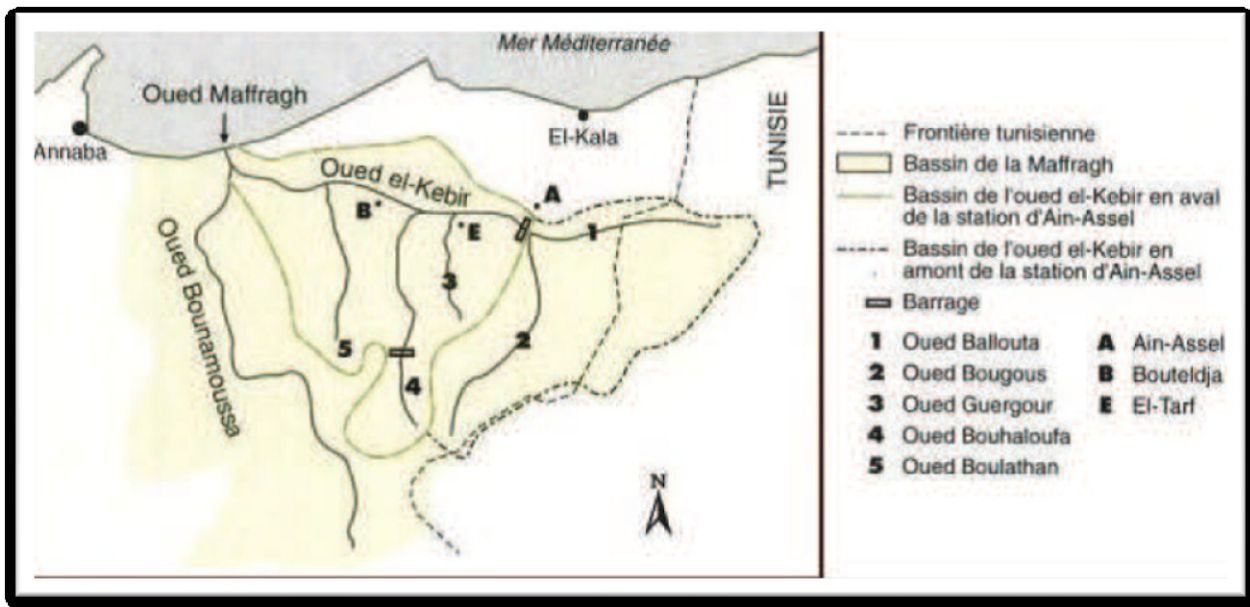


Fig12 : Situation géographique du bassin versant de l'Oued El Kébir Est (Tourki,2010)

Le bassin versant de Kébir-Est se trouve inclus, à environ 50%, dans chacun des deux pays voisins : l'Algérie et la Tunisie. Sa plaine, formée par la réunion de trois oueds importants (Kébir, Ballouta, Bougous), draine les flancs des montagnes de Kroumerie et reçoit, dans sa vallée moyenne, de nombreux affluents sur sa rive gauche :

selon (Derradji *et al* ; 2007) le bassin versant de l'Oued Kébir-Est est limité

- Au Nord, par le cordon dunaire de Bouteldja, formant un obstacle avec la mer Méditerranée.
- Au Sud, par les collines d'Oum Diss et Rhorra.
- A l'Est, par les communes d'Ain Drahem et Fernana.
- A l'Ouest, par le bassin versant de Bounamousa.

Le bassin versant de l'Oued Kébir Est s'étend sur une longitude allant de 7°58' à 8°35' et une latitude de 36°30', à 36°55'. S'étalent sur 681,33 km², il englobe les communes de Bouteldja, El Taref, Bougous, Chaffia, Ain Assel, Ain Kerma, Roum El Souk, Lac des Oiseaux, Berrihane et aussi Ain Drahem et Fernana en Tunisie (figure 12)

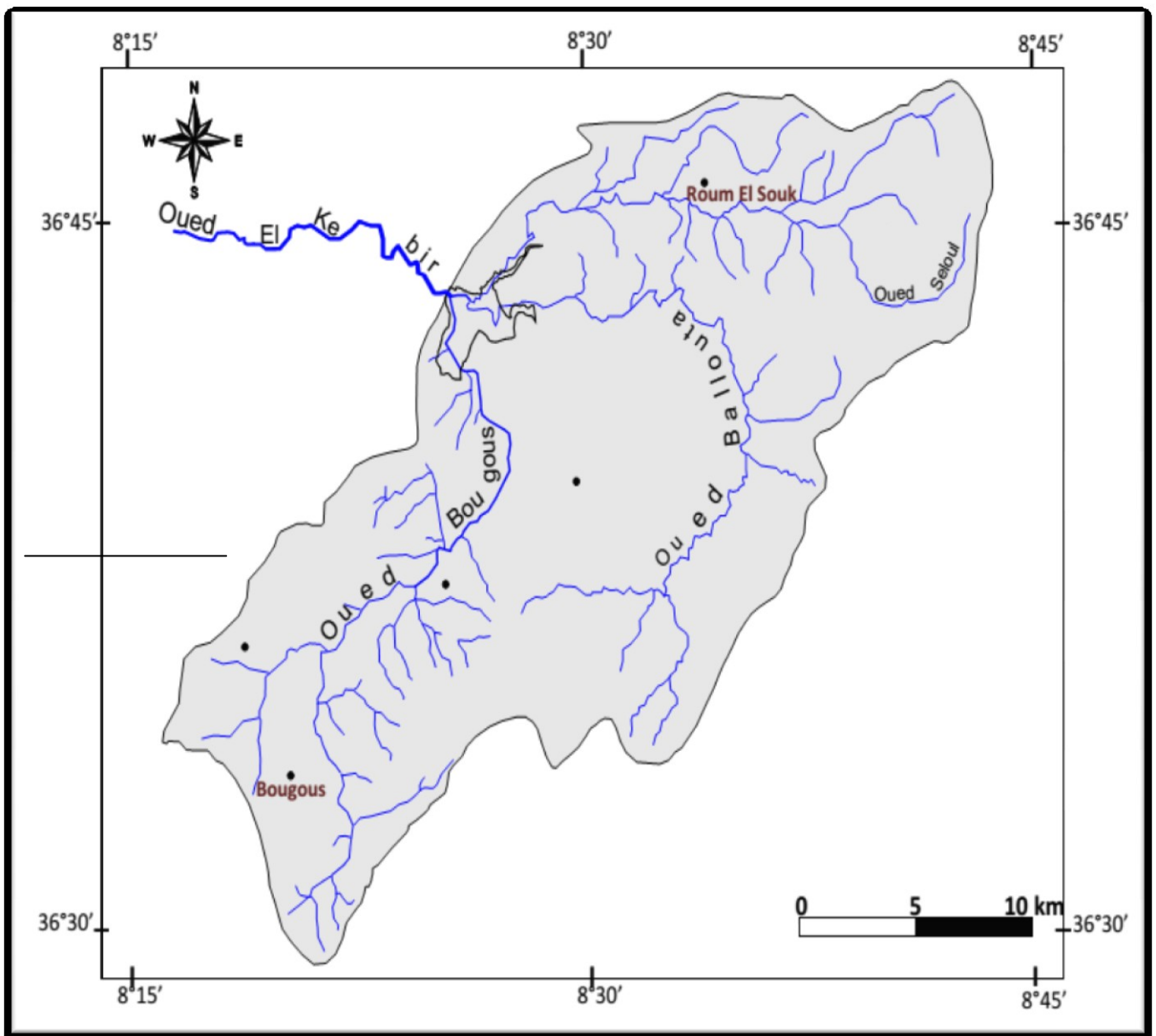


Fig13 : Carte du réseau hydrographique du bassin versant de l'Oued El Kébir-Est (Handouzi,2011)

L'oued El-Kébir-Est débute son trajet de l'amont avec une forte pente à l'aval presque, les 2/3 restant de son parcours sur à moins de 100m d'altitude avec une pente très douce (figure14).

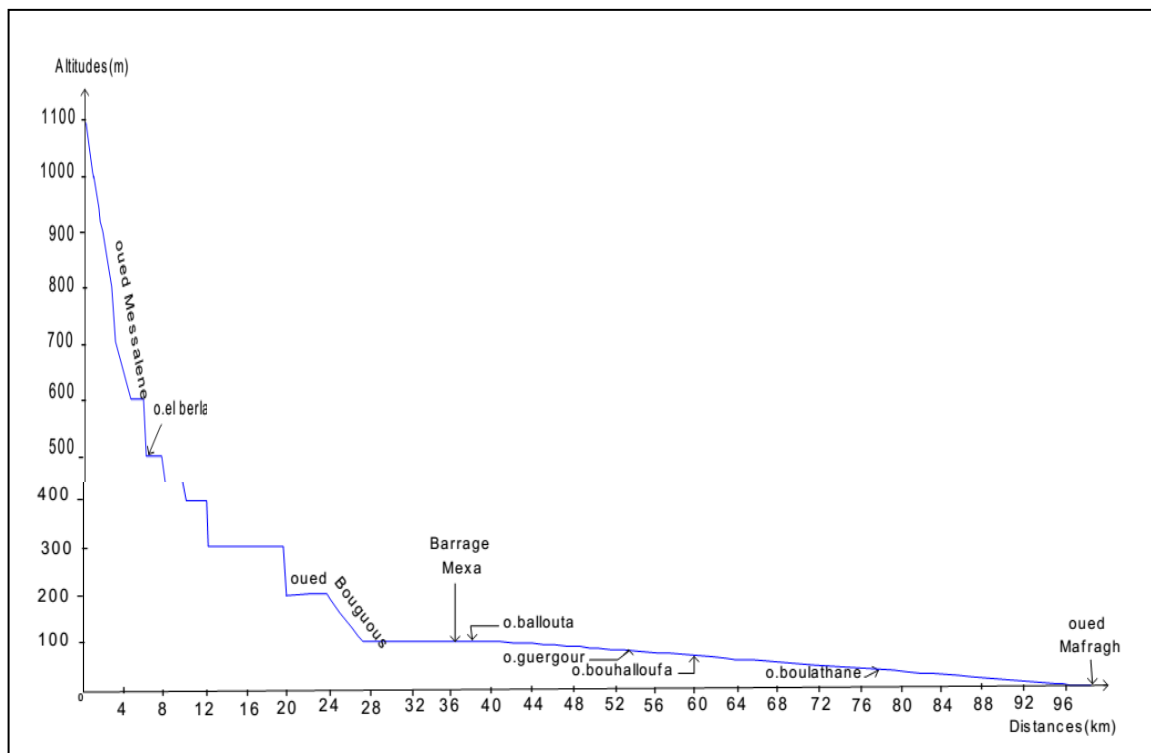


Fig 14 : profil en long de l'oued El kébir-Est (Labar,2003)

1.3. Relief

Le territoire de Berrihane est constitué par deux types de reliefs

- Au Nord, un ensemble de dunes sablonneuses sous forme de cordon parallèle à la côte. Ce cordon dunaire longe le littoral et forme une barrière naturelle entre la mer et les terres basses de la plaine. Cependant, on peut distinguer deux versants assez dissymétriques.
 - ❖ Le versant nord rejoint directement la plage sous forme de falaises
 - ❖ Le versant sud-est plus doux descend progressivement sur une largeur plus importante pour se confondre avec la plaine.
- Au sud, s'étend un ensemble de basses terres qui forment la plaine de Mekada. Celle-ci, en raison de sa structure géomorphologique, renferme de vastes marécages.

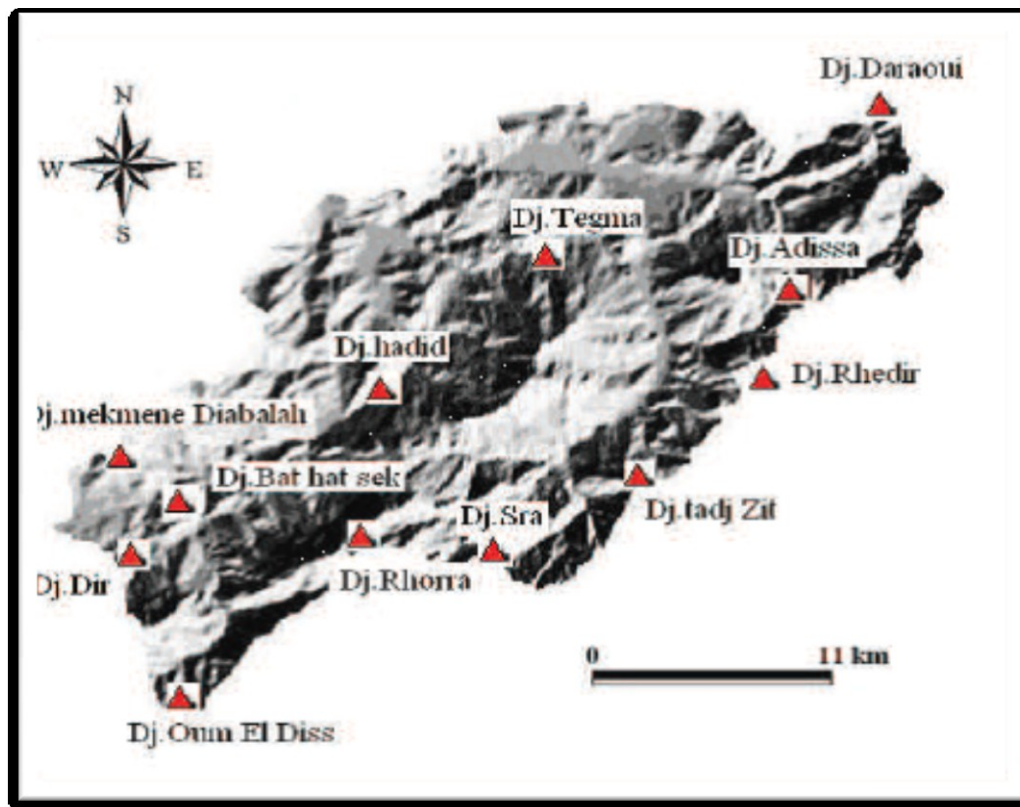


Fig 15 : Relief du bassin versant de l'Oued Kébir Est (Tourki .2010)

1.4. Caractéristiques climatiques

La wilaya d'El Tarf se distingue par la particularité de son climat pluvieux et humide qui favorise sa position géographique côtière à laquelle s'ajoute le phénomène d'accumulation des eaux de surface des dépressions naturelles, des réserves lacustres de Tonga-Oubéira-El Mellah et du lac des oiseaux .

Les précipitations annuelles variant de 600 à 1200 mm/an et même 1500 mm/an permettent de classer cette région parmi les plus arrosées d'Algérie, et assurent l'apport hydrique global annuel en matières de ressources hydriques près d'environ de 700 millions de mètres cubes qui dénotent la position privilégiée de la wilaya .

Cependant, seule une partie de cette ressource, soit 228 millions de mètres cubes est retenue par les barrages de Mexa et Chaffia , ceci représente 30% du volume d'eau total reçu.

La commune de Berrihan bénéficiant d'un climat de type méditerranéen sub humide doux est caractérisé par deux saisons :

- Une saison douce et humide du mois d'octobre à avril
- Une saison chaude et relativement sèche de mai à septembre

1.4.1. Les précipitations

Bien que la période sèche est longue du mois de Mai au mois de Septembre , ou le déficit hydrique est peu ressenti durant la saison estivale, et la période humide qui s'étale sur sept mois (d'octobre à Avril) les précipitations moyennes sont relativement importantes au mois de décembre (figure15). Dans le tableau 07 sont présentées les valeurs des moyennes mensuelles des précipitations à la station d'El Kala, recueillies durant la période (2003 /2004 - 2008/2009).

Tableau 07 : Précipitations moyennes mensuelles de la station d'El-kala (2003 /2004 - 2008/2009)

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
Précipitation mm	41	40	100	192.17	130	80	90	88	35	24	0.42	0.30

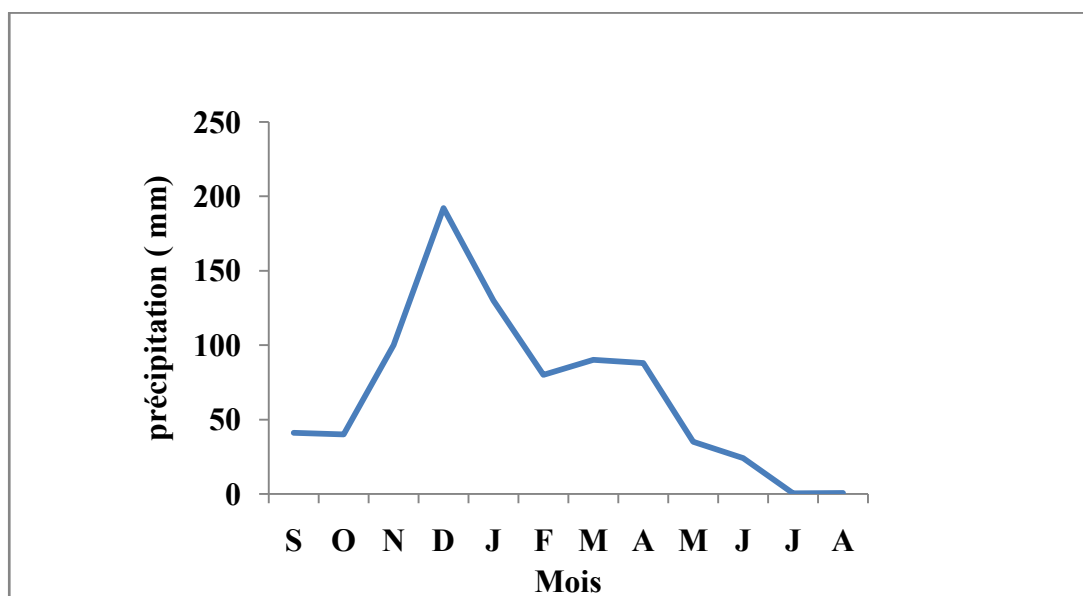


Fig 16 :Précipitations moyennes mensuelles de la station météorologique d'El Kala (2003 /2004 - 2008/2009)

I.4.2. L'humidité de l'air

Comprise entre 68 % et 77%, l'humidité de l'air est considérée comme élevée dans cette région .Ses valeurs les plus fortes sont au lever et au coucher du soleil et habituellement dans les mois les plus froids (Décembre et Janvier) (tableau 08 et figure 16).

Ce facteur est influencé par la présence d'une superficie importante de forêts et surtout de nombreux espaces humides dont les aulnais exercent une influence prédominante (Bourbia ,2011).

Tableau 08 : Humidité relative moyenne mensuelle de l'air à la station d'El Kala (2003-2004 à 2008-2009)

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Juin	Juil	A
humidité relative moyenne %	72.42	72.18	75.94	77.49	77.36	76.94	73.82	72.99	74.00	69.48	68.86	69.01

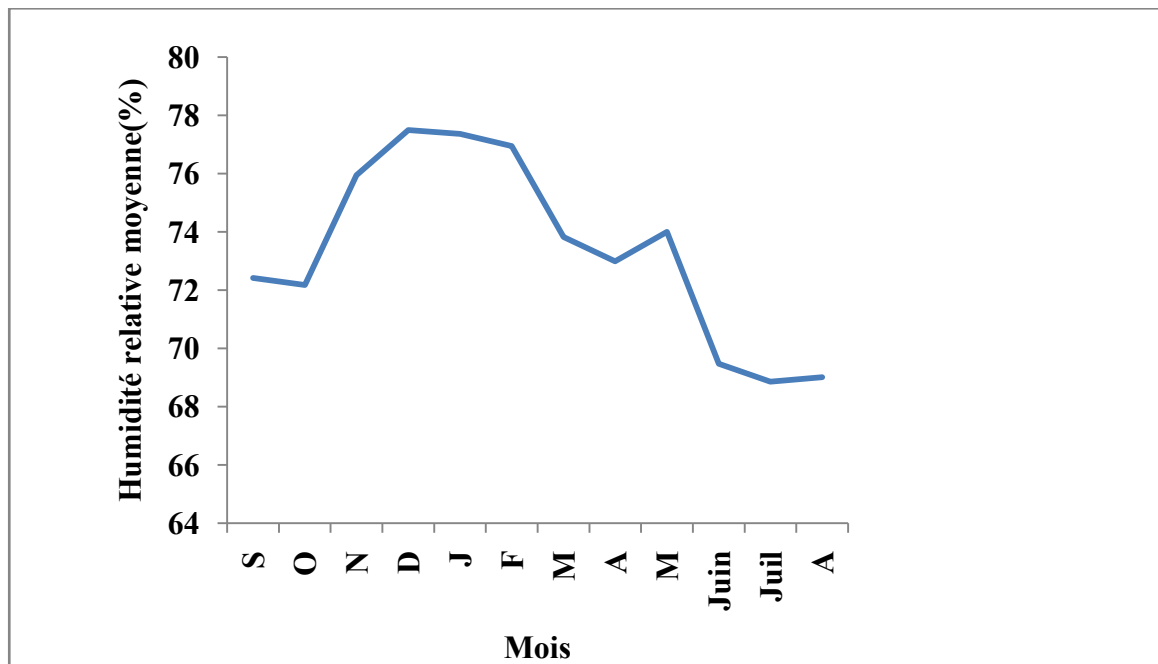


Fig 17 : Humidité relative moyenne mensuelle de l'air à la station météorologique d'El Kala (2003-2004 à 2008-2009)

1.4.3. Les vents

Les vents dominants dans cette région sont de secteur Nord-Ouest .Ils proviennent de la mer et sont donc humides .Les vents du Nord et Nord-Ouest apportent les pluies qui sont bloquées par les montagnes telliennes. Ceci explique la forte humidité du versant Nord du Tell .Par contre le sirocco, vent chaud et sec souffle principalement en été sur le Sud-Est. Ce vent assèche l'atmosphère et favorise avec les températures élevées les incendies de forêt (Bourbia ,2011). Dans le tableeau 09 et la figure 17 sont indiquées les vitesses mensuelles moyennes enregistrées à la à la station météorologique d'El-Kala

Tableau 09 : Moyennes mensuelles des vitesses des vents enregistrées à la station d'El-Kala (2003-2004 à 2008-2009)

Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Juin	Juil	A
Vitesse moyenne des vents (m /s)	3.71	3.44	3.8	4.07	3.85	3.96	3.81	3.87	3.64	3.82	3.89	4.05

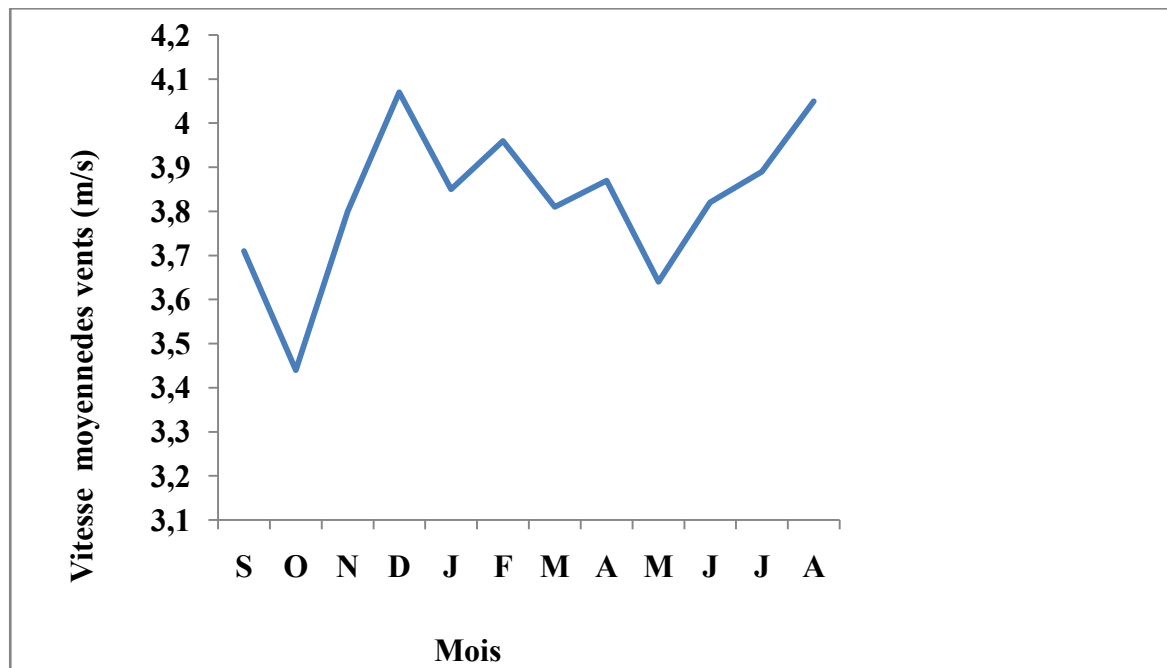


Fig 18 : Moyennes mensuelles des vitesses des vents enregistrées à la station d’El Kala (2003-2004 à 2008-2009)

1.4.4 La température

La température de l’air est un facteur de grande influence sur le bilan hydrique du fait qu’il conditionne l’évaporation. Elle varie sous l’influence de plusieurs facteurs telle que l’altitude par un gradient thermique variant selon SELTZER de $-0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ chaque fois qu’on s’élève plus de 100 m, ainsi que l’influence des océans (Bourbia . 2011).dans le tableau 10 sont consignées les valeurs moyennes mensuelles des températures.

Tableau 10 : Températures moyennes mensuelles en $^{\circ}\text{C}$ (1980/2010) (Bourbia, 2011)

Mois Station	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
les salines	23,03	20,01	51,61	13,11	11,53	11,65	13,25	15,13	18,25	21,9	25	25,79
Ain Assel	23,3	19,7	15,39	12,31	10,74	11,19	13,15	14,98	18,32	21,89	24,48	25,66

1.5. Hydrogéologie

De nombreux auteurs géologues et hydrogéologues ont étudié les environs plus étendus de la région d’Annaba-EL Kala (Hilly ,1962 ; Khérici *et al*, 1996 ; Zouini, 1997 ;Benchaar ,1999 ; Bousnoubra ,2002 ; Hani *et al*, 2003; Derradji ,2004 ; Derradji *et al* , 2007) . Sur le plan hydrologique, il est possible de diviser le bassin versant en quatre zones bien différenciées (Chaib, 2011).

1.5.1. La zone des plaines

Encadrée par les massifs de la chaîne de Numidie, cette zone est constituée par les plaines de Bouteldja et d'El Tarf situées, toutes deux à l'Ouest du bassin versant et formant le couloir Bouteldja - El Tarf - Ain Assel.

La plaine de Bouteldja se situe entre les dunes du Nord et les monts du Sud, et la plaine d'El-Tarf entre les collines de la chaîne de numidie dont elle est entourée. Ces deux plaines présentent le même type de dépôts : argiles des marécages, alluvions limoneuses du fond des vallées, alluvions des basses et moyennes terrasses et les alluvions des hautes terrasses qui n'affleurent que dans la plaine d'El Tarf (Tourki ,2010) .

