



République Algérienne Démocratique et Populaire



Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique.

Université Badji Mokhtar. Annaba.

Faculté des sciences.

Département : Biologie.

N° :

MEMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de **MAGISTER**

« Ecole Doctorale »

Flux de l'azote et du phosphore minéraux à l'embouchure d'Oued Seybouse

Option

Biologie et Ecologie Végétale

Par: *KHELLOU Meïada.*

Devant le jury:

Président du jury: **M^r. BENSLAMA Mohamed** **M.C** Université d'Annaba;

Rapporteur: **M^r. LAIFA Aziz** **M.C** Université d'Annaba;

Examineurs : **M^r. DJAMAI Rachid** **M.C** Université d'Annaba;

M^r. KHANECHOUK Kamel **M.C** Université d'Annaba.

Année 2012.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, mes remerciements vont à notre Dieu Tout puissant, qui m'éclaire le chemin tout au long de mes études et qui ma donne le courage, la volonté à fin d'achever ce travail.

Ce travail a été réalisé au Laboratoire d'élaboration de Biologie Végétale et Environnement au Département de Biologie – Université Badji Mokhtar Annaba- sous la direction de Monsieur LAIFA Aziz, Maître de Conférences à l'université d'Annaba pour son soutien ainsi que son travail toujours impeccable et ses précieux conseils. Je le remercie vivement pour la confiance qu'il m'a montrée; sa simplicité et sa patience ont crée des conditions inestimables de travail.

Je suis très sensible à l'honneur que ma fait Mr. BENSELAMA Mohamed, Maître de Conférence à l'Université d'Annaba, en acceptant de présider mon jury et je l'en remercie très sincèrement.

Mr. DJAMAI Rachid Maître de conférences à l'Université d'Annaba, qu'il trouve ici l'expression de ma reconnaissance et mes remerciements pour avoir accepté d'être membre de ce jury.

Je tiens à adresser mes sincères remerciements à Mr. KHANCHOUL Kamel Maître de Conférence à l'Université d'Annaba de m'avoir fait l'honneur de participer à mon jury.

J'exprime toute ma reconnaissance envers tous ceux qui ont contribué à ma formation ainsi qu'à mes condisciples de la PG et à tous ceux qui ont collaboré de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Merci en fin à 