1.5.2 La zone des dunes

Cette zone s'étend sur une superficie de l'ordre de 150 km². Elle a approximativement la forme d'un triangle dont les sommets sont à la jonction de l'Oued Bounamoussa à l'Ouest, la plaine de Bouteldja au Sud où elle s'enfonce sur une vingtaine de kilomètres jusqu'aux pieds des djebels Bourdim et Hadja Siah à l'Est. Par endroits, des masses de sable sont séparées les unes des autres par des bas-fonds occupés par d'innombrables garaets, mares d'eau, etc (Tourki ,2010)

1.5.3. La zone des marécages et des lacs

La présence des marécages et des lacs est liée aux différentes phases d'assèchement des zones lacustres de l'Algérie orientale durant le Quaternaire. Ils sont dûs principalement à la réduction progressive des surfaces lacustres avec un remplissage alluvionnaire intensif des zones avales, de nombreux oueds tributaires du bassin comblé surtout au niveau des dépressions internes par les transports solides des différents oueds. Les marécages de Mekada, de Mohacène et du lac des oiseaux, développés dans la basse vallée de Kébir Est, forment un delta commun aux principaux oueds drainant la région (Tourki ,2010) .

1.5.4. La zone des collines

Au Nord–Est de Bouteldja, les collines sont représentées par les monts de Chaffia, cette zone est située essentiellement dans la partie Sud du bassin versant et constitue un ensemble de chaînes de montagnes allongées sur une dizaine de kilomètres.

Ces points culminants sont les djebels Rhorra (1202 m), Oum El Diss (1150 m), Dir (1041 m), Ghedhir (713 m), Ain El Erg (981 m), Souani (808 m) et Halloufa (786 m). Le Djebel Rhorra correspond à des crêtes de roches au pendage très fort où l'on observe une structure synclinale qu'utilise en partie l'Oued Bougous (Tourki ,2010) .

Elles sont dominées par un faciès argilo – gréseux numidien formant une limite étanche à la formation sous jacente (Mouchara , 2004).

1.6. Occupation du Sol

L'occupation du sol du bassin est constituée de deux domaines : le domaine forestier (forêt et maquis) et le domaine agricole (différents types de cultures) figure 18.

Le développement de la couverture végétale dépend de la combinaison du climat, du relief, de la nature deroche et de l'action humaine qui s'impose par la mise en culture des terres. Elle est de loin le facteur le plus important .En effet,elle protège la surface du sol de l'impact des gouttes de pluie, et donc du détachement par le splash. Les tiges et les troncs forment des obstacles qui ralentissent la vitesse du ruissellement .Ceci réduit le détachement par le ruissellement ainsi que sa capacité de transport. Les racines forment un réseau près de la surface qui retient le sol en place, augmentant ainsi sa résistance au détachement. Les feuilles mortes et débris végétaux protègent la surface de l'impact des gouttes, ralentissent le ruissellement, et ajoutent de la matière organique au sol, ce qui le rend plus résistant à l'érosion (Tourki,2010).

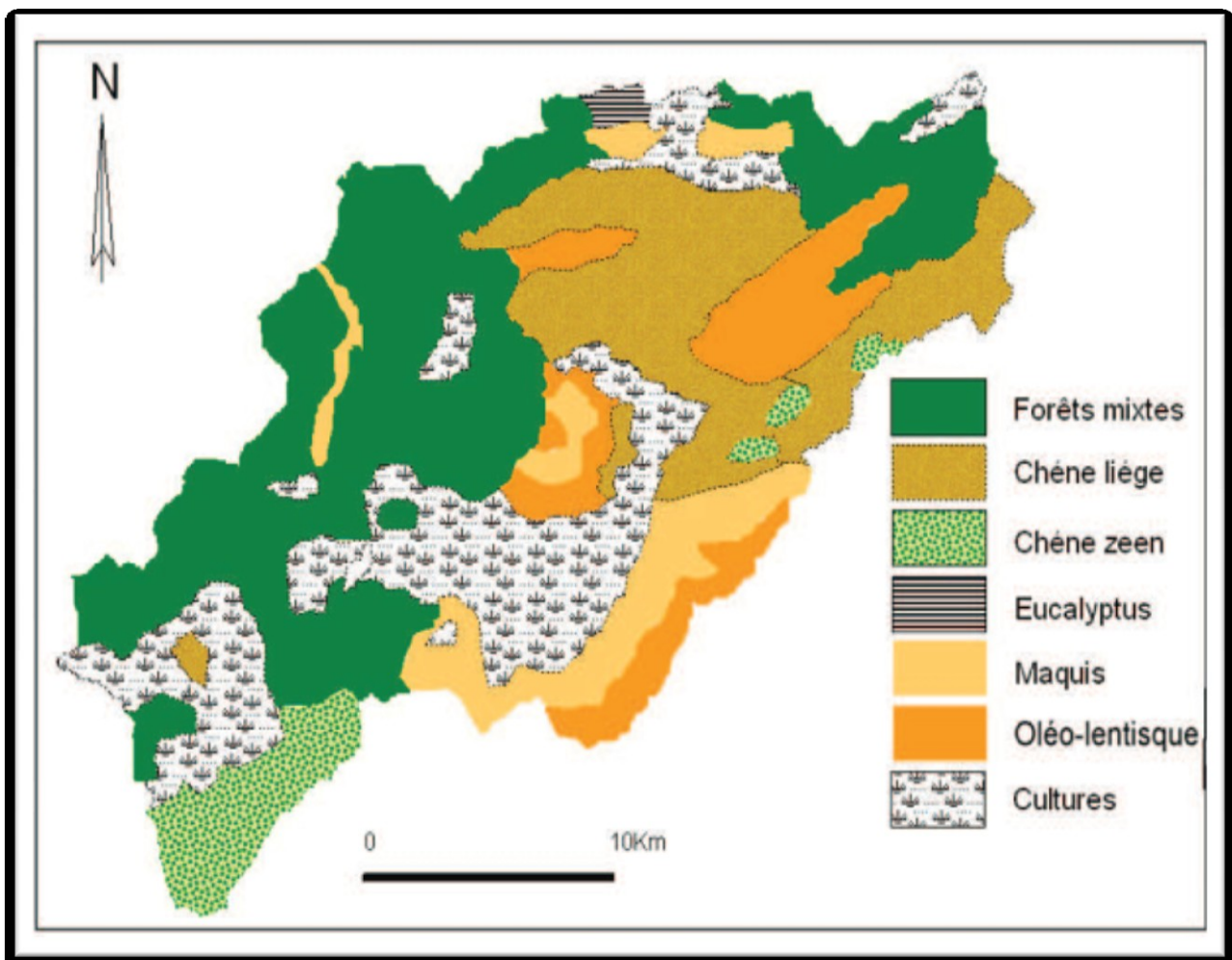


Fig 19 : Situation de la végétation dans le bassin versant de l'O.El kebir-Est (Tourki ,2010)

1.6.1. La forêt

Elle représente une bonne partie de la superficie du bassin, avec 60,11% (Tableau 11). Le couvert forestier englobe principalement le chêne liège et le chêne zeen. La forêt mixte comporte les deux espèces végétales : Le chêne liège et le chêne zeen avec un sous bois plus au moins dense (figure 20).



Fig 20 : Photo de la couverture végétale (08/07/2012) au niveau de la station d'échantillonnage

Très peu développé dans un milieu frais et ombragé (5,79%), le chêne zeen élimine les autres essences à partir de 700 m. A l'état de peuplement pur, le chêne zeen crée des conditions ignifuges : Les incendies qui s'y déclarent se réduisent à des feux de surface qui peuvent s'étendre d'eux mêmes à la tombée de la nuit (dans les conditions météorologiques normales).

Sur les dunes consolidées et les grès fracturés couverts de formations quaternaires épaisses, le chêne liège montre une exigence hydrophile. Il descend à sa plus basse altitude dans la vallée de l'Oued Teboul . Dans les milieux ombragés et en présence des sources, le chêne liège est accompagné de chêne zeen isolé à partir de 50 m d'altitude.

L'Eucalyptus est peu évolué dans ce bassin ou il est présent dans les zones humides et les bas fonds à drainage difficile.

1.6.2. Les maquis

Ce sont des broussailles dispersés dans plusieurs endroits et particulièrement sur les piémonts, ayant subi un incendie .Ils sont constitués surtout d'*Erica arborea*, de *Callicotum villosa* et de *Cistus triflorus*.

La série de l'oléo-lentisque est assez bien représentée dans notre bassin versant avec un minimum 10%. Elle est présente dans les terrains lourds du Tell et au niveau des piémonts dégradés entre Ain el

Karma et Bouhajar. Ce couvert forestier souvent clairsemé est développé sur les marnes argileuses laissant apparaître entre la végétation éparse un sol nu.

Aussi, l'inondation temporaire a favorisé le développement de plusieurs types de végétation dont on peut citer le peuplier et le laurier-rose qui poussent également dans les lits des oueds dans le tableau 11, sont rapportées les surfaces des sols occupées par la végétation.

Tableau 11 : Répartition de la couverture végétale dans le bassin versant de l'Oued El Kebir Est. (Tourki ,2010)

Type de végétation	Surface (km ²)	Surface (%)
Forêt mixte	244	35.81
Chêne liège	122.47	17.98
Chêne zeen	39.42	5.79
Eucalyptus	3.62	0.53
Maquis	62.81	9.22
Oléo-lentisque (maquis dégradé)	69.94	10.27
Cultures	139.07	20.40
Total	681,33	100

1.7. Aperçu Socio-économique

1.7.1. La Population

Etant une zone principale du bassin versant abrite la wilaya d'El Tarf une population de trois cent cinquante trois mille six cent quatre vingt six (353686 RGPH98) Ainsi les habitants des agglomérations principales sont repartis selon le tableau 12.

Tableau 12 : Répartition de la population de la wilaya d'El Tarf (Labar,2003)

Communes Principales	1977	1987	1998
Ain assel	6606	9859	12482
Bougous	7171	9036	10576
Bouteldja	7105	11484	15275
Bouhdjar	7476	12532	16386
Zitouna	4576	6350	8367
El tarf	7679	13969	20362
Ain karma	8824	10707	12182
Oued zitoun	3623	4260	5321
H.Beni Saleh	4009	4397	4871
Cheffia	4884	6248	7450
Lac des oiseaux	4643	7553	9320
Berrihane	12829	20293	28400
Ben m'hidi	4630	6908	8326
El chatt	12087	17716	26758
Asfour	5902	8865	10632
Zerizer	4597	7969	10105
Besbes	20734	34279	43007

1.7.2. La pêche

L'activité de pêche s'enregistre avec une grande importance que ce soit dans la côte maritime ou bien dans les lacs ou oued .

Ainsi , sur une cote maritime environ de 90Km avec deux ports de pêche celui d'El-kala et un autre en voie de réalisation , 104 embarcations ont donné une production de 3,043 tonnes de poissons bleus (82%) , crustacés, espadon et poisson blanc alors que la production de corail à due atteindre les 2030,30kg (Direction de la pêche, 2000) . En outre un maximum de production de 524 T de poissons est enregistré au niveau du lac Oubeira Tonga Mellah et aussi oued Mafragh (Labar ,2003).

1. 7.3. L'agriculture

La wilaya d'El tarf par sa vocation agricole, son savoir faire et des conditions pédo-climatiques est un important pôle agricole dans l'Est Algérien. Elle occupe les formations grésos-argileuses numide, les alluvions du quaternaire et les piémonts des reliefs montagneux où on rencontre principalement les cultures céréalières.

Les cultures proprement dites comme la céréaliculture sont peu développées dans ce bassin versant.On y rencontre principalement les cultures maraîchères, industrielles et fourragères.

Les principales cultures rencontrées sont dans le tableau 12 qui fait ressortir essentiellement la prédominance des cultures céréalières et des fourrages.

Dans le tableau n°13 sont indiqués les superficies des différentes cultures du bassin versant de l'Oued El kebir Est.

Tableau 13 : Les principales cultures rencontrées dans le bassin versant Kébir Est. (Tourki ,2010)

Cultures	Surface %
Céréales	24.7
Légumes secs	3.3
Fourrages	23.8
Cultures industrielles	12.9
Cultures maraîchères	15.6
Arboriculture	8.3
Jachères	11.4

1.7.4. L'industrie

L'Industrie au sens propre du terme est pratiquement inexistante dans le bassin versant Kébir Est et par extension dans toute la wilaya .La région a été ainsi préservée par les choix faits dans les années 70 de concentrer l'activité industrielle autour d'Annaba ,la protection apportée par la création du parc national d'El-Kala (PNEK) au début des années 80 et l'opposition apparue localement contre une industrie de pâte à papier sur les bords du lac Oubeira ont découragé les promoteurs de ces secteurs d'activité .Ce qui est considéré localement comme industrie se résume à quelques activités relevant de la petite et moyenne entreprise (PME).Les plus grandes sont une fabrique de menuiserie générale à EL Tarf et une unité de fabrication de Siporex à Oum Teboul. A coté de cela, il faut compter une unité de fabrication de matériel sanitaire à EL Kala.

Ce secteur employait 1000 personnes avant qu'il ne soit touché par les réformes économiques .Des mesures incitatives pour drainer des investissements et des promoteurs privés sont restées sans succès .Les dossiers qui ont été présentés dans ce cadre visent particulièrement l'agro-alimentaires et le tourisme, activités qui ont aussi l'inconvénient d'être consommatrices d'eau et productrices de rejets polluants (Chaib,2011).

1 .7.5. Le tracé d'autoroute Est-Ouest sur le tronçon de la wilaya d'EL Tarf

Le projet d'autoroute Est-Ouest dont les travaux sont lancés depuis novembre 2008 sur le tronçon de la wilaya d'El-Tarf, constitue la composante fondamentale du réseau d'infrastructure routière (SNAT 2025).

Les travaux pour la réalisation du tronçon d'autoroute d'une vingtaine de kilomètre qui touchera une partie du parc national protégé par la loi Ramsar..

Le tracé de la route traverse les communes de la plaine ouest Zerizer , Chihani Dréan et Ben M'hidi,au centre de la wilaya les communes de Boutheldja, Asfour et El-Tarf, les travaux de réalisation de ce tronçon d'autouroute Est-Ouest a endommagé partiellement la forêt et a entraîné une modification du cheminement et de la morphologie de l'Oued El kebir Est et de son affluent principale qui est l'Oued Boulathane (Chaib, 2011).

Chapitre 2 : Matériel et méthodes

2.1. Prélèvement d'eau de l'Oued El-Kébir Est

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate qui doit être homogène représentatif et obtenu sans modification les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (Rodier ,2005).

Le choix de la station d'échantillonnage a été effectué afin d'avoir des informations plus précises sur la séquence finale de l'Oued El Kebir Est. Les prélèvements d'échantillon d'eau sont prélevés à quelques centaines de mètres de l'embouchure de cet Oued.



Fig 21 : Photo satellitaire montrant la station d'échantillonnage de l'Oued El-kebir Est.

2.2. Méthodes et Techniques d'échantillonnage

La période d'échantillonnage de l'eau est comprise entre octobre 2011- octobre2012, nous y avons réalisé 12 campagnes d'échantillonnage d'eau dans l'Oued El kebir Est.

Les prélèvements sont effectués à partir d'un pont routier (N° 18) en travers de l'Oued El kebir Est, l'utilisation de ce pont est le moyen le plus facile d'avoir accès au point d'échantillonnage le plus représentative de la masse d'eau de l'Oued. Nous prélevons des échantillons d'eau à l'aide d'une corde et d'un saut en P V C , d'une capacité de 5 L. A équidistance des berges de l'oued et du pont routier, on lache la corde au bout de laquelle se trouve le seau de prélèvement d'eau .On laisse descendre le seau dans une tranche d'eau superficielle comprise entre 0 et 50 cm. Une fois rampli on le retir de l'eau.

Ensuite l'échantillon d'eau est conservé dans une glacière à une température approximative de 4°C et transporté jusqu'au laboratoire pour subir les différents analyses.

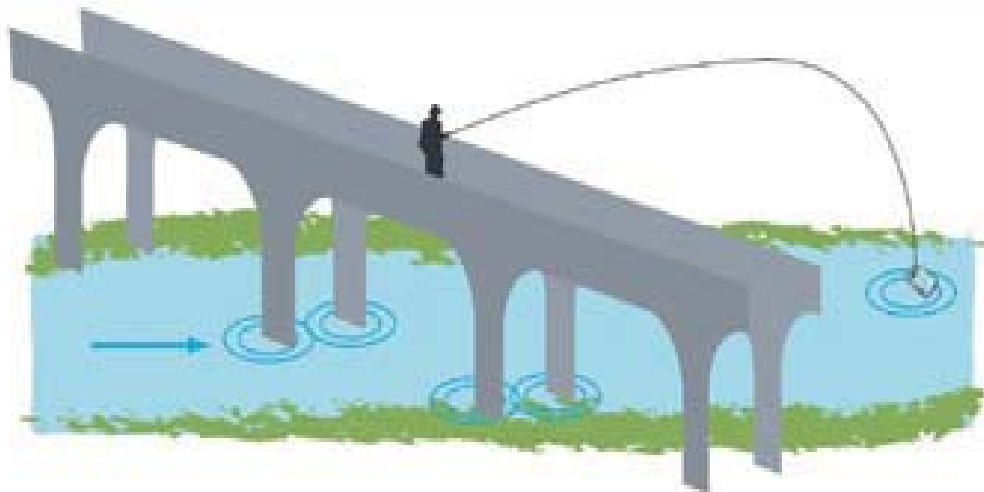


Fig 22 : Image montrant le stationnement pour un prélèvement d'eau d'un cours d'eau à partir d'un pont

2.3. Prélèvements des échantillons de sol

Les échantillons de sol ont été prélevés au point S1 (avant le pont), au point S2 (au niveau du pont), au point S3 (après le pont). Deux campagnes de prélèvements ont été effectuées :

- ⇒ La première, à la fin de la période humide c'est-à-dire dans le mois d'avril 2012.
- ⇒ La deuxième, à la fin de la période sèche c'est-à-dire dans le mois de septembre 2012.

Pour chaque point de prélèvement un profil a été réalisé à l'aide d'une tarière superficielle de 0 à 25cm de profondeur. Chaque échantillon est composé d'un mélange de trois prélèvements réalisés dans un cercle (figure 22). Les échantillons de sols ont été collectés dans des sachets en plastique, conservés dans une glacière à une température approximative de 4°C.

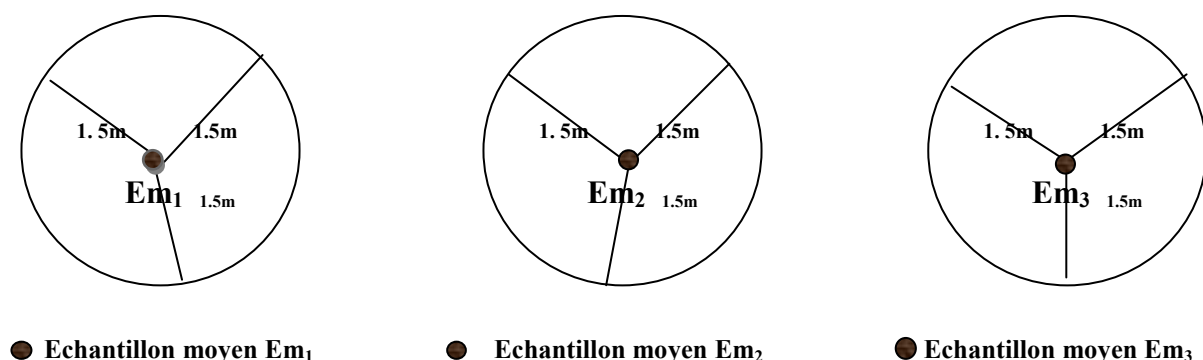


Fig 23 : Mode de prélèvements des échantillons de sol

2.4 .Transport des échantillons

Après le prélèvement, nous avons effectué nos analyses immédiatement sur site et dans les 48h au laboratoire de recherche à l'Université Badji Moukhtar d'Annaba. Les échantillons prélevés sont conservés dans les conditions préconisées par Rodier (2005) (tableau 14).

2.5. Préparation des échantillons et conditions de leur conservation

Tableau 14 : Conditions de conservation des échantillons d'eau

Caractéristique ou élément analysé	Réceptier	Conservateur à utiliser	Volume minimum du prélèvement	T° de conservation	Effectuer la mesure avant
pH	Polyéthylène	Mesure insitu en préférence		4°C	24h à l'obscurité
Conductivité	Polyéthylène	Mesure insitu en préférence	100 ml	4°C	48h à l'obscurité
MES	Polyéthylène	_____	500ml	4°C	6h à l'obscurité
Nitrates	Polyéthylène	Chlorure mercurique (40ml/l)	100ml	4°C	24h l'obscurité
Nitrites	Polyéthylène	Chlorure mercurique (40ml/l)	100ml	4°C	24h l'obscurité
Chlorure	polyéthylène	_____	100ml	4°C	15 jours l'obscurité
Phosphates	Polyéthylène	_____	100 ml	4°C	48h à l'obscurité
Ammonium	Polyéthylène		100 ml	4 °C	48h à l'obscurité
Clorure	Polyéthylène		100 ml	4 °C	15 jours
Oxydabilité	Polyéthylène		100 ml	4 °C	48h à l'obscurité
Eh	Polyéthylène		100 ml	4 °C	24h à l'obscurité

2.6. Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau

2.6.1. La température (T°C)

La notion de température revêt un rôle très important et doit être prise en compte. Des modifications excessives de la température des milieux récepteurs sont en effet de nature à modifier le biotope et à perturber la vie aquatique (El Bakouri ,2006).

Les activités humaines ne devraient pas modifier la température de l'eau, en dehors des fluctuations saisonnières naturelles, au risque de bouleverser les écosystèmes aquatiques. La température affecte la solubilité de l'oxygène et menace alors la survie des poissons. Les températures adéquates dépendent du type d'eau qu'on étudie. Les cours d'eau à faible altitude, appelés cours d'eau en aval, n'ont pas les mêmes caractéristiques que les cours d'eau de montagne ou de source, généralement froids. Les températures des cours d'eau en aval ne doivent pas dépasser 32 °C et les cours d'eau froids ne doivent pas dépasser 20 °C

La température des échantillons d'eau est mesurée sur terrain, à l'aide d'une sonde de température plongée dans l'eau prélevée. La valeur de la température est exprimée en °C.

2.6.2. Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH représente le degré d'acidité ou d'alcalinité du milieu aquatique, Le lessivage des polluants atmosphériques affecte la composition chimique et le pH des eaux de pluies. Les sources anthropogéniques génératrices d'oxydes de soufre (SOx) et d'azote (NOx), (Yaziz *et al.*, 1989; Simmons *et al.*, 2001; Rossillon *et al.*, 2007). Parallèlement, la neutralisation de cette acidité peut avoir lieu à cause du carbonate de Calcium (CaCO₃) des poussières atmosphériques et/ou de l'ammonium relargué par les activités industrielles ou liées à l'agriculture et d'autres sources naturelles (Al-Khashman, 2009).

Nous avons mesuré ce paramètre à l'aide d'un pH mètre également sur terrain en même temps que la température. L'électrode est plongée dans l'eau prélevée. Pour s'assurer de la constance de la valeur obtenue, la mesure du pH est répétée 3 fois.

2.6.3. La conductivité électrique (CE)

C'est la capacité d'une eau à conduire l'électricité. La conductivité électrique des eaux dépend de leur concentration ionique et de leur température. Elle donne une bonne indication des changements de la composition des eaux, et notamment de leur concentration en sels minéraux. À cet effet nous avons utilisé un conductimètre de type (HANNA instrument HI 8733) étalonné avec les solutions H₂SO₄ (0.01N) et de KCl (1N) (Rodier, 1996).

2.6.4. Les matières en suspension (M.E.S)

Les matières en suspension sont constituées par les particules en suspension dans l'eau. Elles proviennent de sources naturelles, d'effluents municipaux et industriels, du ruissellement des terres agricoles et des retombées de matières atmosphériques en suspension. Les M.E.S sont déterminées par pesées différentielles du filtre avant et après la filtration et le séchage à 105°C. Elle est exprimée en mg/L (Rodier, 1996).

2.6.5. Le potentiel d'oxydoréduction (Eh)

Sur le terrain, la mesure du potentiel d'oxydoréduction est réalisée grâce à une cellule électrochimique constituée d'une électrode de mesure (platine) et d'une électrode de référence. Elle est exprimée en millivolts.

2.6.6. L'oxydabilité au permanganate de potassium (Indice de permanganate)

L'indice permanganate d'une eau est la concentration en masse d'oxygène en relation avec la quantité d'ions permanganate consommée par un échantillon d'eau, dans des conditions définies. Exprimé en mg/L d'oxygène, il correspond à une mesure conventionnelle pour évaluer la contamination d'un échantillon d'eau faiblement chargée en matière organique.

C'est l'oxydabilité au permanganate de potassium à chaud en milieu acide. Cette méthode a pour inconvénient majeur de ne pas oxyder ou de n'oxyder que partiellement de très nombreux composés organiques (Rodier, 2005). L'oxydabilité au permanganate est donc une mesure indicative, qui ne permet qu'une appréciation relative de la qualité organique d'une eau (Mayet, 1994). Elle est généralement réservée à des eaux susceptibles d'être peu polluées (eaux de surface, eaux potables) comparativement aux charges véhiculées par les eaux résiduaires industrielles. Mais, elle permet de donner une estimation quantitative de la matière organique présente dans l'eau (Rodier, 2005).

Le test consiste à mesurer en milieu acide la quantité d'oxygène utilisée pour la réduction du permanganate de potassium par les matières oxydables contenues dans une eau.

2.6.7. L'ion chlorure

L'ion chlorure peut avoir diverses origines : apports telluriques par les eaux de ruissellement et par les eaux résiduaires domestiques

L'ion chlorure peut être un indice de la présence de sel utilisés pour le déglçage lors de l'entretien hivernal des routes. Bien qu'ils n'interviennent pas dans le processus d'eutrophisation, en concentrations trop élevées, ils peuvent être toxiques pour les organismes aquatiques et dans certains cas altérer la qualité de l'eau destinée à la consommation. La mesure des ions chlorure dans l'eau permet notamment de détecter la présence des sels.

Nous avons utilisées la méthode volumétrique (Rodier, 1996) : dosage des chlorures par une solution de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium celle-ci est exprimée en mg/L de Cl⁻

2.6.8. Dosage de l'ion Calcium (Ca²⁺)

Nous avons dosé l'ion calcium par la méthode titrimétrique à l'EDTA. Comme ce dosage se fait à un pH élevé (12-13), le magnésium est précipité sous forme d'hydroxyde et n'intervient pas, aussi l'indicateur choisi Murexide ne se combine qu'avec le calcium pour former un complexe rouge.

2.6.9. Dosage de l'ion magnésium (Mg²⁺)

Nous avons dosé l'ion magnésium par la méthode titrimétrique à l'EDTA à laquelle est associé le Noire Eriochrome comme un indicateur coloré spécifique le complexe de magnésium est de couleur violette.

2.6.10. Détermination de la dureté totale

Le titre hydrotimétrique (TH), ou dureté totale de l'eau, est l'indicateur de la minéralisation de l'eau. Elle est surtout due aux ions alcalino-terreux, calcium et magnésium. La dureté s'exprime en (ppm m/V) (ou mg/l) de CaCO₃ ou en degrés français (symbole °f ou °fH). Un degré français correspond à 10⁻⁴ mol/L, soit 4 mg de calcium ou 2,4 mg de magnésium par litre d'eau. On distingue :

Le titre hydrotimétrique calcique (ou dureté calcique) qui mesure la concentration en ions Ca²⁺
le titre hydrotimétrique magnésien (ou dureté magnésienne) qui mesure la concentration en ions Mg²⁺

2.6.11. Dosage des différentes formes minérales de l'azote

Les différentes formes minérales de l'azote dans l'eau sont l'ion nitrate, nitrite et l'ion ammonium. Leur dosage peut se faire selon plusieurs méthodes : instrumentales, volumétrique ou colorimétrique.

Le choix de leur utilisation repose sur les conditions de leur application et des objectifs de précision à atteindre.

2.6.11.1. L'ion nitrate

Nous avons dosé les ions nitrate contenue dans un échantillon d'eau par l'utilisation de la méthode au salicylate de sodium indiquée par Rodier (1987). En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent le paranitro-salicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

Les lectures au spectrophotomètre sont effectuées à la longueur d'onde $\lambda = 415\text{nm}$.

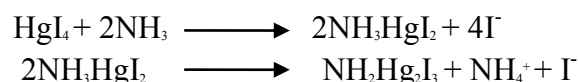
2.6.11.2. L'ion nitrite

Nous avons utilisée la méthode au Réactif de Zambelli pour le dosage des nitrites (Rodier, 1997). L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique et en présence d'ions ammonium et de phénol, forme avec les ions NO₂⁻ un complexe coloré en jaune dont la densité est proportionnelle à la concentration en ions nitrite.

Les lectures sont effectuées au spectrophotomètre à la longueur d'onde $\lambda = 435\text{nm}$.

2.6.11.3. L'ions ammonium

La méthode de Nessler est utilisée pour le dosage des ions ammonium. Le réactif de Nessler, en présence d'ions ammonium, donne l'iodure de dimercuriammonium qui permet le dosage colorimétrique des ions NH₄⁺.



La lecture au spectrophotomètre se fait à la longueur d'onde $\lambda = 425\text{ nm}$ (Rodier, 1987)

2.6.12. Dosage des ions phosphates

Nous cherchons à doser uniquement les ions phosphates (PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} et H_2PO_4^-) qui représentent le phosphore assimilable et par conséquent jouent un rôle divers dans le processus d'eutrophisation des milieux aquatiques.

Pour leur dosage, nous avons utilisé la méthode spectrophotométrique (Rodier, 1996) dont le principe est le suivant :

Les ions phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe phosphomolybdique que l'on réduit par l'acide ascorbique. Cette forme réduite donne une coloration bleu qui est mesurée par spectrophotométrie .dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en ions phosphate

L'intensité de la coloration est mesurée au spectrophotomètre à la longueur $\lambda = 885 \text{ nm}$.

2.7. Mesure des paramètres hydrologiques

2.7.1. Mesure de la hauteur d'eau dans le lit

Le niveau de l'eau de l'oued El-Kébir Est est mesuré à l'aide de la corde qui est attachée au seuil de prélèvement en prenant le niveau du pont comme repère.

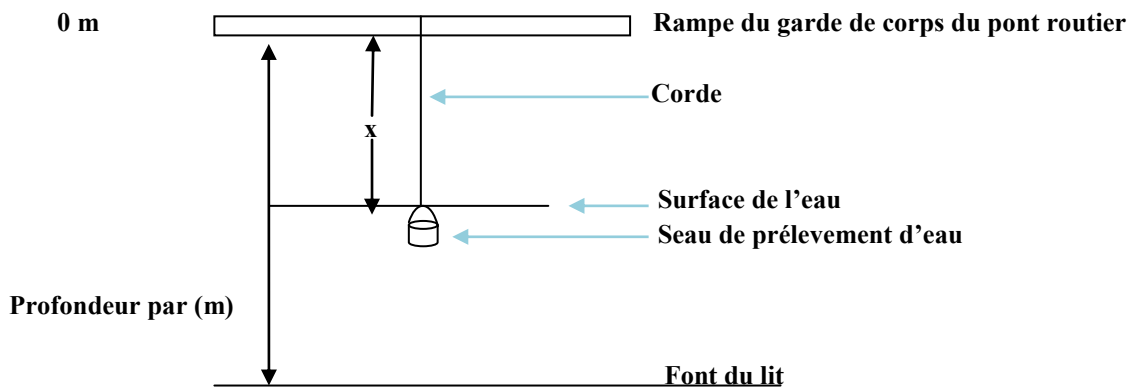


Fig 24 : Méthode de mesure de la hauteur d'eau dans l'Oued

- ✓ X est la profondeur à laquelle se trouve le plan ou surface de l'eau dans le lit de l'oued
- ✓ Δx est la variation de cette profondeur
- ✓ Si Δx est négatif \Rightarrow une baisse de niveau d'eau $\Rightarrow Q \searrow$
- ✓ Si Δx est positif \Rightarrow une augmentation de niveau d'eau $\Rightarrow Q \nearrow$

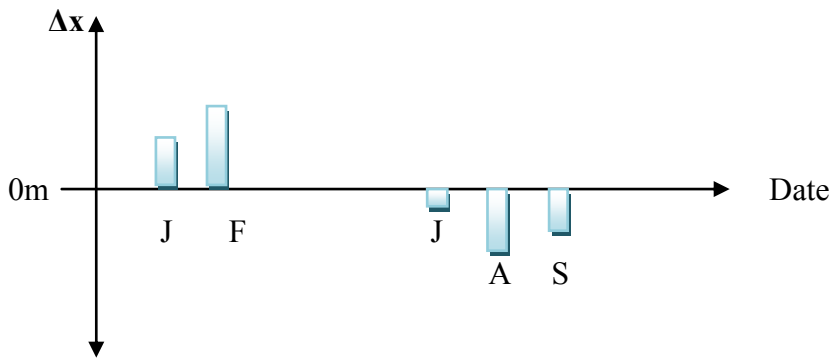


Fig 25 :Variation du niveau d'eau dans l'Oued

Si on prend la 1^{ère} valeur comme référence, on peut estimer la valeur de la variation mensuelle du niveau d'eau dans le lit de l'Oued. Ces valeurs pourraient être alors corrélées avec les autres paramètres physico-chimiques.

2.7. 2.Le débit

Puisque les écoulements varient en fonction du temps, il serait intéressant d'avoir des relevés instantanés de jaugeage en un point donné et en un temps déterminé pour pouvoir suivre l'évolution des débits durant toute une période bien déterminée.

En hydraulique, le débit (Q) est défini comme étant un volume (V) de liquide qui s'écoule à travers une section donnée d'un canal ou d'une conduite par une unité de temps (t).

$$Q = V/t$$

Le débit liquide Q d'un cours d'eau, volume d'eau qui s'écoule en une seconde dans une section transversale, est le produit:

- de la section mouillée S, produit de la profondeur moyenne (Hm) par la largeur superficielle (L); par la vitesse moyenne d'écoulement (V) de l'eau.

$$Q = L \times Hm \times V.$$

L'unité utilisée le plus couramment est le mètre cube par seconde (m³/s) pour le débit, que l'on exprime avec trois chiffres significatifs étant donné qu'il n'est jamais mesuré dans les lits naturels avec une précision supérieure à 5% (MDDEPQ, 2008).

2.8. Estimation des Flux des éléments nutritifs

Les quantités de matières charriées par l'Oued El kebir Est sont estimées par les flux annuels (Fa) qui sont exprimés en tonnes par an. Dans notre étude, ils concernent les différentes formes de l'azote minéral et des ions phosphates. Pour calculer ces flux nous avons utilisé la formule de Walling et Webb (1985).

$$Fa = k \times Qm (\Sigma (Qi \times Ci) / \Sigma Qi)$$

Avec :

- **Fa** est le flux annuel (tonnes par an),
- **Qm** : Débit moyen annuel (m³/s) ;
- **Qi** : Débit instantané (m³/s) convertis en (m³/jour);
- **Ci** : Concentration instantanée (mg/l) converti en (kg / m³);

- **K** : Est le facteur de conversion considérant la période (365 jours) et l'unité de l'estimation.

2.9. Analyse du sol

Des paramètres relatifs au sol à dessein interprétatif et complémentaire ont été mesurés et étudiés sur des échantillons de sol: la texture, le pH eau, pH kcl, matières organiques, conductivité électrique et le calcaire total.

2.9.1 La texture

La texture du sol a été déterminée par la méthode de Soltner (1981), qui consiste à mesurer le pourcentage de l'humidité du sol (H%), et de le comparer à une échelle qui détermine la texture qui lui correspond.

2.9.2. Le calcaire total

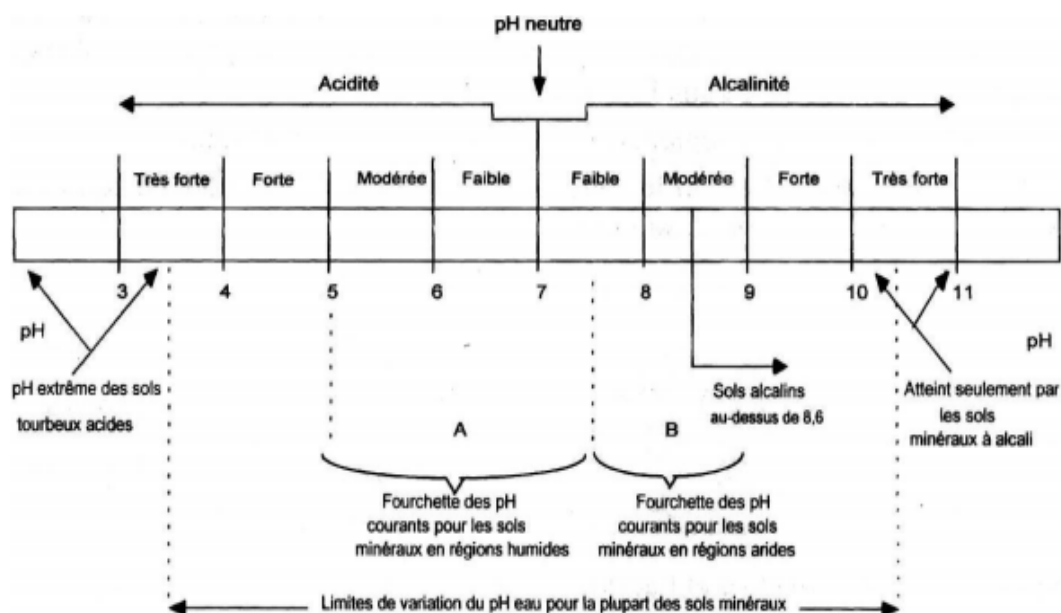
Nous avons pesé 5g de sol broyer et placer dans un Erlenmeyer, puis ajouter 50 ml d'HCl 0,5N. Recouvrir la solution et bouillir pendant 5min, après refroidissement la solution filtrer et laver le filtre. Ajouter 2 gouttes de phénophtaléine pour déterminer la quantité d'HCl qui n'a pas réagi avec le CaCO₃ et titrer avec le NaOH 0,25N. Le pourcentage de calcaire total calculé comme suit :

$$\text{CaCO}_3 = \frac{5[50\text{ml}(\text{HCl}) \times 0.5\text{N} - \text{Xml}(\text{NaOH}) \times 0.25\text{N}]}{100}$$

2.9.3. pH_{eau}

Après tamisage, 5g de sol sont dilués dans 20 ml puis agités pendant 2 h à la température de 20°C. Après 24 h de repos, le pH eau est évalué à l'aide d'un pH-mètre.

Tableau15 : Normes d'interprétation du pH-eau du sol (Mathieu *et al.*, 2003).



2.9.4. pH_{KCl}

Le pH KCl ou acidité d'échange donne une idée exacte de la quantité d'ions H⁺ fixes. La détermination du pH_{KCl} se fait de la même manière que celle du pH eau, mais en remplaçant l'eau par une solution KCl (1N).

2.9.5 La conductivité électrique

La conductivité électrique permet aussi de déterminer le degré de la salinité du sol. La détermination de la conductivité électrique se fait sur un extrait de sol (rapport sol/eau=1/5) à l'aide d'un conductimètre. Les valeurs sont comparées à une échelle de salinité.

Tableau 16 : Echelle de salinité du sol (USSL, 1954).

Conductivité électrique (ms/cm)	Salure
0 - 0.6	Non salé
0.6 - 1.4	Peu salé
1.4 - 2.4	Salé
2.4 - 6	Très salé

Tableau 17: Echelle de la texture d'après Soltner, (1981).

Pourcentage d'humidité	Texture
<12	Sableuse
12 - 24	Sablo-limoneuse
24 - 37.5	Limono-sableuse
37.5 - 45	Limono-argileuse
45 - 75	Argilo-limoneuse
>75	Argileuse

2.9.6. Matière organique

Les matières organiques ont été évaluées selon la méthode d'Anne qui utilise le sel de Mohr. La matière organique a été dosée par la méthode de Soltner, (1981), elle est basée sur l'oxydation du carbone par une solution de bichromate de potassium en milieu sulfurique. Le bichromate non réduit et dosé par une solution réductrice de sel de Mohr en présence de diphénylamine. La matière organique est déduite à partir de la formule suivante :

$$C\% = (Y-X) \times 0,615 \text{ mg} \times (100/20) \times (100/P) \times (1/1000)$$

- ✓ Y : la quantité de sel de Mohr utilisée pour titrer le témoin.
- ✓ X : la quantité de sel de Mohr utilisée pour l'échantillon à doser.
- ✓ 0,615 : facteur d'équivalence entre le sel de Mohr et le carbone (en mg).
- ✓ 100/20 : on utilise 20 ml à partir de 100 ml.
- ✓ P : poids du sol (1g).
- ✓ 1/1000 : facteur de la conversion.

$$\% \text{ MO} = \% \text{ C} \times 1.72$$

Les résultats sont comparés aux données du tableau

Tableau 18: Classification des sols d'après leur teneur en matière organique (Soltner, 1981).

% de la M O	Appréciation
< 1	Extrêmement faible
1 – 1.5	Très faible
1.5 – 2.5	Faible
2.5- 3.5	Moyen
3.5 – 4.5	Moyennement élevé
4.5 – 5	Élevé
> 5	Très élevée

2.10. Analyse statistique des résultats obtenues

Dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres étudiés et pour mieux évaluer la qualité des eaux de l'oued El- Kébir Est, nous avons cherché les corrélations entre les différents paramètres physico-chimiques évaluées dans l'Oued El- Kébir Est.

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel XLSTAT Pro 7.5.

Chapitre 3: Résultats et Discussion

Les résultats des mesures des différents paramètres sont configurés ci-dessous. La présentation graphique pour chacun des paramètres permet de mieux montrer les éventuelles variations et peuvent faciliter les interprétations.

3.1. Résultats des analyses physicochimiques

3.1.1. Température de l'eau

Dans la zone d'étude, les températures enregistrées (figure 1) oscillent entre 17.8°C (minimum) et de 23 °C en moyenne, 29.2°C (maximum). Ces variations de température suivent celles du climat de la région. Les températures mesurées dans les eaux de l'oued El-Kébir Est appartiennent donc à la classe moyenne à excellente

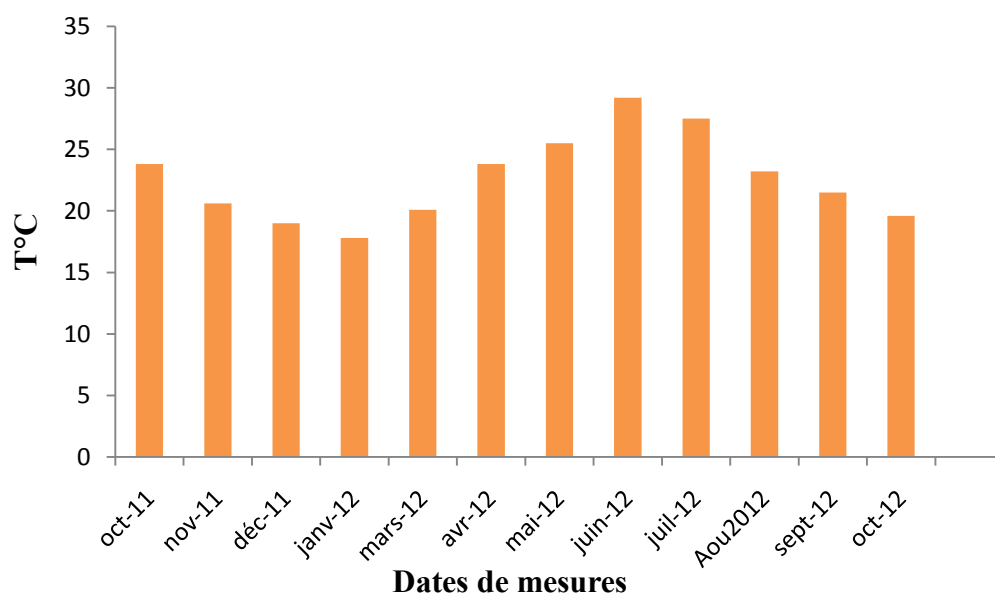


Figure 26 : Variation de la température des eaux de l'Oued El kebir Est

3.1.2. Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH de l'eau résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique. Il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques (Hutchinson, 1987).

Les valeurs observées dans l'oued El-Kébir Est révèlent que le pH est légèrement neutre dans toutes les saisons, a une valeur maximal de 7,65 en hiver et de moyenne de 7.11 et une valeur minimal de 6.65. Ces eaux ont un pH qui ne dépasse pas les normes de potabilité ($6.50 < \text{pH} < 8.50$). En plus, le pH des eaux demeure légèrement alcalin, Ces valeurs de pH favorisent une vie aquatique riche et diversifiée (Nisbet et Vernaux, 1970), cette faible variation est attribuable à l'effet tampon des ions bicarbonates, indiquant bien la potabilité de l'eau. Nos résultats de pH sont similaires à ceux trouvés à la station hydrométrique d'Ain El Assel (2010), et de Handouzi (2011).

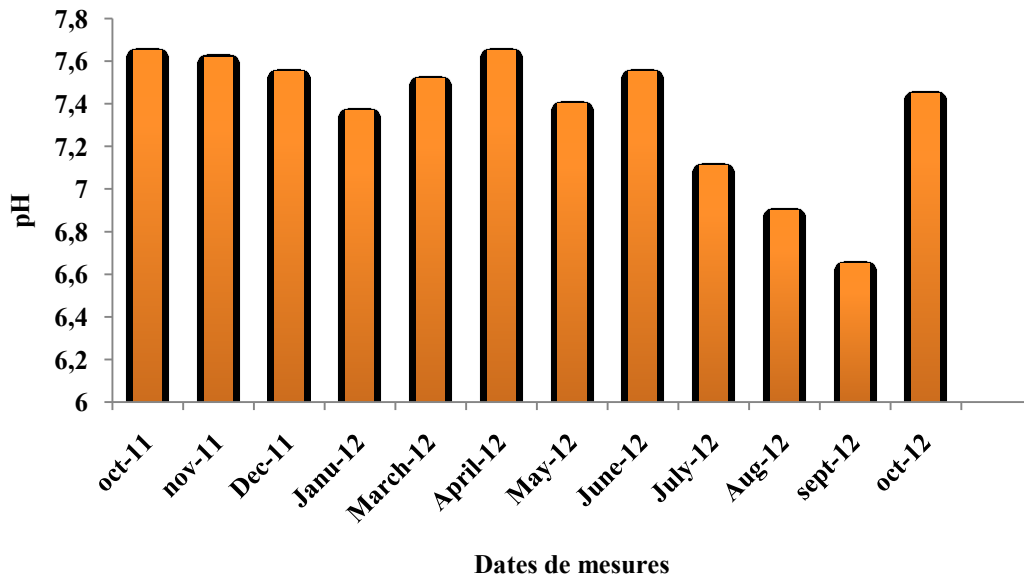


Fig 27 : Valeurs du pH

3.1.3. La conductivité électrique (C.E)

La mesure de la conductivité constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau où chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique. la figure n°28 montre des variations importantes. Elles fluctuent entre 440 μ s/cm en période humide et 2230 μ s/cm en période sèche dans les eaux de surface de l'oued EL-Kébir Est dépassant la norme internationale des eaux de surface (2000 μ s/cm) .

La répartition temporelle de la conductivité électrique des eaux étudiées montre une diminution pendant la période pluvieuse (figure 28). L'explication de cette diminution réside dans la dilution des eaux par l'apport des eaux pluviales .Les valeurs élevées de la conductivités électrique correspondent à une minéralisation importante des eaux de l'Oued El-Kébir Est qui sont des affluents des oueds Boulathane et Zitoun .Ces eaux en traversant les plaines d'El-Tarf et Boutheldja , se chargent naturellement des sels minéraux provenant de la drainance des nappes phréatiques fortement minéralisées (Derradji *et al.*, 2007 ,Vallés *et al.* ,1997).

Au niveau de l'embouchure de l'oued Mafragh, l'Oued El Kébir Est présente une conductivité électrique de l'ordre de 2140 μ s/cm et ses eaux sont considéré de bonne qualité absence de pollution chimique (Haied , 2008).

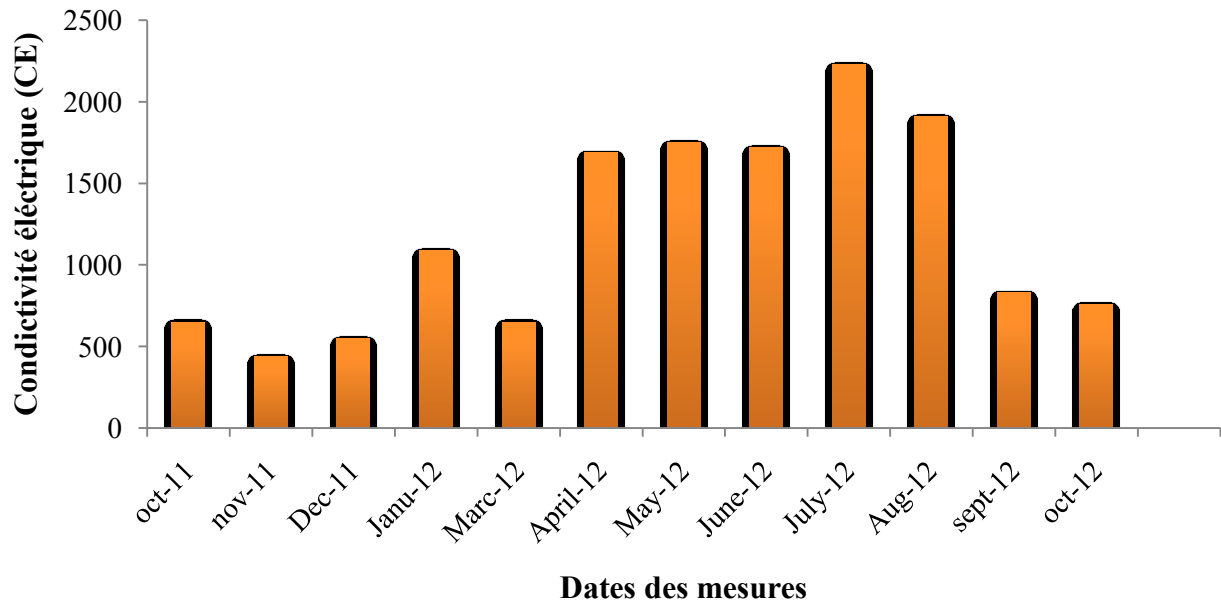


Fig 28 : Variation de la conductivité électrique(C.E) dans les eaux de l'Oued El kebir Est

3.1.4. Matières en suspension (M.E.S)

Les matières en suspension représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, du régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. (Rodier, 1984).

Pour les deux saisons humide et sèche, les valeurs des MES enregistrées oscillent entre 140 mg/l et 900 mg/l. L'évolution des teneurs en matières en suspension (MES) (figure 29) dans l'oued EL-Kébir Est montre deux périodes bien distinctes :

- Une période estivale, où les fortes charges en matière en suspension sont dues aux différents apports de l'oued ainsi que les travaux qui ont été faits au cours de la période d'étude ainsi qu'aux déchets solides déposés aléatoirement sur les rives de l'oued.
- Une période hivernale, où la variation des concentrations de la MES garde la même allure avec des valeurs moins élevées dans toutes les prélèvements.

En général, les valeurs obtenues en période de crue estivale sont supérieures à celles mesurées en période hivernale. Par ailleurs, la comparaison des teneurs en matières en suspension dans l'oued El Kébir Est avec la norme internationale fixée à 60 mg/l place ces eaux dans la grille moyenne à mauvaise.

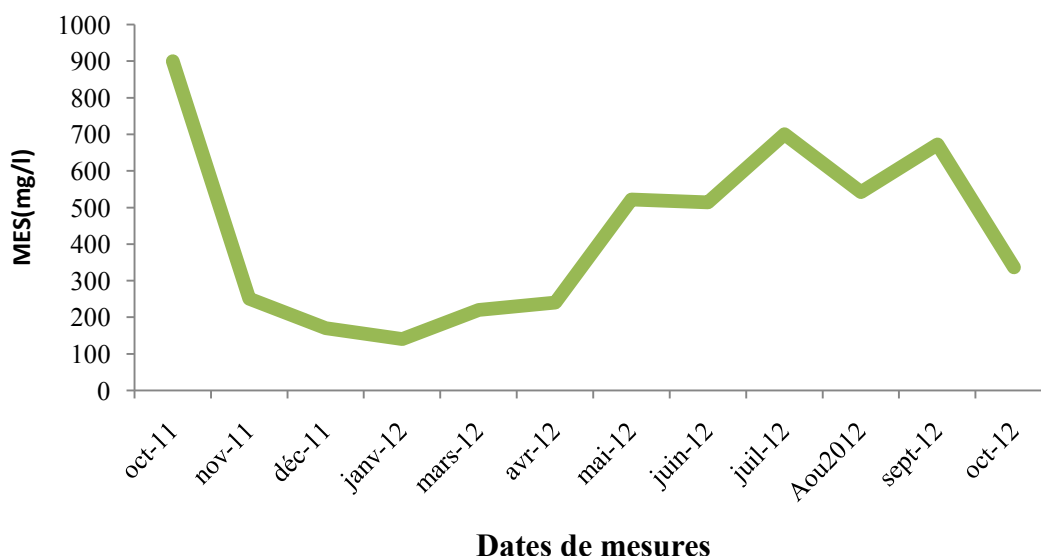


Fig 29 : Variation des concentrations de matières en suspension des eaux de l'Oued El Kebir Est

3.1.5. Le Potentiel d'oxydoréduction (Eh)

Ce paramètre nous permet de prévoir l'état des ions chimiques dans l'eau et le sens des réactions chimiques (oxydation ou réduction).

Nous constatons une diminution de la valeur de l'abaissement du potentiel redox de l'Oued El Kebir-Est pendant l'été. Cependant ce milieu reste bien oxygéné pour la tranche d'eau échantillonnée, ses valeurs caractéristiques étant: max : 62 mV, min : 12.5 mV et moy : 22.44 mV.

- ✓ Les valeurs sont élevées pendant la période des hautes eaux et basses pendant la période des basses eaux L'augmentation observée à la période hivernale et serait probablement liée à la diffusion de l'O₂ de l'air dans l'eau de l'oued sous l'effet de l'écoulement turbulent de ce dernier et aussi déterminé par les fortes pluies et à la végétation aquatique (macrophytes et microalgues)
- ✓ Les valeurs faibles du potentiel redox sont observées pendant la période des eaux basse, notamment en été où la vitesse d'écoulement des eaux est faible

La variation du potentiel d'oxydoréduction au niveau de l'Oued El Kebir Est est très liée à l'effet des pluies, la comparaison entre les données montre qu'au niveau de l'oued, la valeur mesurée est inférieure à la valeur naturelle indiquant un milieu réduit.

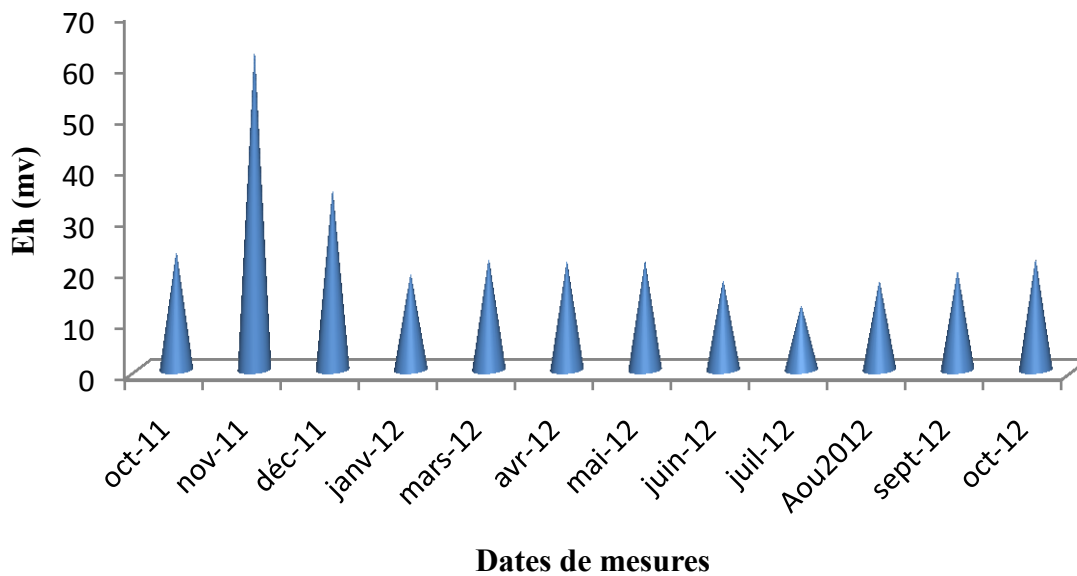


Fig 30 : Variation temporelle du potentiel d'oxydoréduction des eaux de l'Oued El kebir Est

3.1.6. Oxydabilité (O₂)

L'oxydabilité au permanganate de potassium à chaud en milieu acide est une méthode ayant pour inconvénient majeur de ne pas oxyder ou de n'oxyder que partiellement de très nombreux composés organiques. Elle est généralement réservée à des eaux susceptibles d'être peu polluées (eaux de surface, eaux potables) comparativement aux charges véhiculées par les eaux résiduaire industrielles. Une eau de rivière présente des traces de pollution qui peuvent se traduire par une oxydabilité dépassant parfois 10 mg/l. La réglementation actuelle (européenne et française) fixe une référence de qualité de 5 mg/l pour l'oxydabilité au permanganate (Rodier, 2005).

La figure (31) montre que l'oxydabilité varie durant la période de l'étude .une valeur maximum de 2.6 mg/l enregistrée au mois d'avril, où les eaux sont relativement chargées en matières oxydables et une valeur minimum de 0.3 mg/l au mois de novembre.

Comparées aux normes internationales, les valeurs sont inférieures à celles proposées pour la qualité des eaux de cours d'eau (Rodier, 2005).par conséquent par rapport à ce critère, les eaux de l'Oued El kebir Est sont de bonne qualité.

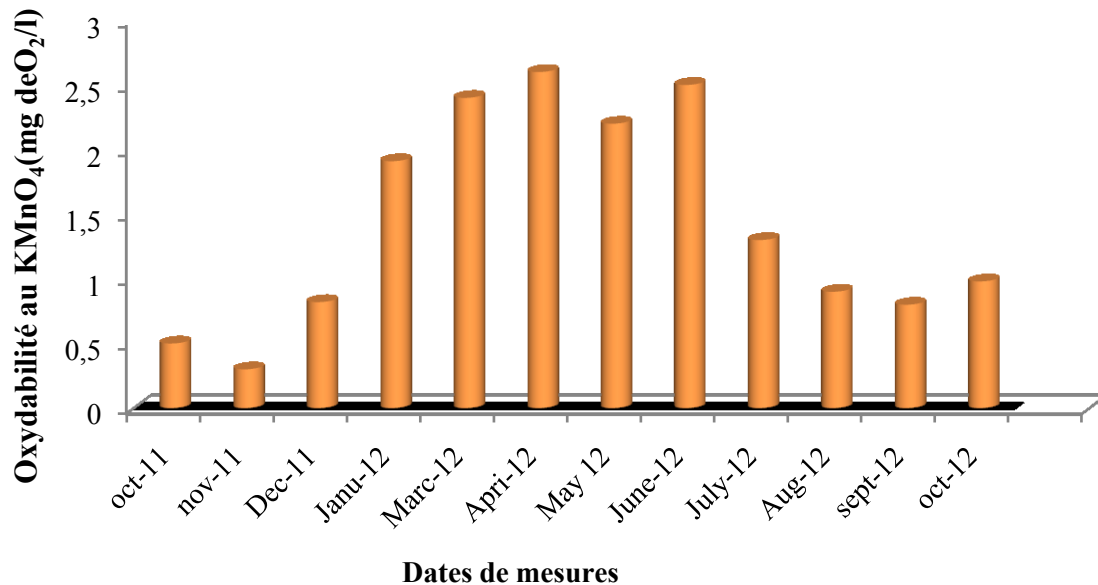


Fig 31 : Variation mensuelle de l'oxydabilité dans l'Oued El-Kebir Est

3.1.7. Les ions chlorure Cl⁻

Les ions chlorures sont des anions inorganiques importants. Ils sont contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution.

Les variations des teneurs en ions chlorure sont liées principalement à la nature des terrains traversés. Ainsi, les eaux courantes ont une teneur généralement inférieure à 25 mg/L, mais dans certaines régions, la traversée de marnes salifères peut conduire à des teneurs exceptionnelles de 1 000 mg/L. L'OMS recommande pour la teneur en ions chlorures dans l'eau destinée à la consommation humaine, une valeur guide de 250 mg/L pour des considérations gustatives et des risques de corrosion (Rodier, 2005).

Les concentrations en ions chlorures relevées dans les eaux de l'oued El kebir Est (figure 32) s'échelonnent d'un minimum de 390.5 mg/L en période humide et d'un maximum de 2198 mg/L en période sèche. Ces teneurs en ions chlorures pourraient s'expliquer par une contamination directe de l'eau par des rejets d'eaux usées urbaines des villes de Guergour et Bouteldja, surtout riches en détergents ou par l'utilisation excessive des engrais et pesticides dans les sols avoisinants (Sigg *et al.* 2000)

Le faciès chimique des eaux de l'Oued El Kébir Est est chloruré sodique. Il est dû à la communication de ces oued avec la mer : lors de l'alimentation de l'oued par les fortes pluies (dilution), ou lors du phénomène de l'évaporation (concentration), l'Oued El Kébir Est peut changer de faciès en sulfaté calcique (Bousnoubra, 2002 ; Djidel, 2004). Nos résultats sont en accord avec ceux rapportés par Alayat et Lamouroux (2007), et Al Droubi *et al* (1980).

L'évolution temporelle est marquée par un léger abaissement des teneurs en ions chlorure pendant la saison humide par rapport à la saison sèche, ceci résultant de la dilution par les précipitations. Les ions chlorure enregistrent des teneurs qui dépassent les normes (Rodier, 2005). Ces teneurs en ions permettent de classer ces eaux de l'Oued El kebir Est dans la grille très mauvaises des eaux de surface.

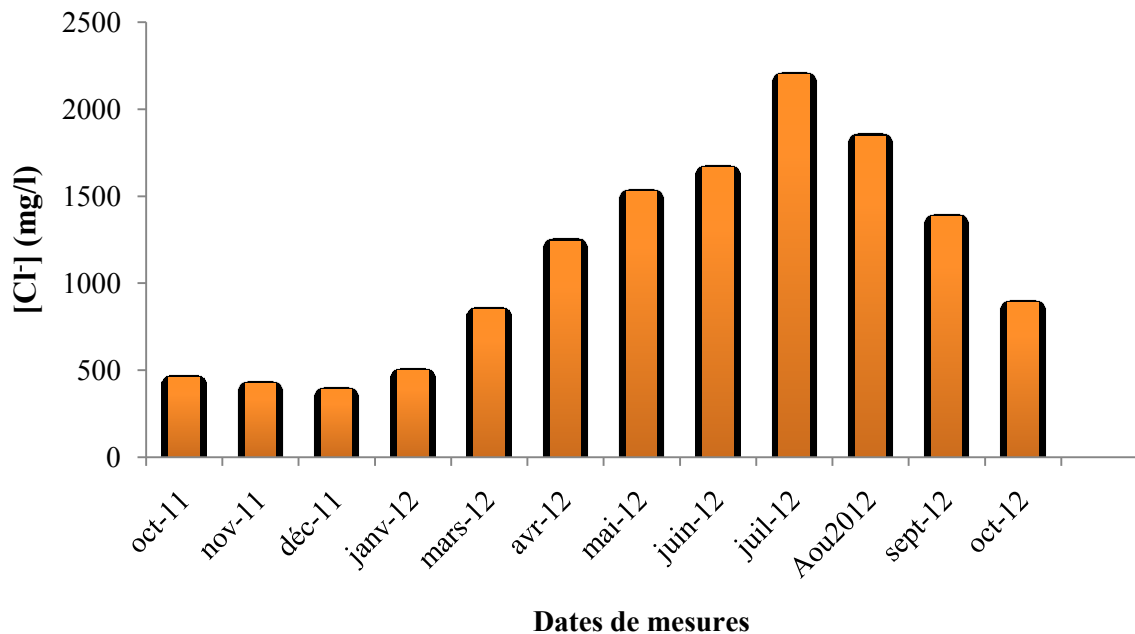


Fig 32 : Variation temporelle de la concentration des ions chlorure des eaux de l’Oued El kebir Est

3.1.8. Calcium (Ca^{2+})

Les concentrations en ions calcium (Ca^{2+}) dans les échantillons variaient entre les saisons on estime une valeur maximale durant la période sèche 250 mg/l et une valeur minimale durant la période humide 18.2 mg/l et une moyenne de 80.90 mg/l.

Le calcium varie comme le magnésium et leur concentration dans l’eau dépend aussi du substrat géologique traversé et la pollution d’origine industrielle et urbaine. Sur la base des résultats des analyses effectuées, L’évolution temporelle ne montre pas de différence des teneurs de la saison humide par rapport à la saison sèche. Il y’a des valeurs enregistrées qui sont supérieures aux normes OMS relatives à la potabilité des eaux qui est fixé à 100 mg /L. et d’autre part les faibles concentrations sont la cause de la forte dilution des ions par les apports des pluies, ce qui présente une faible variation des teneurs en Ca^{2+} . (Labar , 2003 ; Chaib , 2011 ; Bouchelaghem *et al*,2014)

3.1.9. Magnésium (Mg^{2+})

Ce paramètre se trouve dans les formations calcaires, marno-calcaire et dans les formations triasiques (gypse). Ses origines sont comparables à celle du calcium car il provient de la dissolution des formations carbonatées à fortes teneurs en magnésium, Les valeurs des ions magnésium (Mg^{2+}) varient entre 18.41 mg/L, et 97.2 mg/L et une moyenne de 38.99 mg/l. les teneurs les plus élevées sont en raison de la présence des évaporites (Labar, 2003 ; Chaib, 2011 ; Bouchelaghem , *et al*,2014).

Selon les résultats des analyses effectuées durant la période d’étude, Les teneurs en magnésium sont globalement inférieures à la norme. Toutes les valeurs sont inférieures à 150 mg/l

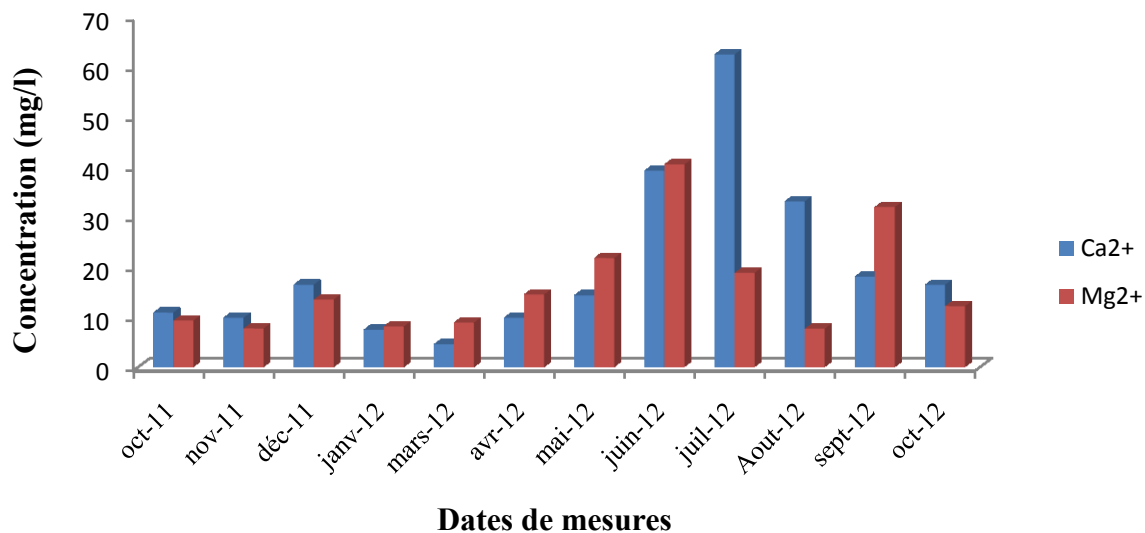


Fig33: Variation mensuelle des teneurs en ions Calcium (Ca²⁺), et Magnésium (Mg²⁺) des eaux de l'Oued El-kebir Est

3.1.10. La dureté totale TH

La dureté d'une eau, ou titre hydrotimétrique, dépend de la quantité de sels de calcium et de magnésium qu'elle contient. Elle se calcule en degrés français, symbolisés par un « °f » ou « °TH ». Plus l'eau contiendra de calcium et de magnésium, plus la dureté sera élevée. 1 °f correspond à 4 mg de calcium ou 2,4 mg de magnésium par litre d'eau.

Une eau moyennement dure est une eau dont le titre hydrotimétrique est compris entre 15 et 30°f et très dure au-delà. A l'inverse une eau très douce a un taux inférieur à 8 °f

La dureté d'une eau ou TH désigne la totalité des cations alcalino-terreux présents dans une eau (Boeglin,1997). 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 (Derwich *et al.*, 2010).

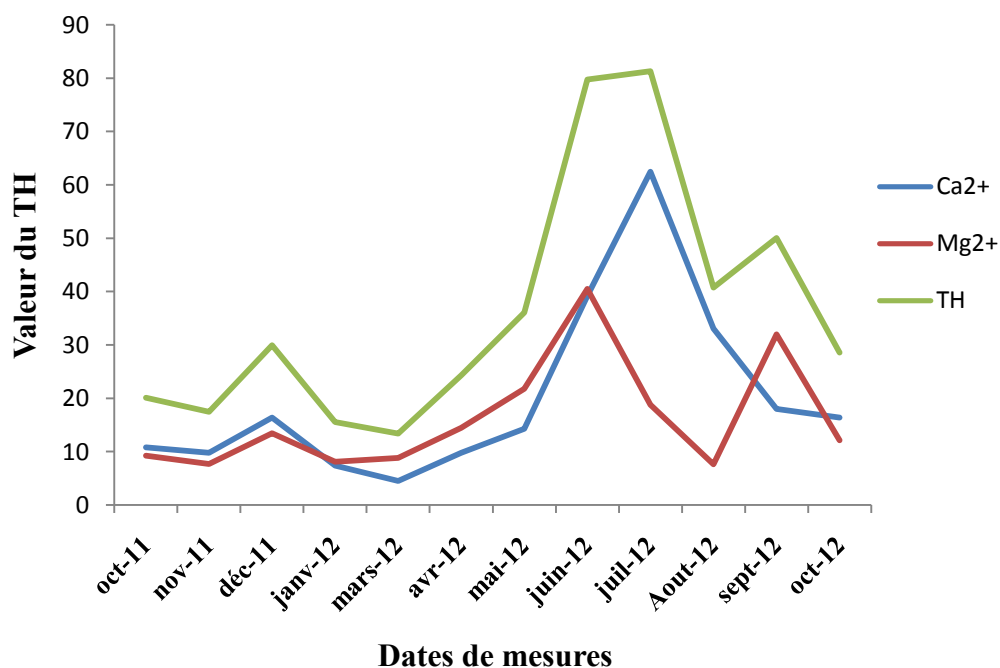


Fig 34 : Variation de la dureté des eaux de l'Oued El-kebir Est

De ces teneurs en calcium et magnésium élevées résulte une dureté totale de l'ordre de 36.46 °f en moyen avec un minimum de 13.42 °f et un maximum de 81.33 °f. Selon les normes de la qualité des eaux, on distingue les eaux « douce » qui ont une dureté moins de 15 °f (degré français), les eaux dures sont d'une dureté 15 °f à 35 °f et les eaux très dures ayant une dureté supérieure à 35 °f. Nos mesures indiquent que les eaux de l'Oued El kébir Est sont dures à très dures (tableau n°19).

Tableau 19: Classes de la dureté des eaux en fonction du titre hydrotimétrique (Jestin, 2010).

<i>Titre hydrotimétrique</i>	<i>Dureté</i>
Entre 0 et 10°F	eau très douce
Entre 10 et 20°F	eau douce
Entre 20 et 30°F	eau moyennement dure
Entre 30 et 40°F	eau dure.
Supérieure à 40°F	très dure.

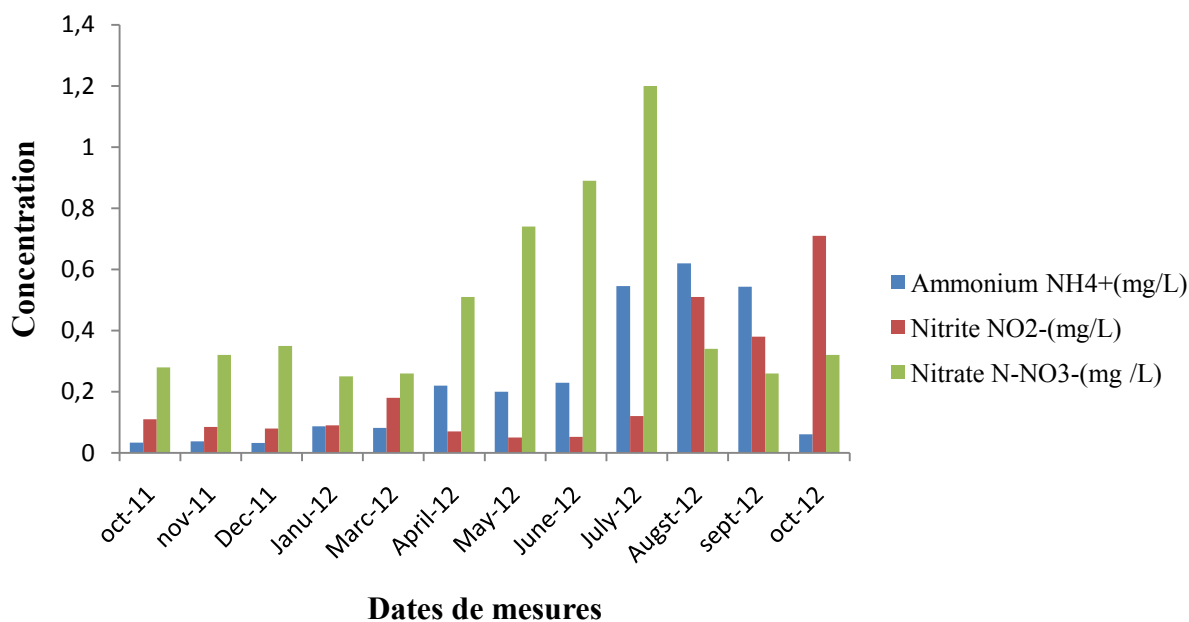


Fig 35 : Variation temporelle des ions nitrate, des ions nitrite et des ions d'ammonium des eaux de l'Oued El kebir Est

3.1.11. L'ion Nitrate

L'ion nitrate constitue le stade final de l'oxydation de l'azote, et représente la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. Sa concentration dans les eaux naturelles est comprise entre 1 et 10 mg/l. Cependant leurs teneurs dans les eaux usées non traitées sont faibles (UNEP/MAP/MEDPOL, 2004). L'ion nitrate a des origines agricoles (épandage d'engrais ou élevage du bétail) après lessivage des terres agricoles. Il provient aussi de la minéralisation de l'azote organique et l'oxydation de l'ion ammonium (El Ouali et al., 2011). En milieu naturel, sa concentration dépasse rarement 0,45 mg/l. Des valeurs supérieures indiquent des rejets d'eaux usées dans les milieux aquatiques superficielles et souterraines, et surtout une utilisation excessive de fertilisants azotés utilisés en agriculture (Chapman & Kimstach, 1996).

Les apports de NO₃⁻ proviennent principalement de l'écoulement des eaux sur le bassin versant, notamment les apports latéraux, des cultures (engrais azotés). Les NO₃⁻ peuvent aussi provenir des eaux usées domestiques et parfois même des eaux industrielles.

L'histogramme des teneurs en ions nitrate dans les eaux d'Oued El-Kebir Est (figure 33), montre une légère variation de ces teneurs qui oscillent entre 0,25 mg/L d'azote nitrique et 1,2 mg/l respectivement en période humide et en période sèche. Puisque l'ion nitrate représente la forme la plus oxygénée de l'azote, il peut jouer en période de faible oxygénation le rôle de donneur d'oxygène, évitant ainsi l'anaérobiose. Ces valeurs en ion nitrate tendent à diminuer le long du cours principal de l'Oued Kebir-Est.

Nos résultats sont en accord avec ceux trouvés par Haied (2008) et Chaïb, Samraoui en (2011).

On peut conclure que les teneurs en ion nitrate enregistrées dans les eaux de surface d'Oued El-Kebir Est sont inférieures à la teneur suggérée par les normes européenne (50 mg/l) pour les eaux destinées à la consommation humaine (DCCE, 1998). Ce qui indique que les eaux étudiées ne sont pas assujetties à un risque de pollution par les nitrates.

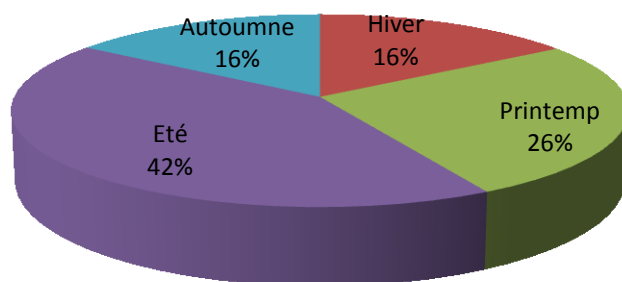


Fig 36 : Teneurs saisonnière en ion nitrate dans l'eau de l'Oued El Kebir Est

Ainsi, nous avons calculée les pourcentages des teneurs saisonnières en ion nitrate et nous constatons que les teneurs élevées en ion nitrate sont observées en été. Elles représentent par rapport à la période globale de l'étude un pourcentage de 42% (Fig 36).

3.1.12. L'ion nitrite

L'ion nitrite constitue un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. Sa toxicité augmente avec la température. Il provoque une dégradation de l'hémoglobine du sang des poissons qui ne peut plus véhiculer l'oxygène. Il en résulte la mort par asphyxie (Sevrin *et al.*, 1995). L'ion nitrite provient soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction d'ion nitrate sous l'influence d'une action dénitrifiante. Une eau qui renferme l'ion nitrite est à considérer comme suspecte car il lui est souvent associée une détérioration de la qualité microbiologique (Rodier *et al.*, 2009). Les directives du Conseil des communautés européennes et la réglementation française indiquent une valeur limite de 0,1 mg / L (Rodier, 2005).

Les résultats de dosage de l'ion nitrite obtenus dans les eaux de l'oued El-Kebir Est sont de 0,05 mg/l à 0,71 mg/l. L'ion nitrite est présent donc à des teneurs assez importantes et présage une perturbation d'origine anthropique (Chenerry, 1998 ; Sigg *et al.*, 2000 ; Tazi *et al.*, 2001). Cependant ces teneurs demeurent conformes à la norme européenne 0,1 à 1 mg/l (DCCE, 1998).

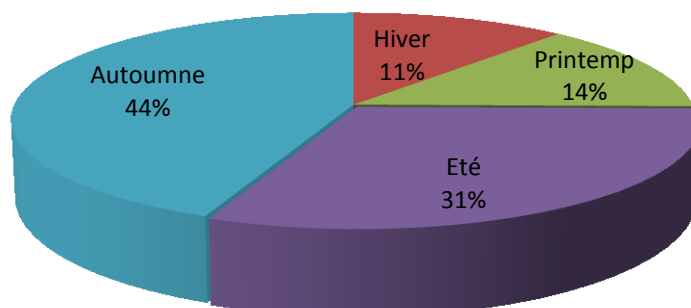


Fig 37 : Teneurs saisonnières en ions nitrite dans l'eau de l'Oued El Kebir Est

Nous avons calculée les pourcentages des teneurs saisonnières en ion nitrite et nous constatons que les teneurs élevées en ion nitrate sont observées en automne. Elles représentent par rapport à la période globale de l'étude un pourcentage de 44% et des pourcentages proches pour les autres saisons (Fig 37).

3.1.13. L'ion ammonium

L'azote ammoniacal constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est un gaz soluble dans l'eau. Il existe en faible proportion, inférieure à 0,1 mg/l d'azote ammoniacal dans les eaux naturelles. Il constitue un bon indicateur de la pollution des cours d'eau par les effluents urbains. Dans les eaux superficielles, il provient de la matière organique azotée et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère (Chapman *et al.*, 1996).

Ces teneurs varient d'une valeur minimale de 0,034 mg /L en période de pluie à une valeur maximale très élevée de 1.209 mg/L en période sèche. Les valeurs de la concentration en ion ammonium trouvées en période humide sont nettement très inférieures à celles de la période sèche

Les teneurs relativement élevées enregistrées en période sèche représentent 55% en été par rapport à la période globale de l'étude ,ces teneurs traduisent par conséquent le processus de dégradation incomplète de la matière organique. Les valeurs relevées en ions ammonium dans les eaux de l'oued El-Kebir Est permettent de situer ces eaux dans la classe à moyenne qualité selon la grille de qualité des eaux de surface européenne (DCCE, 1998).

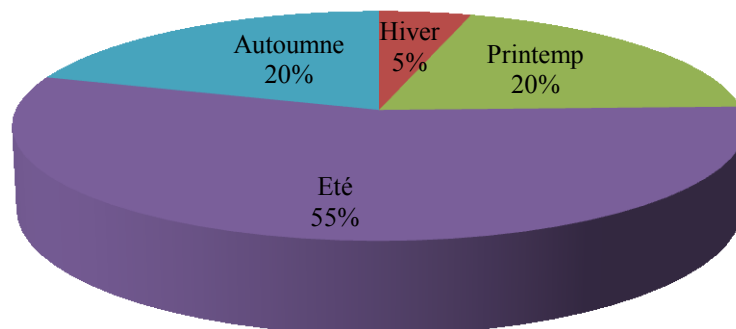


Fig 38 : Teneurs saisonnières en ion ammonium dans l'eau de l'Oued El Kebir Est

3.1.14. Les ions phosphates

Le phosphore, l'un des nutriments importants, peut se trouver sous différentes formes oxydées .Les teneurs élevées de cet élément dans les eaux de surface peuvent entraîner leur eutrophisation (Claude *et al.*,1998).Les résultats d'analyse des (figure39) montrent que la concentration en phosphate dans les eaux de surface d'oued El-Kebir Est varie entre 0,04 mg/l en saison humide et 0.92 mg/l en saison

sèche. Ces concentrations restent toutefois inférieures à la norme européenne et permettent alors de classer ces eaux dans la classe moyenne.

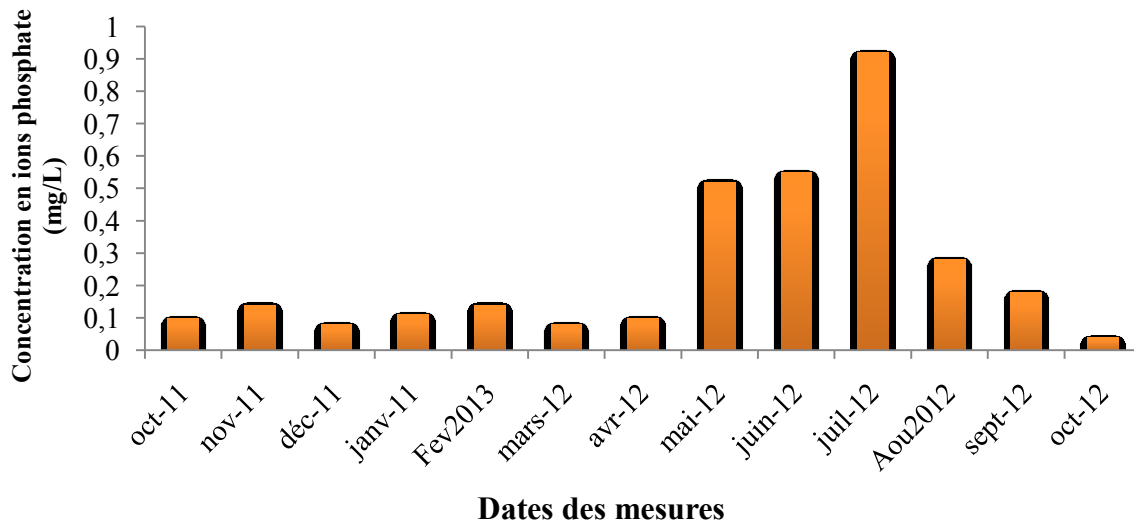


Fig 39 : Variation temporelle des ions phosphates des eaux de l’Oued El-kebir Est

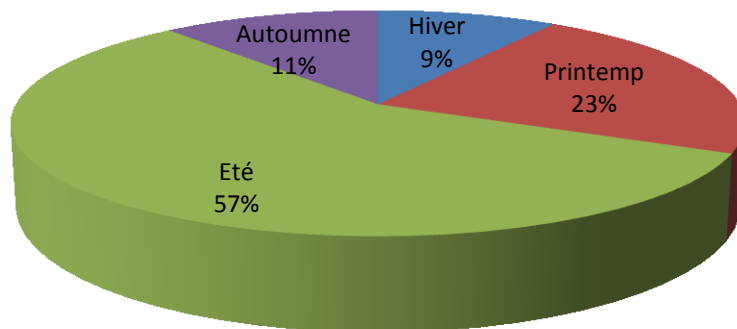


Fig 40: Teneurs saisonnières en ions phosphates des eaux de l’Oued El-Kebir Est.

Les ions phosphates très abondants en été avec un pourcentage de 57%, et au printemps de 23% traduisent une qualité médiocre et une très faible quantité en hiver avec un pourcentage de 9 % due au phénomène de dilution par les précipitations de la période hivernale (Fig.40). Les ions phosphates sont présents à des teneurs assez importantes et suggèrent une perturbation d’origine anthropique (Cherry, 1998 ; Sigg *et al.*, 2000 ; Tazi *et al.*, 2001).

Le fonctionnement d’un écosystème aquatique, c’est-à-dire la manière dont s’équilibrent les activités autotrophes et hétérotrophes, est ainsi directement liée aux cycles biogéochimiques des nutriments. Parmi les interactions complexes -biotiques et abiotiques- contrôlant l’intensité de la production

primaire, la disponibilité des nutriments (azote et phosphore) apparaît essentielle, en association avec les conditions d'éclairement, la stratification de la colonne d'eau et le temps de résidence (NRC, 2000).

L'azote est assimilable sous ses formes inorganiques, préférentiellement ions ammonium NH_4^+ et ions nitrate NO_3^- et le phosphore est majoritairement disponible sous la forme d'ion phosphate (PO_4^{3-}). Le taux de consommation par le phytoplancton augmente linéairement avec la concentration des nutriments dans le milieu jusqu'à atteindre un plateau correspondant au taux maximum de croissance. Ainsi, des concentrations insuffisantes de nutriments peuvent contribuer à limiter la production primaire. Dans les cours d'eau, le phosphore est susceptible d'être limitant dans les secteurs amonts (Vollenweider, 1968). L'azote, très abondant n'apparaît limitant que pour les hydrosystèmes marins (Menesguen, 1992 ; Garnier *et al.*, 1995).

Globalement durant la période d'étude, on considère que les teneurs des paramètres étudiés sont des concentrations remarquables qui dépassent les normes en phosphates et en ammonium, mais ils sont en dessous des valeurs susceptibles de provoquer le phénomène d'eutrophisation permettant de situer ces eaux dans la classe de moyenne à bon qualité.

Tableau 20 : Qualité des eaux de l'oued El kebir Est en (mg/L) durant la période d'étude selon (S.E.E.E., 2007).

Paramètres	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise
Ion nitrite	<0.3	0.71 <1	>1	-
Ion nitrate	1.2 < 5	5 à 25	25 à 50	50 à >80
Ion ammonium	0,1	0,1 à 0,5	0.61 0,5 à 2	2à >8
Ion phosphate	0,2	0,2 à 0,5	0.92 0,5 à 1	1 à >2

3.1.15 Les valeurs du rapport N/P

Les travaux de Redfield *et al.*, (1963), sur la base du rapport molaire des quantités des nutriments tels que l'azote et le phosphore prélevés dans le milieu par le phytoplancton d'eau douce, ce rapport N/P est de 16 /1 (Conley et Kilham, 1989).

En général, le rapport N/P des concentrations ambiantes peut indiquer le nutriment limitant. Un rapport N/P < 16/1 (rapport de Redfield) indique une limitation par l'azote, alors qu'une limitation par le phosphore survient lorsque le rapport N/P > 16/1 (Hecky *et al.*, 1988, Redfield *et al.*, 1963).

Dans les eaux côtières, où l'apport anthropique d'azote et de phosphore est élevé, bien que la mer Méditerranée soit généralement une région oligotrophe (Gotsis Skretas *et al.*, 1999), des cas d'eutrophisation ont été identifiés dans un certain nombre de secteurs côtiers, à cause des rejets des eaux usées urbaines et industrielles, des effluents des oueds et du lessivage des terres agricoles (Pagou *et al.*, 1996). Des études expérimentales menées dans ces eaux côtières de la Méditerranée ont montré que c'est l'azote qui limite la production phytoplanctonique (Kress *et al.*, 2005).

Dans le tableau (21), sont regroupées les valeurs du rapport N/P calculés pour les eaux de l'Oued El-Kebir Est

Tableau 21: Les valeurs mensuelles du rapport N/P durant la période d'étude.

Mois	oct-11	nov-11	Dec-11	Janv-12	Marc-12	Avril-12	Mai-12	Juin-12	Juil-12	Aout-12	sept-12	oct-12
N/P	4,24	3,15	5,77	3,88	6,52	8	1,9	2,12	2,02	5,25	6,57	27,275

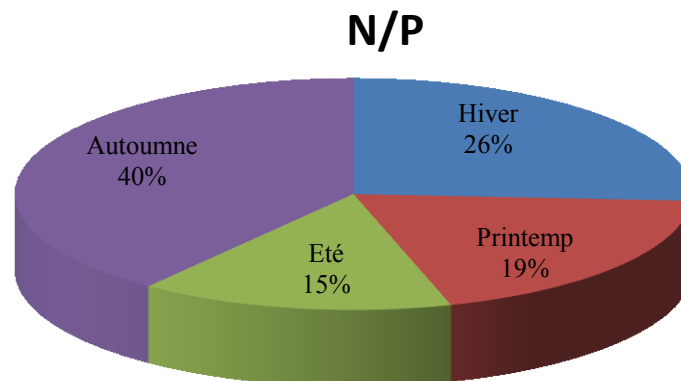


Fig 41: Les valeurs saisonnières du rapport N/P des eaux de l'Oued El-Kebir Est

Les besoins des algues en azote N et en phosphore P sont satisfaits avec un rapport molaire $N/P = [(NH_4^+ + NO_3^- + NO_2^-)/PO_4^{3-}]$ de l'ordre de 16/1. Dans notre cas les valeurs du rapport N/P sont supérieures à 16/1 durant toute la période d'étude. Ce rapport N/P traduit une dominance du phosphore par rapport à l'azote dans les eaux de l'Oued El Kebir Est.

3.2. Mesure des paramètres hydrologiques

3.2.1. La hauteur d'eau

Les valeurs enregistrées du niveau de l'eau de l'Oued El-Kebir Est, montrent que le niveau d'eau dans ce cours d'eau est très variant où il augmente beaucoup pendant la saison d'hiver avec de plus de 2 m, et diminue de plus de 0,6 m pendant la saison estivale. Cette variation est due aux conditions climatiques (Fig 42).

Les résultats de mesures de niveau d'eau au point d'échantillonnage dans l'Oued El-Kebir Est montrent clairement deux situations:

- ✓ Une situation de grande augmentation du niveau d'eau pendant la saison hivernale jusqu'au mois de mars due à la grande précipitation enregistrés où les pluies sont fréquentes et abondantes et par conséquent gonflant le volume d'eau dans l'oued.
- ✓ Une situation de faible abaissement du niveau d'eau pendant la saison estivale.

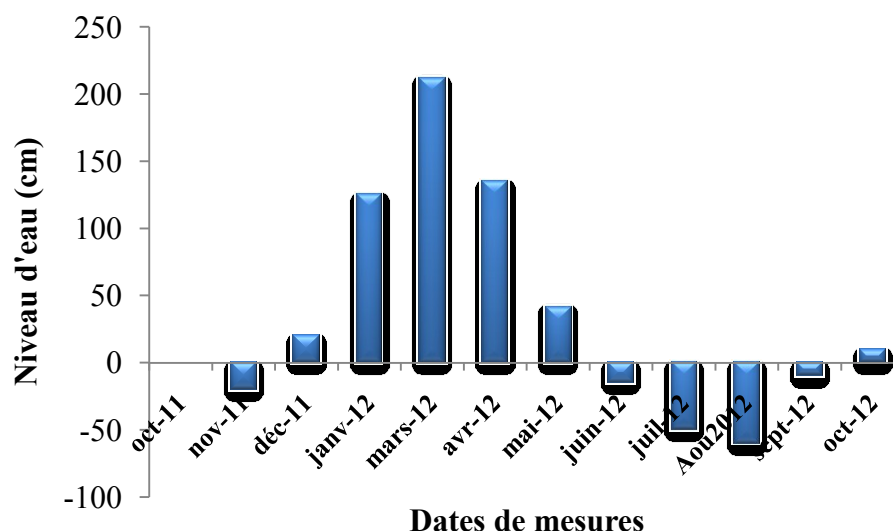


Fig 42 : Variation temporelle du niveau d'eau de l'Oued El Kébir Est

3.2.2. Le débit

Les débits qui entrent dans notre cadre d'étude sont mesurés au niveau de la station hydrométrique de Ain Assel, située à l'exutoire du bassin de l'Oued Kébir Est. Les observations hydrométriques dont nous disposons sont celles des débits journaliers d'une série de 24 années (19975/1976 à 1998/1999) (Tourki, 2010).

L'équipement au niveau de la station hydrométrique permet un enregistrement continu de la hauteur du plan d'eau en fonction du temps. La transformation de la hauteur du plan d'eau en débit passe par la courbe de tarage qui traduit la relation entre la hauteur du plan d'eau (cm) et le débit liquide (m^3/s). Les données de jaugeage ont été subdivisées en périodes déterminées à partir des changements dans les données de H (hauteur) et Q (débits).

Comparativement à l'analyse annuelle qui étudie la variation sur une longue durée, l'étude de l'écoulement à l'échelle mensuelle peut donner une meilleure explication, notamment sur le régime fluvial et ses fluctuations. D'après les calculs des débits moyennes des eaux de l'Oued El Kébir Est, nous observons que ces valeurs dans ce cours d'eau très variant où il augmente beaucoup pendant la saison d'hivers, et diminue pendant la saison estivale.

La valeur du débit la plus élevée correspond au mois de Février avec une valeur de $16,27 m^3/s$ (Fig. 43). Les mois de Décembre et Janvier présentent aussi des valeurs élevées des débits, avec respectivement $12,54 m^3/s$ et $15,17 m^3/s$. Les valeurs les plus faibles sont observées à partir de Juin jusqu'à Septembre où elles varient entre $0,01$ et $0,27 m^3/s$.

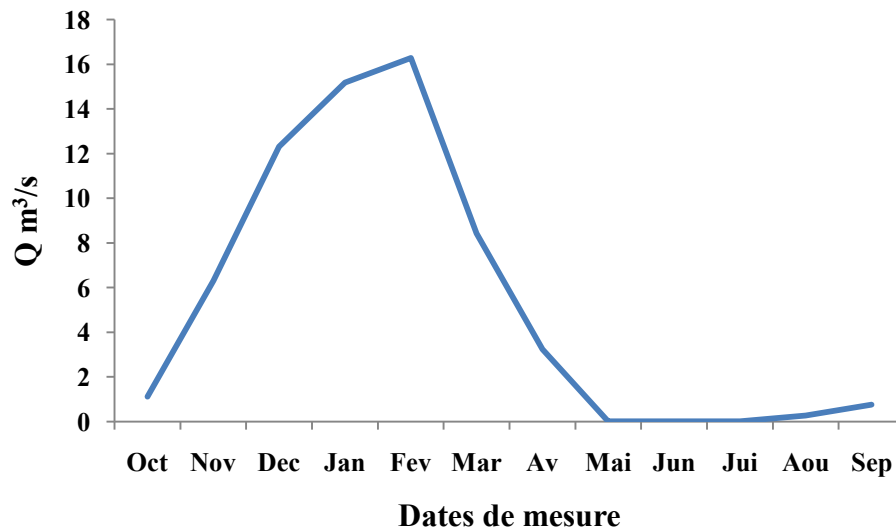


Fig 43 : Variation mensuelles moyennes du débit des eaux de l’Oued El kebir Est

Le débit moyen annuel de chaque année de la série est calculé en divisant la somme du débit annuel par les douze (12) mois de l’année. La somme des débits interannuels et leur division par la période d’observation, soit 24 années, donne le débit moyen annuel. Notre bassin versant a débité une moyenne de 6,15 m³/s (Tourki , 2010).

3.3. Analyse du sol

3.3.1. La texture

La texture du sol a été déterminée selon la méthode de Soltner (1981) qui consiste à mesurer le pourcentage de l’humidité du sol (H%), et elle est comparé à une échelle qui indique la texture qui lui correspondant. Nous constatons que les échantillons de sol analyses représentent un sol sableux

Dans ces travaux, Labar. en (2003), rapporte que ces sols perméables sont observés au Nord et au Sud Est du lac Oubeira en envisageant leur extension maximale dans le massif dunaire de Bouteldja notamment à Berrihane et ses environs, site de localisation de notre station d’étude et où la remontée du niveau piézométrique qui est à l’origine de ces eaux stagnantes temporaires

Tableau 22 : Echelle de la texture d’après (Soltner, 1981).

Pourcentage d’humidité	Texture
<12	Sableuse
12 - 24	Sablo-limoneuse
24 – 37.5	Limono-sableuse
37.5 - 45	Limono-argileuse
45 - 75	Argilo-limoneuse
>75	Argileuse

3.3.2. Le calcaire totale

Le calcaire est une roche sédimentaire principalement organogène qui peut être détritique contenant au moins 50% de CaCO₃ (exemple : un calcaire marnaux), (Baize et Girard,1995), ou chimique (Vatan, 1967 ; Loz & Mathieu, 1990).

Le taux de calcaire total montre une légère variabilité entre les différents points de prélèvement (Figure 45). Les teneurs varient entre 8% [échantillons 1] et 8.8% [échantillons 2] durant la période sèche et entre 8.1 % [échantillons 3] et 9.2 % [échantillons 2] lors de la période humide. Ainsi , c'est l'échantillons 2 qu' on dosue des teneurs maximales dans les deux périodes d'échantillonnage de sol.

Les teneurs saisonnières du calcaire se révèlent plus fortes en été qu'en hiver. Cette différence serait due au phénomène de dilution par les eaux pluviales. En comparant les valeurs obtenues aux normes signalées par Baize, (1988) (Tableau 23), nous constatons que les sols analysés sont modérément calcaires.

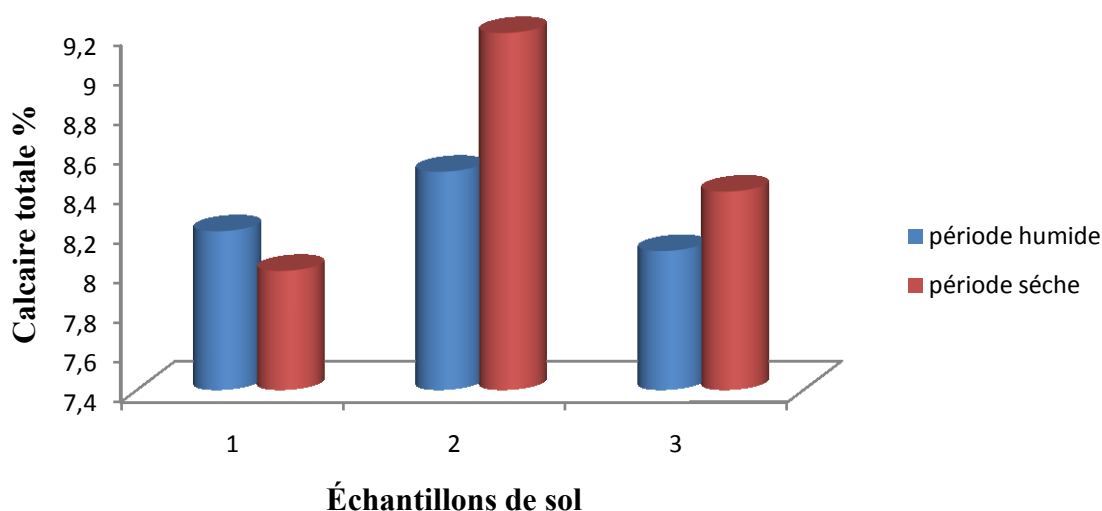


Fig 44 : Taux de calcaire total dans les échantillons de sol

Tableau 25 : Normes d'interprétation du taux de calcaire du sol d'après Baize, (1988).

Taux de calcaire	< 1 %	1 à 5 %	5 à 25 %	25 à 50 %	50 à 80 %	> 80 %
Appréciation	Non calcaire	Peu calcaire	Modérément calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire	Excessivement calcaire

3.3.3. L'acidité effective (pH-eau)

L'activité du sol, tout comme la disponibilité de la majeure partie des éléments nutritifs dépend du pH (Bertschinger et al. 2003). Elle correspond à la concentration en ions H⁺ libres, existant dans la solution du sol (Mathieu *et al.*, 2003).

Durant la période humide le pH-eau à une valeur maximum de 7.82 (échantillon 3) et un minimum de 7.48 (échantillon 1), alors que pendant la période sèche, il varie de 7.23 [échantillon 1] à 7.68 [échantillon 3]. C'est le site 1 qui a montré le pH le plus faible. L'évolution temporelle ne montre pas de différence entre les teneurs de la saison humide par rapport à la saison sèche.

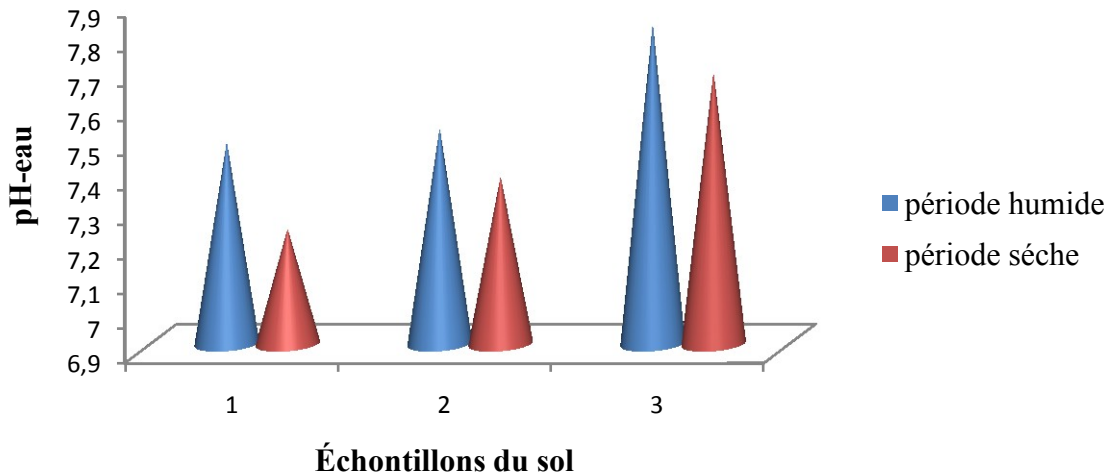


Fig 45: Variation saisonnière de l'acidité effective (pH_{eau}) dans trois échantillons de sol ponctuels

Selon l'échelle d'interprétation du pH-eau signalée par (Mathieu *et al.*, 2003) (Tableau14), le sol étudié a une réaction neutre [échantillons 1] à alcaline [échantillons 2,3] avec un intervalle de 7.23 à 7.82. Cet intervalle rentre dans la fourchette des pH-eau courants des sols minéraux en région humide.

3.3.4. L'acidité titrable (pH_{KCl})

Le pH dans l'eau ne représente pas la totalité des ions acides (proton et ion alumineux), certains étant engagés dans des complexes argilo-humiques. Par contre les ions acides associés à la capacité d'échange, constituant l'acidité potentielle effective, peuvent être déplacés par échange d'ion tel que K^+ , d'une solution non tamponnée de KCl. (Daouda, 2010) .Selon Mathieu et al., 2003, le pH-KCl est représenté par les ions H^+ échangeables fixés par les colloïdes, existant dans la solution du sol.

Dans notre cas, le pH-KCl varie entre 7.06 [échantillon 1] et 7.18 [échantillon 3] durant la saison humide avec des valeurs entre 6.98 [échantillon 2] et 7.13 [échantillons 3] durant la saison sèche (Figure 46).

L'évolution temporelle est marquée par un léger abaissement du pH-KCl de la saison sèche par rapport à la saison humide. Cette variation est due au phénomène de dilution par les précipitations de la période hivernale.

On remarque ainsi généralement que $\text{pH}_{\text{KCl}} < \text{pH}_{\text{eau}}$. La variation entre pH_{KCl} et pH_{eau} est comprise entre 0,19 et 0,64 unité pH.

Tableau 23 : Ecart entre le $\text{pH}_{\text{eau}} - \text{pH}_{\text{KCl}}$

Période de prélèvement	$\text{pH}_{\text{eau}} - \text{pH}_{\text{KCl}}$		
	échantillon 1	échantillon 2	échantillon 3
période sèche	0.42	0.43	0.64
période humide	0.19	0.4	0.55

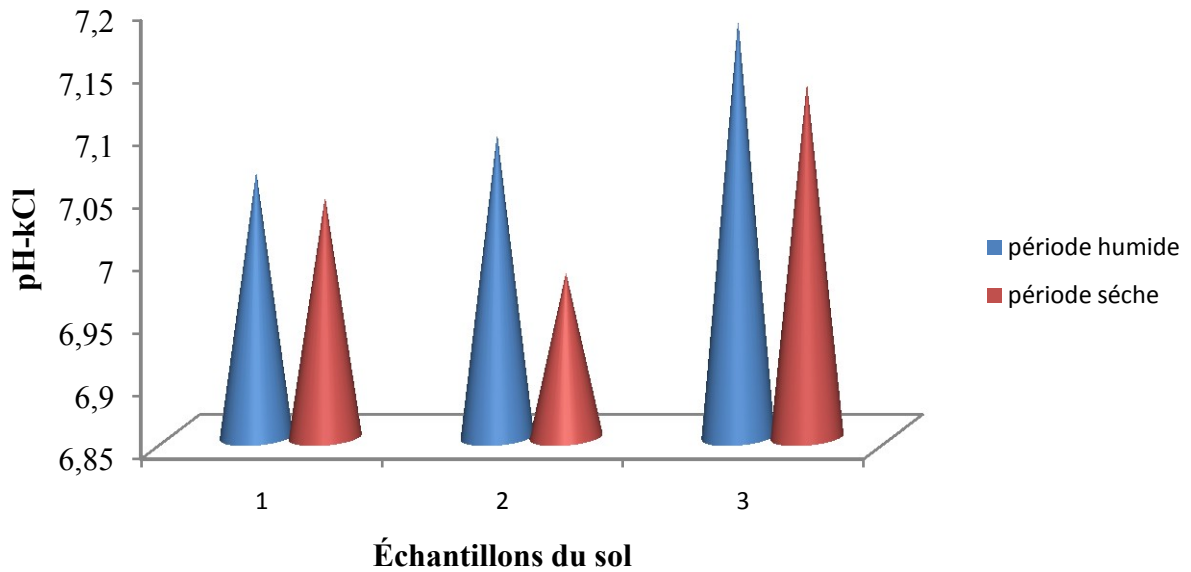


Fig 46: Variation de l'acidité titrable (pH-KCl) dans trois échantillons de sol ponctuels

3.3.5. La salinité totale

La conductivité électrique traduit la capacité d'une solution aqueuse à conduire le courant électrique. Elle est directement proportionnelle à la quantité des sels minéraux dissous dans l'eau, dite salinité totale.

Les valeurs estimées de la conductivité électriques de ces échantillons de sol sont légèrement plus fortes en été qu'en hivers. En effet en saison humide les sels minéraux subissent l'effet de dilution par les eaux pluviales.

D'après l'échelle de salinité du sol (USSS, 1954), ces valeurs obtenues expriment une faible teneur en sels située entre 0,28 et 0,37 mmhos/cm pour les deux périodes d'échantillonnage signifiant que ces sols ne sont pas salés.

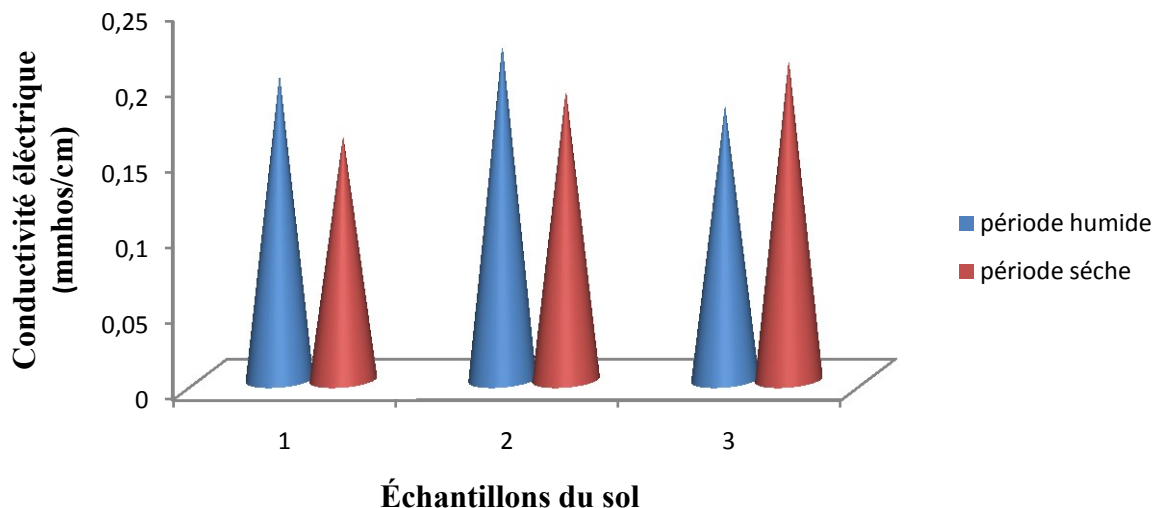


Fig 47 : Variation de la conductivité électrique dans trois échantillons de sol

3.3.6. Matière organique (M.O)

La matière organique joue un rôle très important au niveau du sol. Puisqu'elle intervient dans la structure du sol (cimentation des particules et aération) et la réserve des éléments nutritifs (Becharef, 1983). Elle provient de l'activité de tout organisme présent à la surface ou à l'intérieur du sol. Une partie de cette M.O est produite par les organismes vivants déjections animales, exsudats racinaires, litière végétale et polysaccharides microbiens le reste est constitué par les débris des végétaux morts, les cadavres d'animaux et les cellules microbiennes lysées (Davet, 1996).

Dans nos échantillons, le taux de matière organique est compris entre 0.27% [échantillons 1] et 0.37% [échantillons 3] pour la période sèche et entre 0.25 [échantillons 1] et 0.35 [échantillons 3] pour la période humide (Figure 48).

En comparant ces teneurs de matière organique avec les normes d'interprétation de la matière organique résumées dans le tableau (24), on déduit que les échantillons de sol sont pauvres en matière organique.

Tableau 24: Classification des sols d'après leur teneur en matière organique (Soltner, 1981).

% de la M O	Appréciation
< 1	Extrêmement faible
1 – 1.5	Très faible
1.5 – 2.5	Faible
2.5- 3.5	Moyen
3.5 – 4.5	Moyennement élevé
4.5 - 5	Élevé
> 5	Très élevée

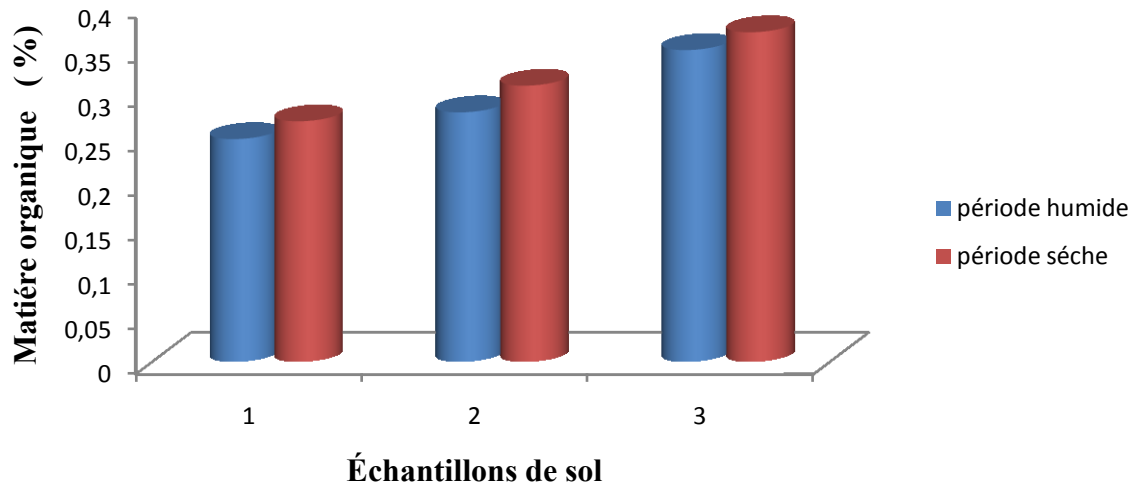


Fig 48 : Taux de matière organique dans les échantillons de sol

3.3.7. Humidité du sol

Chaque sol contient de l'eau. La capacité de rétention de l'eau d'un sol varie beaucoup en fonction de sa porosité puis que l'eau se retrouve généralement dans les pores. Elle y est retenue par des forces physiques qui sont d'autant plus grandes que les pores sont plus petits. L'humidité hygroscopique provient de l'humidité atmosphérique et forme une mince couche autour des particules du sol. Elle est très énergétiquement retenue et ne peut être utilisée ni par la faune ni par la flore du sol (Mbakwiravyo, 2009).

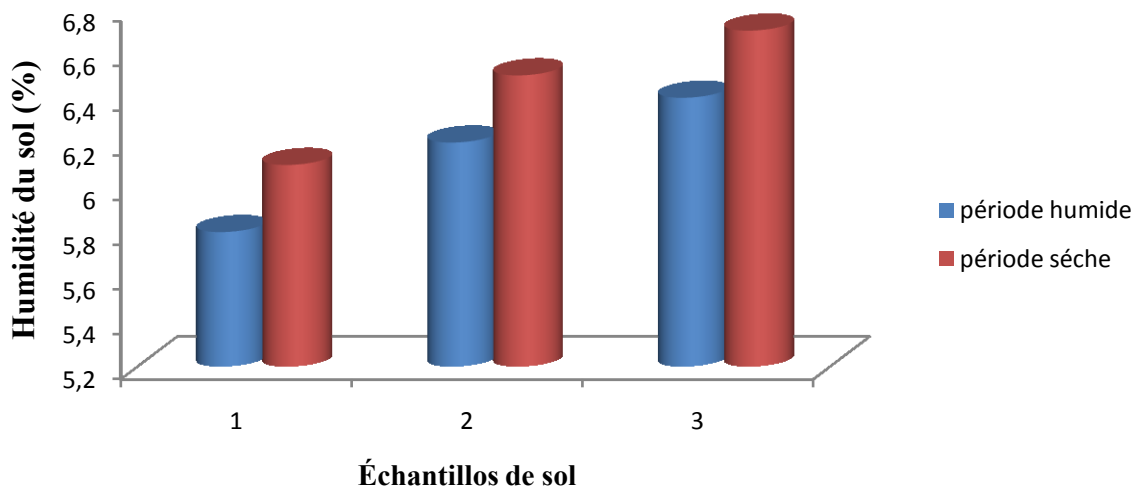


Fig 50: Variation de l'humidité de sol

L'humidité du sol varie considérablement entre les deux périodes avec des valeurs importantes en hiver qu'en été. L'humidité hygroscopique mesurée exprime des faibles valeurs qui sont à notre avis en relation étroite avec la composition du sol et sa nature granulométrique.

Ses valeurs oscillent entre 6.1 % (échantillons 1) et 6.7 % (échantillons 3) durant la saison chaude et entre 5.8 % (échantillons 1) et 6.4 % (échantillon 3) durant la période froide.

3.4. Estimations des flux des éléments nutritifs

L'estuaire de l'Oued EL kebir Est de reçoit des apports issus du ruissellement de son bassin versant, ainsi que de l'amont. La nature de ces apports influe directement sur l'état écologique de cet écosystème estuarien et peut également avoir des conséquences en milieu marin. C'est notamment le cas des apports terrigènes de nutriments, tels que l'azote et le phosphore. Ces apports de sels nutritifs par les cours d'eau sont responsables du phénomène d'eutrophisation et du déséquilibre des communautés phytoplanctoniques (Billen & Garnier, 2006).

Sur la base d'un volume annuel d'eau de l'oued El Kébir Est (d'un apport moyen annuel de 270 millions de m³). Ce dernier traverse la région de Bouteldja depuis la Tunisie (la source) jusqu'à la sortie en rejoignant oued Bounamoussa à l'embouchure puis il se jette dans la mer (oued Mafragh) après un parcours de 46 Km (Boudoukha, 1990), nous avons calculé les flux de nutriments évacués dans le littoral par ce cours d'eau.

D'après les calculs des flux instantanés, nous observons que les données journalières des flux des matières azotées durant la période d'étude, montrent que les variations des apports en ces nutriments sont très importants (Figure 51) et fluctuent beaucoup d'un mois à un autre (les ions nitrate avec un flux moyen de 107,57 kg/jour, un flux maximum de 371,952 kg/jour et un minimum de 0,76kg/jour; pour les ions nitrite la moyenne est de 43 kg/jour, un maximum de 130,94 kg/ jour et un minimum de 0,044kg/jour; et en fin pour les ions ammonium, valeurs des flux ne sont pas trop élevées mais avec une variation bien distincte d'un flux maximum de 114,02 kg/ jour et un minimum de 0,19kg/ jour et la moyenne est de 29,31 kg/ jour).

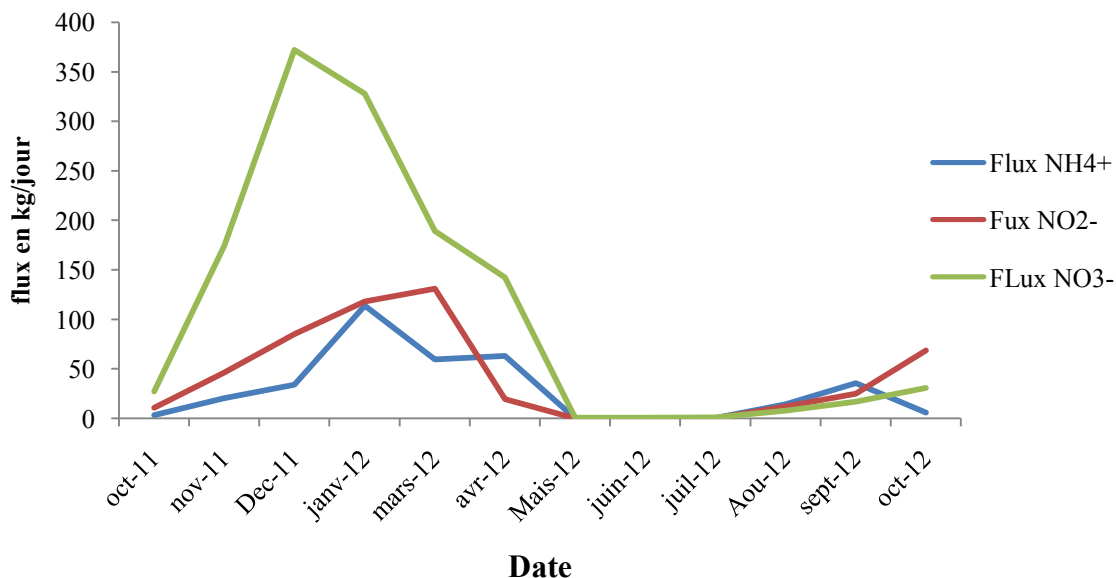


Fig 51 : Variation des flux des ions azotés dans l'Oued El Kebir Est (Kg/jour).

Les teneurs en ions phosphates (Fig.17), sont peu variables mais elles s'élèvent successivement jusqu'à un flux maximum de 144.17kg/jour au mois de janvier alors que le flux minimum est de 0,47kg/jour et le flux moyen est de 42.69 kg/jour.

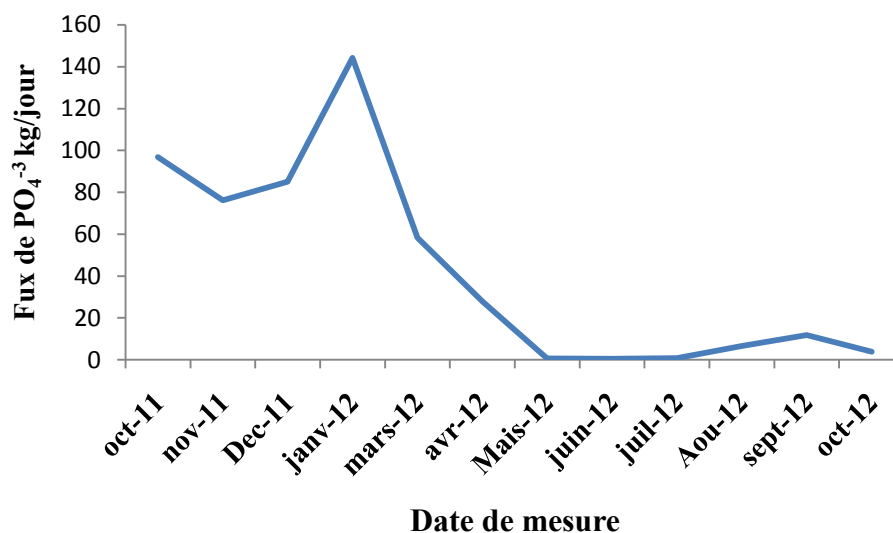


Fig 52 : Fluctuation du flux des ions phosphates dans l'Oued El Kebir Est

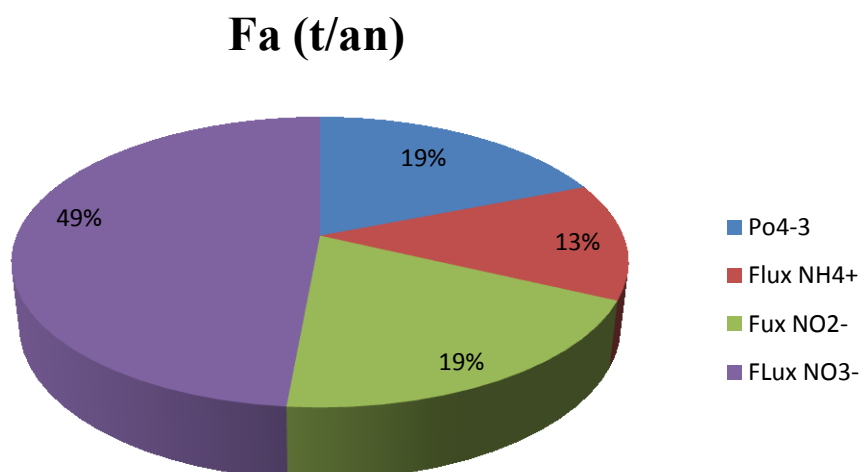


Fig 53: Apport annuel des éléments nutritifs par l'Oued El Kébir Est : Fa (t/an)

D'après la figure (53), nous remarquons que les apports annuels sont importants. Les ions nitrates ont le pourcentage le plus élevé (49%), puis ce sont les phosphates et les ions nitrites ont des pourcentages (19 %) et enfin les ions ammoniums (13%).

L'une des pollutions chroniques et sévères universellement reconnues, est l'eutrophisation des eaux qui retentit sur toutes les caractéristiques fonctionnelles des écosystèmes aquatiques. En milieu marin, ses effets bien qu'incontestables au niveau de la réduction de la biodiversité, restent cependant encore non quantifiés pour la production halieutique. Il faut en effet de très longues séries d'observation de prises de poissons et des apports terrestres de nutriments pour préciser la relation eutrophisation-pêche (Vollenweider *et al.*, 1992, Menesguen, 1991, Ibanez et Prat, 2003).

On constate une grande variation des flux qui semblent être en relation avec la variation du débit d'eau de l'Oued El Kébir Est, ainsi les flux pour notre période d'étude sont importants

Notre résultat des apports annuels [Fa (t/an)] des éléments nutritifs durant l'année d'étude montre qu'elle est plus riche en nitrate mais elle est plus pauvre pour le reste des éléments dans Les décharges à la mer de sels nutritifs sont les plus importantes en particulier pour les nitrates et moyennement pour les autres ions. Les conditions météorologiques jouent en conséquence un rôle primordial dans les transferts de matières dans le sens continent-mer.

3.5. Les types de végétation trouvés au niveau de la séquence

Pendant la période d'étude, nous avons constaté la présence de quelques types de végétaux indicateurs du phénomène d'eutrophisation tel que les macrophytes et les algues visibles à l'œil nu. Les macrophytes comprennent essentiellement des végétaux supérieurs qui, munis de racines, de tiges et de feuilles, portent des fleurs, dépendent pour leur nutrition des éléments biodisponibles dans l'eau, comme le phytoplancton, alors que les macrophytes fixés puisent l'essentiel de leurs nutriments dans les sédiments.



Fig 54 : photos montrent le type de végétation dans la station d'étude (08/07/2012)

3.6. Traitement statistiques des données

L'analyse en composantes principales (ACP) est une technique descriptive permettant d'étudier les relations qui existent entre variables quantitatives, sans tenir compte, a priori, d'une quelconque structure, ni des variables ni des individus. Les domaines d'application de cette méthode sont très variés (Palm, 1998).

Dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres étudiés et pour mieux évaluer sur la qualité des eaux de l'oued El- Kébir Est, Nous avons cherché les corrélations entre les différents paramètres physico-chimiques et évacuées dans l'Oued El- Kébir Est. Dans le tableau (26) est indiquée la matrice de corrélation de Pearson correspondante.

Un traitement statistique ACP (analyse en composantes principales) a été appliqué à l'ensemble des paramètres en période d'étude.

L'analyse a été effectuée sur une matrice de données constituée de 12 prélèvements sur desquels sont mesuré 16 variables :température de l'eau, pH, TH , conductivité, EH, la Hauteur, matière en suspension,, chlorures, phosphates, ammonium, nitrite et nitrate, Ca^{2+} , Mg^{2+} ,Q, Ip .

Ainsi, Une forte association significative et positive est observée entre l'ion phosphate et l'ion NO_3^- ($r = 0,944$, $p < 0.05$). Autres corrélations significatives sont aussi à signaler entre; l'ion calcium et le TH ($r = 0,911$, $p < 0.05$) ; Q et H ($r = 0,901$, $p < 0.05$) ; les ions chlorures et la Conductivité électrique ($r = 0,886$, $p < 0.05$) ;Conductivité électrique et NH_4^+ ($r = 0,844$, $p < 0.05$).

Il est à noter qu'une forte association non significative et positive est constatée entre la conductivité électrique et les ions NO_3^- ($r = 0.834$, $p < 0.05$) d'une part et entre la conductivité électrique et la température de l'eau ($r = 0.740$, $p < 0.05$). Une forte association significative et positive est aussi observée entre la dureté totale de l'eau et les ions phosphate ($r = 0.83$, $p < 0.05$). par ailleurs aucune corrélation n'est observée entre les ions azoté(nitrates, nitrites, ions ammonium).

Ces corrélations positives sont due aux :

Entre la température et les nitrates car la température a un influence sur l'activité des microorganismes pour la transformation des matières azotées en nitrates, ainsi avec le titre hydrométrique ou elle joue un rôle dans la solubilité des sédiments;

Les teneurs en phosphates et en magnésiums car les deux sont d'origine sédimentaire.

Les corrélations négatives sont observées pour les comptes :

Entre la température et le pH: car les concentrations des ions augmentent quand la température augmente c'est le phénomène d'évaporation, c'est aussi le même cas pour la hauteur des eaux del'oued.

Entre le potentiel d'oxydoréduction (Eh) et les teneurs en nitrates :le Eh diminue lors de l'augmentation des teneurs en ions nitrates, et avec le titre hydrométrique (TH) ou les cations Ca^{++} et Mg^{++} ont un effet opposé sur le potentiel d'oxydoréduction.

Ainsi, selon le nuage des points, nous constatons deux groupes de variables dont le premier (à gauche) contient un nombre minimum des observations qui sont corrélées avec les variables (Hauteur, Q, Eh, pH). outre l'ensemble qui contient le grand nombre des observations, qui sont corrélées avec les variables (PO_4^{3-} , TH, Mg^{++} , NO_3^- , Ca^{++} , NH_4^+ , MES, T°C, Ip ,CE , NO_2^- , Cl^-)

Le traitement statistique a été poussé jusqu'à trois axes factoriels qui expriment respectivement 44,82, 19.14% et 49.59 % de la variance totale du nuage de points, soit une inertie cumulée des trois axes (F1, F2 et F3) de 68.74 %.

Tableau 26 : Matrice de corrélation de Pearson. Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha = 0,05$

Variables	T °C	p H	C e	EH	MES	H	CL ⁻	I p	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Po ₄ ⁻³	TH	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Q
T °C	1															
p H	-0,047	1														
C e	0,740	-0,303	1													
EH	-0,375	0,397	-0,598	1												
MES	0,613	-0,38	0,301	-0,378	1											
H	-0,404	0,401	-0,241	-0,102	-0,588	1										
CL ⁻	0,752	-0,560	0,886	-0,597	0,459	-0,374	1									
i p	0,322	0,251	0,460	-0,477	-0,305	0,642	0,306	1								
NH ₄ ⁺	0,441	-0,863	0,669	-0,486	0,484	-0,467	0,844	-0,048	1							
NO ₂ ⁻	-0,287	-0,478	-0,094	-0,211	0,092	-0,268	0,145	-0,360	0,296	1						
NO ₃ ⁻	0,834	-0,036	0,770	-0,341	0,335	-0,329	0,733	0,351	0,381	-0,338	1					
Po ₄ ⁻³	0,803	-0,275	0,780	-0,367	0,465	-0,442	0,800	0,212	0,551	-0,259	0,944	1				
Th	0,781	-0,413	0,666	-0,436	0,496	-0,580	0,804	0,126	0,639	-0,026	0,821	0,845	1			
Ca ⁺²	0,692	-0,403	0,711	-0,397	0,471	-0,631	0,792	-0,027	0,671	0,049	0,815	0,866	0,911	1		
Mg ⁺²	0,622	-0,270	0,336	-0,329	0,344	-0,276	0,512	0,321	0,341	-0,134	0,513	0,486	0,755	0,418	1	
Q	-0,409	0,208	-0,110	-0,175	-0,547	0,901	-0,265	0,571	-0,272	-0,233	-0,289	-0,306	-0,489	-0,443	-0,374	1

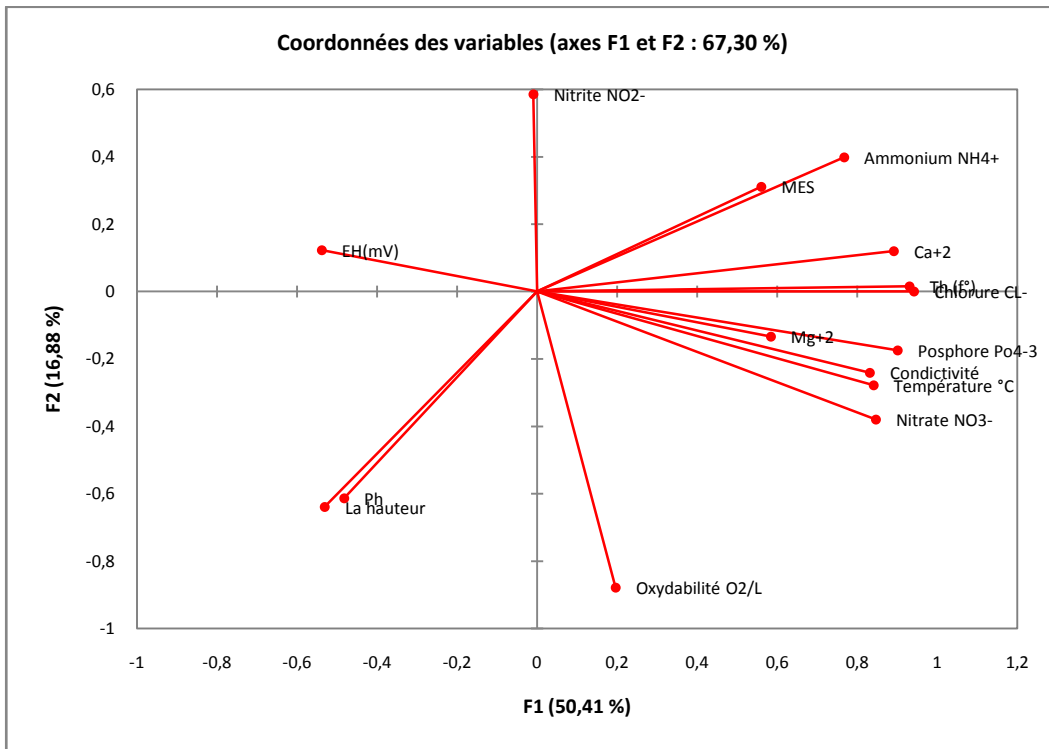


Fig 55 : Nuage des points pour la contribution des différentes variables.

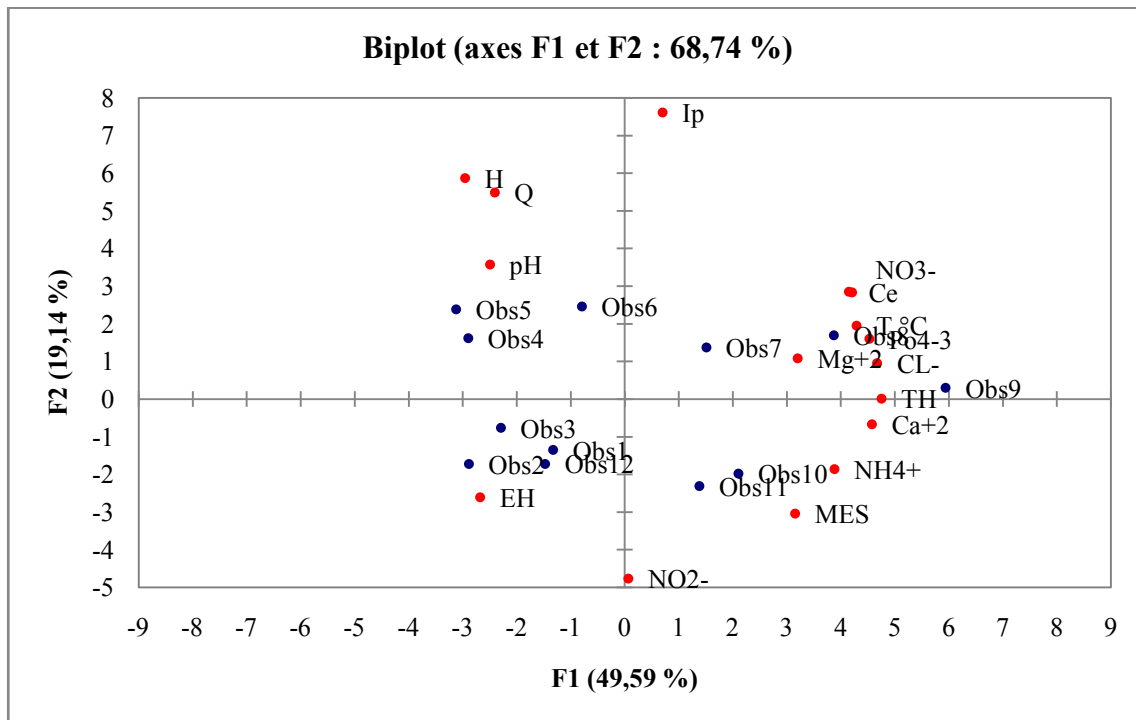


Fig 56 : Nuage des points pour la contribution des variables et des observations.

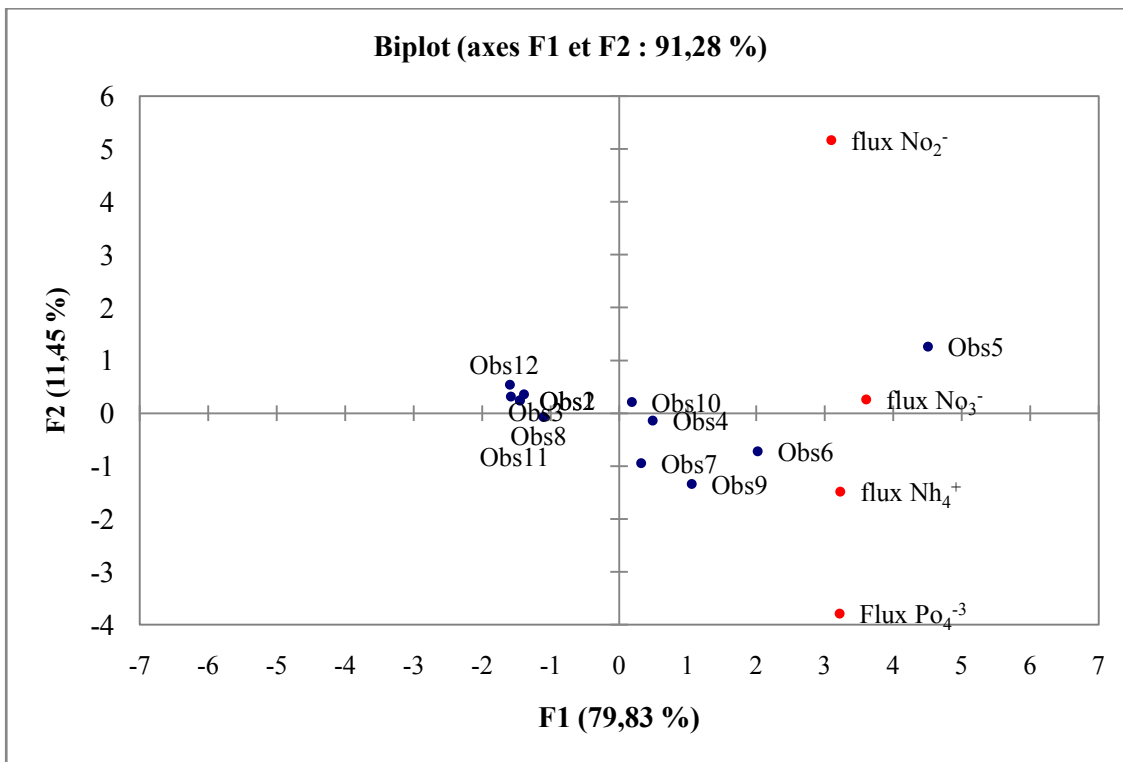


Fig 57: Nuage des points pour la contribution des flux des nutriments et les observations.

Conclusion générale

Notre étude s'inscrit dans une problématique d'actualité consistant en l'eutrophisation des milieux aquatiques aussi bien en zones continentales que littorales. La compréhension de ce phénomène environnementale et l'évaluation du risque de l'eutrophisation ne peuvent s'appuyer en premier lieu que sur la connaissance des ions azotés et phosphorés responsables du phénomène d'eutrophisation lorsqu'ils sont déversés dans les milieux aquatiques.

Dans le cadre de cette problématique nous avons cherché à estimer quantitativement les concentrations des éléments nutritifs azotés et phosphorés de la séquence finale de l'Oued El-Kébir-Est (wilaya d' El-Tarf) et d'en prévoir l'incidence de l'eutrophisation de la zone littorale réceptrice des eaux de cet oued.

Pour atteindre cet objectif et donner des réponses positives et suffisamment représentatives concernant la caractérisation des eaux ainsi qu'à la recherche de pollutions probables, douze campagnes d'échantillons successifs et de mesures ont été réalisées durant la période s'étalant du mois d'octobre 2011/ au mois d'octobre 2012. Nous avons effectué des analyses physico-chimiques sur des échantillons d'eau de l'Oued El-Kébir-Est et mesuré d'autres paramètres interprétatifs et complémentaires relatifs au sol prélevé dans une station choisie judicieusement pour assurer la représentativité de nos échantillons et par conséquent la signification réelle des valeurs des paramètres analysés.

L'étude montre que les différents paramètres physicochimiques analysés dans les eaux de l'Oued El-Kébir-Est et les résultats obtenus sur les échantillons du sol avoisinant n'ont pas subi d'importantes variations au cours de la période d'étude et que leurs teneurs en éléments chimiques sont aux normes admissibles.

En ce qui concerne le sol, l'analyse physico-chimique, nous a permis de mettre en évidence une acidité effective neutre à alcaline, une acidité de réserve faible à moyenne, une faible teneur en humidité et une teneur modérée en calcaire.

Sa description morphologique, nous a permis de constater une texture sableuse.

Pour les eaux de l'Oued El-Kébir- Est, nous pouvons retenir essentiellement les points suivants :

. L'évolution de la qualité des eaux de l'oued est saisonnière. Les teneurs en éléments nutritifs sont importantes pendant la période d'étiage et faibles pendant la saison des précipitations. La géologie et les précipitations sont les facteurs de la minéralisation de ces eaux.

. L'analyse des éléments polluants montre qu'il y a des teneurs excessives en ions chlorure des concentrations élevées dépassant les normes en phosphates et en ammonium, mais elles sont en dessous des valeurs susceptibles de provoquer le phénomène d'eutrophisation des eaux de l'Oued El-Kébir-Est ou de son milieu récepteur.

En ce qui concerne les matières charriées par l'Oued El-Kébir-Est, les flux journaliers moyens estimés des nutriments sont les suivants:

- . les ions nitrate sont de l'ordre de 107.57 kg/jour,
- . les ions nitrite sont de l'ordre 43 kg/jour,
- . les ions ammonium sont de l'ordre de 29,319 kg/jour

.les ions phosphates sont de l'ordre de 42,69 kg/jour.

Ces éléments biogènes sont déversés donc dans le littoral marin par l'Oued El-Kébir- Est selon une contribution de flux annuels de 53575,192 t/an, 21417,98 t/an, 14388 t/an et 20949 t/an, respectivement pour les ions nitrate, ions nitrite, ions ammonium et les ions phosphates.

Sur la base des résultats obtenus, il est à constater l'absence de signes d'eutrophisation. Cependant, les quantités en matières azotées et phosphorées déversées par l'Oued El- Kébir-Est peuvent être favorables à l'installation du phénomène d'eutrophisation.

Les activités agricoles et industrielles ainsi que les zones urbaines sont les sources essentielles de ces matières au niveau desquelles il faudrait prendre des mesures de contrôles et de traitement des effluents pour prévenir ce phénomène et préserver les milieux récepteurs des eaux de cet Oued El-Kébir-Est qui est appelé éventuellement à drainer des terrains agricoles de plus en plus enrichis en matières fertilisantes en plus des apports croissants zones urbaines et des activités industrielles en développement dans le bassin versant de cours d'eau.

Dans cette optique, il serait intéressant d'envisager des études complémentaires pour mieux cerner ce type de pollution et de prendre des mesures efficaces afin de préserver cet écosystème. Parmi les aspects qui méritent d'être étudiés, il est à citer :

- Contrôle des activités humaines à l'amont du bassin versant.
- Gestion des eaux usées de la population humaine du bassin versant qui va porter des projets de l'habitat rural de l'habitat envisagés par l'Etat.
- Mise en place d'un réseau de points de surveillance continue de la qualité des eaux de surface
- Recherche et utilisation d'indicateurs plus performants de la pollution par les éléments biogènes
- Stratégie de vulgarisation sur la viabilisation et la pérennisation de l'environnement à l'échelle du bassin versant de l'oued El-Kébir-Est.

Références bibliographiques

1. AFNOR .1994. Qualité des sols, AFNOR Edition, 250 p.
2. Al Droubi ,A., Fritz, B ., Gac , J., Tardy ,Y. 1980. Generalized residual alkalinity concept ; Application to prediction of the chemical evolution of natural waters by evaporation. *American Journal Science*, 280 : 560-572.
3. Alayat, H., Lamouroux ,C. 2007. Caract erisation physico–chimique des eaux thermo–min erales des monts de la Cheffia (Extrême nord-est Algérien). *Presse Thermale et Climatique* ,144 : 191-9.
4. Albertano, P.,Giorn Bot. 1993. Ital. *Microsci* ,127 - 385.
5. Aminot ,A., Guillaud ,J.F & Le Guellec ,A.M. 1990.Suivi à long terme des apports de matières organiques et nutritives par les effluents urbains de Morlaix. *IFREMER DRO.EL* ,42: 90-30.
6. Aminot, A., Belin, C ., Chapelle ,A., Guillaud ,J.F., Joanny ,M., Lefebvre, A., Enesguen ,A., Merceron, M., Piriou ,J.Y., Souchu ,P . 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, Rapport IFREMER, Ed., Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, 64p.
7. Amoros ,C., Petts ,G.E . 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. volume 24, *collection d'écologie*. Masson, Paris. 300 p.
8. APC de Berrihan, Daïra de Ben m'hidi W ELTARF , 1996.
9. Athmani ,A .2008. Evolution de la qualité des eaux de surface cas du sous bassin versant Medjerda région de souk Ahras (Algérie). Mémoire de magister de l'Université Mohamed Cherif Messaidia Souk Ahras, Algérie.
10. Baize ,D ., & Girard, B.1995. Référentiel Pédologique. INRA. Paris, 336 p.
11. Baize, D.1988. Guide des analyses courantes en pédologie. Ed. INRA, Paris,171 p.
12. Barbe, J . 1981 . Développement du phytoplancton dans la rivière Doubs, ses causes et ses relations avec la qualité physicochimique de l'eau. Thèse d'Etat Es-Science. Univ. Ibn Tofail ; Kenitra, Maroc ; 178 p.
13. Belaid, N. 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques, thèse en cotutelle de l'Université de Sfax (Tunisie) et de l'Université de Limoges (France), 188 p.
14. Belair ,G., Bencheikh-Lehocine ,M. 1987. Composition et déterminisme de la végétation d'une plaine côtière marécageuse. La Mafragh (Annaba, Algeria), *Bull. Ecol.*, 18(4) :393-407
15. Belamiri, Lamia. 2003. évolution spatio-temporelle du phosphore dans les eaux de surfaces et les sédiments d'une zone agro-humide de Bouteldja W- EL-TARF Mém de magistère. Univ de Annaba , 168 p.
16. Béline ,F. 2001. Le traitement biologique aérobie du lisier de porc. Les transformations de l'azote et les émissions gazeuses polluantes. Coll. Études du Cemagref, Série Équipements pour l'eau et l'environnement, 134 p.
17. Benchaar ,C. 1999. Apport de l'analyse en composantes principales dans l'explication des mécanismes hydrochimiques des oueds Seybousse ,Kébir Est et Kébir Ouest (Est algérien). Thèse de doctorat ,Université .Annaba .128p.

18. Bengherbia, A., Hamaidi, F., Zahraoui, R., Hamaidi, M. S., & Megateli, S. 2014. Impact des rejets des eaux usées sur la qualité physico-chimique et bactériologique de l'oued Beni Aza (Blida, Algérie). *Lebanese Science Journal*. 15(2) : 39-51.

19. Benoit, Marie., Garnier, Josette., Gilles, Billen., Mercier, Benjamin., Azougui, Abdelkader., Gilles, Alfonso., Anglade, Juliette, Ansart, Patrick., Tournebize, Julien., Tallec, Gaëlle. 2013 : Transformations et pertes d'azote dans les différents compartiments aquifère-sol-atmosphère Cas d'une exploitation agricole du bassin d'Orgeval. *Programme PIREN*, Rapport.

20. Billen & Garnier. 2006. Diagnostic du fonctionnement biogéochimique du continuum estuaire-panache de la Seine (diapason). rapport Seine aval 2005. 17 p.

21. Bock, E., Schmidt, I., Stüven, R., Zart, D. 1995. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonia or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch Microbiol*, 163, 16-20.

22. Boeglin, J.C. 1997. Analyse des eaux résiduaires - Mesure de la pollution. [Généralité sur la pollution industrielle], 1-25., Techniques de l'Ingenieur. 4200 p.

23. Bordas, F. 1998. Remobilisation de micropolluants métalliques à partir de sédiments naturellement pollués en présence de complexants organiques synthétiques, Thèse de doctorat, Université de Poitiers, 170 pp.

24. Bouchelaghem, S., Benzara, S., Mériadi, W., & Rezkallah, S. 2014. Etude comparative de la qualité chimique et microbiologique des eaux de l'oued El Kebir (Région d'El Tarf). *International Journal of Innovation and Scientific Research*. 3(1) : 71-74.

25. Boudoukha, A. 1990. Influence du déficit pluviométrique sur le comportement hydrogéologique et hydrologique dans deux sous bassins au sein du massif dunaire de Bouteldja : Bouglès, Bourdim (extrême Nord-Est Algérie). Mem d'Ingénieur. Univ de Annaba, 168 p.

26. Bourbia, Hani. 2011. Faisabilité de l'implantation de bassins d'alimentation d'un aquifère Cas du massif dunaire de Bouteldja (Extrême Nord-Est Algérien), mémoire de magister, Université Badji Mokhtar-Annaba. Algérie, 128p.

27. Bousnoubra, H. 2002. Evaluation des ressources en eaux dans les Wilaya de Skikda, Annaba, El Tarf, Guelma et Souk Ahras. thèse de doctorat d'état, Univ. Annaba. 159 p.

28. Bouteraa, Walid. 2007. Gestion intégrée des ressources en eau dans le bassin versant de Boumerzoug ((Kebir--rhumel)) perspectives et développement durable option Hydrogéologie Ressources en eau, gestion intégrée, environnement et le développement durable, mémoire de Magister, université BADJI Mokhtar Annaba, 168p.

29. Brahim, A., & Chafi, A. 2014. Etude écotoxicologique de l'oued Za et de son affluent Oued Tizeghrane (Basse Moulouya, Maroc Oriental). *J. Mater. Environ. Sci.* 5 : 1671-1682.

30. Brookes, P.C., Powlson, D.S., Jekinson, D.S., 1984. Phosphorus in soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 14 : 319-329

31. C.O.R.P.E.N. 1998. programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles. 85p.

32. Cann, C. 1990. Le phosphore : de l'agriculture vers l'eau. Informations techniques du c.e.m.a.g.r.e.f. n°80. 8p.

33. Cann ,C., Bordenave ,P., Saint-Cast, P., Benoist ,J.C. 1999. Transfert et flux de nutriments Ñ importance des transports de surface et de faible profondeur. Actes du colloque pollution diffuses : du bassin versant au littoral, ploufragan ,22 : 125-140.
34. Caroline,Alabert.,Lio,Castor .L'eutrophisation de l'étang de l'Or, L'eutrophisation en France, raport technic ,p27.
35. Carpenter ,S. R., Caraco ,N., Correll, D. L., Howarth ,R. W., Sharpely, A. N., Smith ,V.H.1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Applic.* 8: 559-568.
36. Carr ,N. G., Whitton, B. A.1982 .The biology of cyanobacteria, Botanical Monograph, , *Blackwell Scientific Publications*, (19): 105 – 124.
37. Cerco, C.F., 1995. Response of Chesapeake Bay to nutrient load reductions. *Journal of Environmental Engineering*, 121 (8) : 549-556.
38. Chaib,Nadjla., Samraoui,Boudjema.2011. Evaluation de la qualite physicochimique des eaux de l'oued K ebir-Est et de ses principaux affluents (Nord-Est algérien) Article de recherche *Secheresse* ,22 : 171-177.
39. Chambers, P.A ., Guy, M., Roberts, E.S., Kent, R., Charlton, M.N., Gagnon, C., . Grove, G et Foster, N. 2001. Environnement Canada, *Ottawa* (Ont.). 271 p.
40. 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 and FN Spon, London, pp. 59-126.
41. Chenerry C, 1998. Agriculture intensive et qualite des eaux. Paris : Inra editions.
42. Chiaudani, G.,Premazzi, G.1988. Appraisal of The Possible Methods of Combating The Threat of Eutrophication in Community Waters,Ing.Amb,7 :1-47.
43. Conley, D. J., and Kilham, S.S.1989. Differences in silica content between marine and freshwater diatoms. *Limnology and Oceanography* ,34 : 205-213.
44. Cowx, I.G., & Collares-Pereira, M.J. 2002. Freshwater fish conservation: options for the future. In: Collares-Pereira, M.J., Cowx, I.G., & Coehlo, M.M. (eds). *Conservation of freshwater fishes: options for the future*. Fishing News Books, Blackwell Science,Oxford: 443-452.
45. Davet, P. 1996. Vie microbienne du sol et production végétale. INRA. Paris. 383p.
46. Derniers, Gaëlle., Choubert ,Jean-Marc.2002 : techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique Coordination –Unité de recherche QHAN Parc de Tourvoie BP 44 92 163 Antony Cedex.
47. Derniers, Gaëlle., Sylvie ,Schérite., Yvan ,Racault., Jean-Pierre, Canler., Alain, Liénard., Alain ,Héduit., Philippe, Duchène.2006 : La qualité des cours d'eau en Alsace Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités Unité de recherche QHAN Parc de Tourvoie BP 44 92 163 Antony Cedex.
48. Derradji , F. 2004. Identification quantitative et qualitative des ressources en eaudans la région d'Annaba et EL–Tarf dans le (Nord-Est algérien) thèse de doctorat,Univ. Annaba ,Algérie ,153p.
49. Derradji, F ., Kherici, H .,Caruba R. 2005. Etude de la drainance dans un système de nappes superposées .Exemple de la nappe d'Annaba 'nord-est d'Algérie .*Houille Blanche* ,1 :65-72.
50. Derradji, F. 2004 : Identification quantitative et qualitative des ressources en eau de la région de Annaba – El Tarf (Nord – Est Algérien). Thèse de Doctorat d'Etat, université d'Annaba, 200p.

51. Derradji, F., Bousnoubra, H., Kherici, N., Romio, M., Caruba, R. 2007. Impact De La Pollution Organique Sur La Qualité Des Eaux Superficielles Dans Le Nord-Est Algérien, *Sécheresse*, 18(1) :23-7.
52. Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O. & Belghity, D. 2010. Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec Oued Fes. *Larhyss Journal*, 8: 101-112.
53. Directive du conseil de la Communauté européenne [DCCE]. 1998. Directive 98/83/CE, adoptée par la Communauté européenne le 3 novembre 1998 (JOCE10 n°L.330/32 du 5 décembre 1998).
54. Djidel, M. 2003 : Etude hydrochimique des nappes côtières : cas de nappe du littoral de Annaba - El Kala (Nord – Est Algérien). Mémoire de Magister, université d'Annaba, 159p.
55. Dufour, P., Berland, B. 1999. Nutrient control of phytoplanktonic biomass in atoll lagoons and Pacific Ocean waters: studies with factorial enrichment bioassays, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 234 : 147–166.
56. El Bakouri, Hicham. 2006 : développement de nouvelles techniques de détermination des pesticides et contribution à la réduction de leur impacte sur les eaux par utilisation des substances organiques naturelles (S,O,N), Doctorat en sciences techniques, Université de TANGER.
57. El Haouati, H., Guechaoui, M., Et Arab, A. 2013 : Effet de l'eutrophisation sur les milieux aquatiques : Barrage de Hammam Boughrara, Tlemcen, USTHB-FB-S4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems" CIPCA4 TAGHIT (Bechar) – ALGERIA, 19-21.
58. Emerson, K., Russo, R.C., Lund, R. E. and Thurston, R.V., Fish, J., Res, Board Con. 1975. Variations in primary production of northern Gulf of Mexico continental shelf waters linked to nutrient inputs from the Mississippi River. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 155 : 45-54.
59. Fardeau, J.C., Morel, C., Oberson, A. 1993. Phosphore, matière organique et eutrophisation des écosystèmes. *Congres de Blois*, p125-138.
60. Fouad, S., Hajjami, K., Cohen, N., & Chlaida, M. 2014. Qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de l'Oued Hassar : impacts des eaux usées de la localité de Mediouna (Périurbain de Casablanca, Maroc). *Afrique Science* 10(1) : 91-102.
61. Frigilos N., Kondylakis J.C., Psyllidou-Giouranovits R. 1997. Eutrophication and phytoplankton abundance in the Thermaikos Gulf, Greece. *Fresenius Environmental Bulletin*, 6 (1-2) pp 27-31.
62. Friligos, N. 1985. Compensation effect of phytoplankton on nutrients from a sewage outfall in summer. *Hydrobiologia*, 126 (1) : 53-58.
63. Galvez-Cloutier, R., Ize, S., Arsenault, S. 2002, La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation, *Vecteur environnement*, 35(6) : 18-37.
64. Garnier, J., Billen, G., and Coste, M. 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modelling. *Limnology and Oceanography*, 40 : 750-765.
65. Gaudnik, Cassandre. 2011 : Impacts des dépôts d'azote atmosphérique sur la végétation des prairies acides du domaine atlantique français thèse docteur présentée à l'université bordeaux, p212.
66. Georges G, Ph. D. Alain. 2005. Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires. Ph. D Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs Envirodoq No ENV/2005/0215.

67. Gomoiu, M. T. 1992. Marine eutrophication syndrome in the north-western part of the Black Sea. *Sci. Total Environ.* No. Suppl. (Symposium on Marine Coastal Eutrophication, Bologna (Italy) 21-24 Mar 1990), p683-692.
68. Gotsis-Skretas ,O. and Friligos, N. 1990. Contribution to eutrophication and phytoplankton ecology in the Thermaikos Gulf. *Thalassographica* 13 :p1-12.
69. Gotsis-Skretas, O., Pagou, K., Moraitou-Apostolopoulou, M., Ignatiades ,L . 1999. Seasonal variability in primary production and standing stocks of phytoplankton and zooplankton in the Cretan Sea and the Straits of the Cretan Arc (March 1994–January 1995), *Prog. Oceanogr.* 44 :625–649.
70. Grady,C.P.L., Daigger ,G.T. et Lim ,H.C. 1999. Biological wastewater treatment. 2e édition, marcel dekker inc., new york, p.20
71. Graziano ,L.M., Geider ,R.J., Li ,W.K.W., Olaizola ,M., 1996, Nitrogen limitation of North Atlantic phytoplankton: analysis of physiological condition in nutrient enrichment experiments, *Aquat. Microb. Ecol*, 11 : 53–64
72. Guasmi, I. 2005. Dégradation de la qualité de l'eau dans le bassin versant de l'oued Medjerda. Mémoire de magister de l'université Badji Mokhtar –Annaba- Algérie, 88 p.
73. Guasmi, I., Djabri, L., Hani ,A., Lamouroux ,C. 2006 : pollution des eaux de l'oued medjerda par les nutriments. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, pp.113-119.
74. Hade, A. 2002. Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger. Éditions Fides, 360 p.
75. Haied ,N. 2008 : Impact des eaux de réalimentation sur la qualité des eaux souterraines de la nappe libre du massif dunaire de Bouteldja (NE Algérie). Thèse de magister, Université d'Annaba, 155p.
76. Hamoda, M.F. 2004. Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. *Desalination* ,165: 31-41.
77. Handouzi ,Mohamed Ali.2011 : Evolution du chimisme des eaux du barrage Mexanna(Nord-Est Algérien). Mémoire de magistère,Univ.Badji Mokhtar-Annaba :89p
78. Hani,A.,Djabri ,L .,Lallahem ,S., Mania, J .2003.,Identification des axes d'écoulements souterraines dans les systèmes aquifères du bassin de Tindouf et des plaines de Annaba –Bouteldja .hydrology of lite Mediterranean and Semiarid Regions (Proceedings of an international symposium held at Montpellier April 2003).N°.278.
79. Hecky, R.E., Kilham ,P. 1988, Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment*Limnol .Oceanogr*, 33: 796–822.
80. Helmer ,C., Kunst, S., Juretschko, S., Schmid ,M.C., Schleifer ,K.-H., Et Wagner ,M. 1999. Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system. *Water Sci Technol*, 39 : 13-21
81. Henry, R., Hino ,K., Tundisi ,J.G., Ribeiro, J.S.B. 1985, Responses of phytoplankton in Lake Jacaretinga to enrichment with nitrogen and phosphorus in concentrations similar to those in the River Solimoes (Amazon, Brazil).*Arch. Hydrobiol*, 103 : 453–477.
82. Hilly ,J. 1962 . Etude géologique du massif de l'Edough et du Cap de fer (Est-Constantinois).Bulletin n°19 ,339 p.
83. Hutchinson ,T.C. & Meema, K.M. 1987.Lead,mercury and arsenic in the environment. SCOPE 31. Chichester, John Wiley and Sons, 360 p.
84. Ibanez, C., Prat, N. 2003. The environmental impact of the spanish national hydrological plan on the lower Ebro River and Delta. *Water Resources Development* ,19 (3): 485-500.

- 85.** Idrissi ,Laila .2006.Etude et développement de nouvelles méthodes électrochimiques pour la détermination des ions ortho phosphate, nitrite, nitrate et ammonium, thèse de doctorat, chimie analytique université Mohammed AGDAL Faculté des Sciences, Rabat – Maroc,p212.
- 86.** Idrissi,Laila.2006 : Etude et développement de nouvelles méthodes électrochimiques pour la détermination des ions ortho phosphate, nitrite, nitrate et ammonium, faculté des sciences, rabat – maroc, p114.
- 87.** IFREMER.2001.L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral ,Raport technic,p 64.
- 88.** Jacque, Mayet.1994. la pratique de l'eau 2ème édition ,paris , p34.
- 89.** Jetten ,M.S.M., Strous, M., Vandepas-Schoonen, K.T., Schalk, J., Van Dongen ,G.J.M., Vandegraaf ,A.A., Logemann ,S., Muyzer ,G., Van Loosdrecht, M.C.M. Et Kuenen, J.G. 1999. The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiology Reviews*, 22 :421-437.
- 90.** Kerboub ,Dj., Fehdi ,Ch. 2014. Agriculture et rareté de l'eau: Une approche programmatique pour l'efficacité de l'utilisation de l'eau et la productivité agricole. COAG/2007/7, Rome, pp15.
- 91.** Kherici, N., Kherici ,H Zoiuni, D. 1996.La vulnérabilité à la pollution des eaux de la plaines d'Annaba –La Mafragh (Nord-est algérien) .*Hydrogeologia* ,12 :35-48.
- 92.** Labar S, 2003 : Contribution à l'identification des aires inondables et qualité physico-chimiques des eaux stagnantes temporaires dans la vallée de la Mafragh « Extrême Nord Est Algérien Hydrochimie université mémoire de magister BADJI Mokhtar -Annaba- p 105.
- 93.** Lacaze Jean-Claude, 1996, l'eutrophisation des eaux marines et continentales Éditions Ellipse, Paris, 191 p .
- 94.** Lakaze Jean Claude, 2006 : eutrophisation des milieux marins, p149.
- 95.** Laurentides C.R.E., 2009, L'eutrophisation, 18p.
- 96.** Lefebvre ,S.2003, Interface eau-sédiments des cours d'eau en région agricole: Rôle dans les cycles biogéochimiques, Thèse de Doctorat, Université de Rennes, p288.
- 97.** LeGall ,A.C.2008. Évaluation du concept de charge critique pour l'azote eutrophisation dans les eaux de surface ,Rapport d'étude DRC-08-95308-16008A p :13.
- 98.** Lemerrier ,B. 2003 . La pollution par les matières phosphorées en Bretagne :sources, transfert et moyens de lutte – DIREN Bretagne – p 85.
- 99.** Lohrenz, S. E., Fahnenstiel ,G. L., Redalje ,D. G., Lang ,G. A., Chen ,X., Dagg, M. J.,Loz, J., Mathieu, C. 1997. *Dictionnaire de science du sol*. 2ème édition. Lavoisier, 266p.
- 100.**Madigou, E. 2005. Influence du statut trophique de cours d'eau sur les fonctionnalités microbiennes des biofilms (Epipsammonet Epilithon), thèse de l'université ClaudeBernard-Lyon 1, France, 235p.
- 101.**Malakoff ,D. 1998. Death by suffocation in the Gulf of Mexico. *Science* 281 (5374), 190-192.
- 102.** Mallin, M.A., Cahoon, L.B., McIver, M.R., Parsons, D.C., Shank, G.C., 1999. Alternation of factors limiting phytoplankton production in the Cape Fear River estuary, 22 (4) : 825- 836.
- 103.**Malone T. C., Conley D. J., Fisher T. R., Glibert P. M., Harding L. W. 1996. Scales of nutrientlimited phytoplankton productivity in Chesapeake Bay. *Estuaries* 19 (2):371-385.
- 104.**Marre A.1992. Étude géomorphologique du Tell Oriental Algérien de Collo à la frontière tunisienne, OPU, Alger, 624 p.

105.Mc Neely, R.N., Neimainis ,V.P. & Dwyer .L. 1980. Référence sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux environnements. Canada. Direction de la qualité des eaux, Ottawa. Canada.

106.Menesguen, A. 1991. Présentation du phénomène d'eutrophisation littorale. Bender, 13-15 juin 1990. In : La mer et les rejets urbains. IFRMER. *Actes de colloques*, 11: 35-52.

107.Menesguen, A. 1992. Les problèmes d'eutrophisation littorale et leur modélisation. *Hydroécologie Appliquée*,4 :55-77.

108.Metcalf Et Eddy 2003. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4e éd., New-York, p 616.

109.Meycbek, M., Chapman, D.,Helmer, R.1989.Global freshwater Quality :a first assesment.Global environment monitoring system ;W.H.O.,UNEP.Cambridge massachussets.blackwell,p306.

110.Ministère de l'Environnement du Québec MENV, 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec.

111.Mouchara ,N. 2004 : Hydrogéologie du massif dunaire de Bouteldja et les possibilités de réalimentation artificielle de la nappe, mémoire d'ingénieur, hydrogéologie. Université d'Annaba, 88 p.

112.Pagou K., Assimakopoulou G., 1996, Distribution of phytoplankton populations in ther maikos Gulf, in: C. Ed. Anagnostou, Monitoring of the Marine Ecosystem of Thermaikos Gulf, Technical Report, Athens, p 103–134 .

113.Palm, R. 1998. L'analyse en composantes principales : principes et applications. Notes stat. Inform. gembloux ,98 (2) : 1-2.

114.Pathak, H. 1999. Emissions of nitrous oxide from soil. *Current Science*, 77(3), 359-369.

115.Piehler ,M.F., Twoney, L.J., Hall, N.S., Paerl,H.W., 2004, Impacts of inorganic nutrient enrichment on phytoplankton community structure and function in Pamlico Sound, NC, USA, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 61 : 197–209.

116.Poth ,M. ., Focht, D.D. 1985. 15 N kinetic analysis of N₂O production by Nitrosomonas europeae: an examination of nitrifier denitrification. *Appl Environ Microbiol*, 49, 1134-1141.

117.Psyllidou-Giouranovits R., Pavlidou A., Georgakopoulou-Gregoriadou E., Androni A.1998.Impact of the operation of the Athens sewage treatment plant on the distribution of dissolved oxygen and nutrients in the Saronikos Gulf. *Fresenius Environmental Bulletin*, 7 (3A-4A) pp 315-320.

118.R. L. Shirly., 1975, *Bioscience*, vol 25, N° 12, 789.

119.R.A. Volleinweider , R. Viviani ,E. Todini 1995 : Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral DEL/EC National Water Research Institute, Burlington, Canada -Romagne, Italie.

120.Ramade F. 1981, *Eléments d'écologie : écologie appliquée*. 4ème édition, Paris, Ed. Mc Graw Hill, 578 p.

121.Ramade, F. 1981.*Ecologie des ressources naturelles*, Masson.

122.Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A., 1963, The influence of organisms on the composition of seawater, in: M.N. Hill (Ed.), *The Sea*, vol. 2, JohnWiley & Sons, New York, pp.26–77.

123.Reggam,A., Bouchelaghem ,H., Houhamdi,M.2015.Qualité Physico-Chimique des Eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie): Caractérisation et Analyse en Composantes Principales (Physico-chemical quality of the waters of the Oued Seybouse (Northeastern Algeria): Characterization and Principal Component Analysis). *Journal. Mater. Environ. Sci.* 6 (5) :1417-1425.

124.Reinheimer G. 1998. Pollution in the Baltic Sea. *Naturwissenschaften* 85 (7), 318-329.

125.Remini B,2010 : la problématique de l'eau en Algerie du nord, Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 08, Juin 2010, pp. 27-46

126.Rodier J. 1984. Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 7ème édition, Dunot, Paris.

127.Rodier J., 1996 .L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer, 8ème Edition, Dénod, Paris, 1383 p.

128.Rodier J., Bernard Legube, Nicole Merlet et coll., 2005, L'analyse de l'eau, 9ème Edition, Paris, Dunod, 1529 p.

129.Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., & Coll. 2009. *L'analyse de l'eau*, 9ème édition, Paris, France.1579 p.

130.Schimel ,JP., Bennett, J. 2004. Nitrogen mineralization: Challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 85 : 591-602.

131.Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes. Implication for lake management. *Science*, 184: 897- 899.

132.Semaoune ,M.2008.Etude comparative de l'aération par déstratification et de l'aération hypolimnique : application sur le HALLWIL en Suisse. Mémoire de Magister, Ecole Nationale Supérieure Polytechnique, Algérie.

133.Sen-Gupta, B. K., Turner, R. E., Rabalais ,N. N. 1996. Seasonal oxygen depletion in continentalshelf waters of Louisiana : historical record of benthic foraminifers. *Geology* ,24 (3) :227-230.

134.Sevrin-Reyssac, J., De La Noüe, J., & Proulx, D. 1995. Le recyclage du lisier de porc par lagunage, Edition Technique et Documentation Lavoisier, pp118.

135.Sigg, L, Behora ,P, Strummi ,W. 2000. Chimie des milieux aquatiques : Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 3^{ème} édition. Paris: Dunod. 548 p.

136.Smith, V.H., Tilman G.D. & Nekola, J.C. 1999 : Eutrophication impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Environ. Poll*, 100: 179-196.

137.Spinks ,A., Berghout, B., Dunstan, R.H., Coombes, P. ,Kuczera ,G. 2005.Tank sludge as a sink for bacterial and heavy metal contaminants and its capacity for settlement, re-suspension and flocculation enhancement. 12th International Rainwater Catchment Systems Association Conference, New Delhi, India.

138.Tate ,K.R. 1984. The biological transformation of phosphorus in soils. *Plant soil*, 76: 245-256.

139.Tazi ,O., Fahde ,A., El Younoussi ,S. 2001. Impact de la pollution sur l'unique reseau hydrographique de Casablanca - Maroc. *Secheresse* 12 : 129-34.

140.Theodorou ,A.J. 1994. The écologique state of the elefsis Bay prior to the opération of the Athens sea outfall. *Water Sc. Technol.* 30 (10) : 161-171.

141.Thurman, E.M. 1985. Organic Geochemistry of Natural Waters. Nijhoff/Junk Po.,Netherlands. 497 p.

142.Tourki , M .2010 : Etude de l'érosion et du transport solide dans le bassin versant de l'oued kébir est nord-est algérien, mémoire de magister , université BADJI Mokhtar annaba,156 p.

143. UNEP. 2007. programme des nations unies pour l'environnement ; (DEPI)/MED WG.321/Inf.5
Page 3,5.

144. UNEP/MAP/MEDPOL. 2004 ; Guide lines on environmental inspection systems for Mediterranean région. MAP technical reports series N° 149.

145. Vallés, V., Rezagui, M., Auque., Semadi, L., Roger, A., Zougari, A. 1997 geochemistry of saline soils in two arid zones of the mediterranean basin, geochemistry of the chott melghir merouane watershed in algeria. *Arid soil research and rehabilitation*, 11:71-84.

146. Van., Loosdrecht, M.C.M., Henze M. 1999. Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation. *Water Sci Technol*, 39(1), 107-117.

147. Vanden Bossche, H., 1999. Devenir du phosphore apporté sur les sols et risques de contamination des eaux de surface. Cas des boues de stations d'épuration. Thèse de doctorat, université de rennes, 321p

148. Vatan, A. 1967. Manuel de sédimentologie. Ed. tech. Paris, 327 p.

149. Vitousek, P.M., Howarth, R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea - How can it occur. *Biogeochemistry*, 13 : 87-115.

150. Vollenweider, R.A. 1968. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. O.C.D.E. Paris, 182 p.

151. W.H.O. 1987. Global pollution and health results of related environmental monitoring. Global Environment Monitoring system, WHO, UNEP.

152. Walling, D. E., Webb, W. 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers; some cautionary comments, *Mar. Poll. Bull.* 16 (12) :448-92.

153. Warscheid, Th., Braams, J. 2000. Int. Biodet. *Biodegr.* 46, 343.

154. Zaitsev-Yu, P. 1992. Récent changes in the trophic structure of the Black Sea. *Fish. Oceanogr* 1(2) : 180-189.

155. Zouini. 1997. ressources en eau de surface pour l'aménagement hydraulique dans le bassin de l'Oued El Kebir (Nord-Est algérien) *Sécheresse*, 8 :13-9.

Annexe

Analyse statistique

Statistiques descriptives :

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
T °C	17,800	29,200	22,633	3,512
pH	6,650	7,650	7,368	0,319
Ce	440,000	2230,000	1189,083	627,053
EH	12,500	62,000	24,200	13,025
MES	140,000	900,000	433,833	243,719
H	-60,000	212,000	32,417	82,722
CL-	390,500	2198,000	1115,042	618,015
Ip	0,300	2,600	1,434	0,836
NH4+	0,032	0,620	0,224	0,221
NO2-	0,050	0,710	0,203	0,214
NO3-	0,250	1,200	0,477	0,306
Po4-3	0,040	0,920	0,258	0,269
TH	13,420	81,330	36,468	23,226
Ca+2	4,550	62,500	20,225	16,776
Mg+2	7,670	40,500	16,246	10,515
Q	0,760	35,616	8,642	12,541

Analyse en composantes principales

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
flux No ₃ ⁻	6,530	288,020	76,175	84,199
flux No ₂ ⁻	2,020	199,370	32,601	55,023
flux Nh ₄ ⁺	1,430	117,260	34,761	38,752
Flux Po ₄ ⁻³	0,945	88,615	35,084	32,586

Matrice de corrélation (Pearson (n)):

Variables	flux No ₃ ⁻	flux No ₂ ⁻	flux Nh ₄ ⁺	Flux Po ₄ ⁻³
flux No ₃ ⁻	1			
flux No ₂ ⁻	0,829	1		
flux Nh ₄ ⁺	0,802	0,626	1	
Flux Po ₄ ⁻³	0,856	0,553	0,699	1

Analyse en Composantes Principales

Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	3,193	0,458	0,302	0,047
Variabilité (%)	79,831	11,453	7,542	1,174
% cumulé	79,831	91,284	98,826	100,000

Analyse factorielle

Coordonnées factorielles :

	F1	F2	F3	Communalité initiale	Communalité finale	Variance spécifique
Ammonium						
NH4+	0,767	0,399	0,374	0,997	0,887	0,113
Nitrite NO2-	-0,010	0,586	0,365	0,928	0,477	0,523
Nitrate NO3-	0,847	-0,380	-0,290	0,999	0,945	0,055
Température °C	0,841	-0,278	-0,255	0,992	0,850	0,150
Ph	-0,482	-0,614	-0,465	0,999	0,825	0,175
Conductivité	0,831	-0,241	0,192	0,998	0,785	0,215
MES	0,560	0,311	-0,140	0,997	0,430	0,570
Posphore Po4-3	0,901	-0,174	-0,218	0,999	0,890	0,110
Chlorure CL-	0,942	0,001	0,269	0,998	0,959	0,041
Th (f°)	0,931	0,016	-0,144	1,000	0,887	0,113
La hauteur	-0,531	-0,639	0,476	0,999	0,918	0,082
EH(mV)	-0,538	0,123	-0,521	0,992	0,576	0,424
Oxydabilité						
O2/L	0,196	-0,878	0,436	1,000	1,000	0,000
Ca+2	0,891	0,120	-0,160	1,000	0,835	0,165
Mg+2	0,584	-0,134	-0,041	1,000	0,360	0,640

Les valeurs en gras correspondent pour chaque variable au facteur pour lequel le cosinus carré est le plus grand

Corrélations entre les variables et les facteurs

	F1	F2	F3
Ammonium NH4+	0,752	0,345	0,390
Nitrite NO2-	-0,010	0,502	0,377
Nitrate NO3-	0,826	-0,316	-0,292
Température °C	0,822	-0,247	-0,225
Ph	-0,469	-0,531	-0,476
Conductivité	0,820	-0,215	0,191
MES	0,551	0,275	-0,163
Posphore Po4-3	0,888	-0,159	-0,207
Chlorure CL-	0,929	0,001	0,249
Th (f°)	0,902	0,018	-0,147
La hauteur	-0,518	-0,561	0,490
EH(mV)	-0,528	0,109	-0,540
Oxydabilité O2/L	0,187	-0,736	0,425
Ca+2	0,884	0,102	-0,176
Mg+2	0,582	-0,123	-0,043

Coefficients du modèle factoriel

	F1	F2	F3
Ammonium NH ₄ ⁺	0,089	0,197	0,421
Nitrite NO ₂ ⁻	0,756	2,038	0,902
Nitrate NO ₃ ⁻	0,023	0,085	-0,604
Température °C	0,469	0,601	-0,192
Ph	0,216	0,598	-0,636
Conductivité	1,426	3,823	1,344
MES	0,912	2,520	0,875
Posphore Po ₄ ⁻³	0,175	0,402	0,090
Chlorure CL ⁻	2,226	5,390	-1,826
Th (f°)	0,349	1,247	0,458
La hauteur	0,960	2,717	1,200
EH(mV)	1,133	3,064	0,979
Oxydabilité O ₂ /L	0,442	1,903	1,020
Ca ⁺²	0,350	1,383	0,600
Mg ⁺²	0,216	0,558	0,060

Législation et normes :

Législation algérienne pour les eaux destinées a la consommation humaine

Décret N° 89-3 du 3 janvier 1989 Limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine

a - Paramètres organoleptiques

L'eau ne doit pas présenter : 1- Une coloration dépassant 15 mg/l de platine en référence à l'échelle platine/cobalt. 2- Une turbidité supérieure à une valeur équivalente à 2 unités Jackson. 3- D'odeur, de saveur, pour un taux de dilution de 2, à 12 degrés C, et de 3, à 25 degrés C.

B - Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux :

1- A l'exception des eaux ayant subi un traitement thermique pour la production d'eau chaude, la température ne doit pas dépasser 25 degrés C.

2- Le pH doit être supérieur ou égal à 6,5 unités pH et inférieur ou égal à 9 unités pH ; cette obligation ne s'applique pas aux eaux conditionnées non minérales.

3- Pour les substances suivantes, les valeurs des concentrations doivent être inférieures ou égales aux valeurs indiquées ci-après :

Chlorure 200 mg/l (Cl)

Sulfates 250 mg/l (SO₄)

Magnésium 50 mg/l (Mg)

Sodium 150 mg/l (Na) avec un percentile de 80 Potassium
..... 12 mg/l (K)

Aluminium total 0,2 mg/l (Al)

(à l'exception des eaux ayant subi un traitement thermique pour la production d'eau chaude, pour lesquelles la valeur de 0,5 mg/l [Al] ne doit pas être dépassée)

4- La quantité de résidus secs, après dessiccation à 180 degrés C, doit être inférieure ou égale à 1500 mg/l.

C - Paramètres concernant des substances indésirables

1- Pour les substances suivantes, les valeurs des concentrations doivent être inférieures ou égales aux valeurs indiquées ci-après :

Nitrates 50 mg/l (NO₃)

Nitrites 0,1 mg/l (NO₂)

Ammonium 0,5 mg/l

(NH₄) Azote Kjeldahl 1 mg/l (en N)

N de NO₃ et NO₂ exclus

2- L'oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO₄), mesurée après 10 minutes en milieu acide, à chaud, doit être inférieure ou égale à 5 mg/l en oxygène.

3- La teneur en hydrogène sulfuré doit être telle que ce composé ne soit pas détectable organoleptiquement.

4- La valeur de la concentration en hydrocarbures dissous ou émulsionnés, après extraction au CCl₄, doit être inférieure à 10 microgrammes par litre.

5- La teneur en phénols doit être telle que les composés ne soient pas détectables organoleptiquement après ajout de chlore. En cas de détection, la concentration en phénols, exprimée en indice phénol C₆H₅OH doit être inférieure ou égale à 0,5 microg/l, les phénols naturels ne réagissant pas au chlore étant exclus.

6- Pour les substances suivantes, les valeurs de concentrations doivent être inférieures ou égales aux valeurs indiquées ci-après :

Agents de surface réagissant au bleu de méthylène 200 microg/l exprimés en laurylsulfate

Fer	200 microg/l (Fe)	Manganèse
.....	50 microg/l	
(Mn) Cuivre	1 mg/l	
(Cu) Zinc	5 mg/l	
(Zn) Phosphore	5 mg/l	
(P2O5) Argent	10 microg/l (Ag)	

7- La teneur en fluor doit être inférieure à 1 500 microgrammes par litres (F) pour une température moyenne de l'aire géographique considérée comprise entre 8 degrés C et 12 degrés C et à 700 microgrammes par litres (F) pour une température moyenne de l'aire géographique considérée comprise entre 25 et 30 degrés C. Pour les températures moyennes comprises entre 12 et 25 degrés C, la teneur limite en fluor est calculée par interpolation linéaire.

D - Paramètres concernant des substances toxiques

Pour les substances suivantes, les valeurs des concentrations doivent être inférieures ou égales aux valeurs indiquées :

Arsenic	50 microg/l (As)
Cadmium	5 microg/l (Cd)
Cyanures	50 microg/l (CN)
Chrome total	50 microg/l (Cr)
Mercure	1 microg/l (Hg)
Nickel	50 microg/l (Ni)
Plomb	50 microg/l (Pb)
Antimoine	10 microg/l (Sb)
Sélénium	10 microg/l (Se)

Hydrocarbures polycycliques aromatiques :

Pour le total des 6 substances suivantes	0,2 microg/l	Fluoranthène, Benzo (3,4) fluoranthène,
Benzo (11,12) fluoranthène,		
Benzo (3,4) pyrène,		
Benzo (1,12) pérylène,		
Indéno (1,3 c-d) -pyrène		
Benzo(3,4) pyrène	0,01 microg/l.	

E - paramètres microbiologiques :

1- L'eau ne doit pas contenir d'organismes pathogènes, en particulier de salmonelles dans 5 litres d'eau prélevée, de staphylocoques pathogènes dans 100 ml d'eau prélevée, de " bactériophages fécaux dans 50 ml d'eau prélevée " et d'entérovirus dans un volume ramené à 10 litres d'eau prélevée.

2- 95 p. 100 au moins des échantillons prélevés ne doivent pas contenir de coliformes dans 100 millilitres d'eau.

3- L'eau ne doit pas contenir de coliformes thermotolérants et de streptocoques fécaux, dans 100 ml d'eau prélevée.

4- L'eau ne doit pas contenir plus d'une spore de bactéries anaérobies sulfitoréductrices par 20 ml d'eau prélevée.

5- Lorsque les eaux sont livrées sous forme conditionnée, le dénombrement des bactéries aérobies revivifiables, à 37 degrés C et après vingt-quatre heures, doit être inférieur ou égal à 20 par millilitre d'eau prélevée ; à 22 degrés C et après soixantedouze heures, il doit être inférieur ou égal à 100 par millilitre d'eau prélevée. L'analyse est commencée dans les douze heures suivant le conditionnement.

6- Lorsque les eaux sont livrées sous forme conditionnée, l'eau ne doit pas contenir de Pseudomonas aeruginosa dans 100 ml.

F - pesticides et produits apparentes :

Pour les insecticides organochlorés persistants, organophosphorés et carbamates, les herbicides, les fongicides, les P.C.B. et P.C.T., les valeurs des concentrations doivent être inférieures ou égales aux valeurs indiquées ci-après :

1- Par substance individualisée : 0,1 microg/l, à l'exception des substances suivantes : Aldrine et dieldrine : 0,03 microg/l ; Heptachlore et époxyde d'heptachlore : 0,03 microg/l.

2- Pour le total des substances mesurées : 0,5 microg/l.

G- parametres concernant les eaux adoucies livrees a la consommation humaine :

Les eaux adoucies livrées à la consommation humaine doivent satisfaire, en outre, aux exigences suivantes :

1- La dureté totale ne doit pas être inférieure à 15 degrés français.

2- L'alcalinité ne doit pas être inférieure à 2,5 degrés français. Ces dispositions ne sont pas applicables aux eaux adoucies ayant subi un traitement thermique pour la production d'eau chaude.

Autres références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine Les dispositions du troisième alinéa de l'article 2 s'appliquent lorsque est constatée l'une des situations suivantes :

1- La composition de l'eau, notamment sa teneur en anhydride carbonique libre et sa concentration en ions hydrogène, la rend agressive au carbonate de calcium ;

2- La conductivité s'écarte de 400 microsiemens par centimètre à 20 degrés C ;

3- Lors de traitement de l'eau avec des produits contenant des silicates, l'augmentation de la teneur en silicates dépasse 10 mg/l (SiO₂) ;

4- La teneur en calcium est supérieure à 100 mg/l ;

- 5- La valeur de saturation de l'oxygène dissous est inférieure ou égale à 75 p. 100, excepté pour les eaux souterraines ;
- 6- La concentration en carbone organique total augmente par rapport à la concentration habituelle ;
- 7- Le résidu sec des substances extractibles au chloroforme à pH neutre est supérieure à 0,1 mg/l ;
- 8- La teneur en bore est supérieure à 1 000 microg/l ;
- 9- La teneur en composés organochlorés, autres que les pesticides et produits apparentés, est supérieure à 1 microg/l ;
- 10- La teneur en chlore résiduel est supérieure à 0,1 mg/l ;
- 11- La teneur en baryum est supérieure à 100 microg/l ;
- 12- Le dénombrement des germes totaux pour les eaux autres que conditionnées fait apparaître plus de 10 germes par millilitre à 37 degrés C ou plus de 100 germes par millilitre à 22 degrés C. Ces valeurs sont ramenées respectivement à 2 germes et 20 germes par millilitre pour les eaux désinfectées, à la sortie des stations de traitement ;
- 13- L'eau contient des organismes parasites, des algues, d'autres éléments figurés (animalcules) ou des matières en suspension.

Les différents systèmes d'évaluation de l'état des eaux. (S.E.E.E., 2007).

<p>Qualité 1 (représentée en bleu) Bonne ou Très bonne qualité</p> <p>eau apte à la vie et à la reproduction piscicole normale. Cette qualité permet, en outre, la fabrication d'eau potable avec traitement simple, l'abreuvement des animaux.</p>	<p>Qualité 2 (représentée en vert) Qualité acceptable</p> <p>eau apte à la fabrication d'eau potable - vie piscicole normale mais perturbation de la reproduction. Cette qualité permet la fabrication d'eau potable avec traitement poussé, l'irrigation, l'utilisation industrielle.</p>
<p>Qualité 3 (représentée en jaune) Qualité médiocre</p> <p>vie piscicole perturbée. Cette qualité permet l'utilisation pour refroidissement, la navigation et éventuellement l'irrigation.</p>	<p>Qualité 4 (représentée en rouge) Mauvaise ou très mauvaise qualité</p> <p>cette qualité n'est jamais un objectif.</p>

PARAMETRES	1	2	3	4
O ₂ dissous mg/l	≥ 5	≥ 3	≥ 1	< 1
O ₂ dissous %	≥ 70	≥ 50	≥ 10	< 10
DBO ₅ mg/l	≤ 5	≤ 10	≤ 25	> 25
DCO mg/l	≤ 25	≤ 40	≤ 80	> 80
NO ₃ ⁻ mg/l	≤ 25	≤ 50	≤ 80	> 80
NH ₄ ⁺ mg/l	≤ 0.5	≤ 2	≤ 8	> 8
NO ₂ ⁻ mg/l	≤ 0.3	≤ 1	> 1	-
NTK mg/l	≤ 2	≤ 3	≤ 10	> 10
PO ₄ ³⁻ mg/l	≤ 0.5	≤ 1	≤ 2	> 2
MeST mg/l	≤ 70	-	> 70	-
Phosphore total	≤ 0.3	≤ 0.6	≤ 1	> 1
Conductivité	≤ 2 000	-	> 2 000	-
pH	≥ 6.5 et ≤ 8.5	-	< 6.5 ou > 8.5	-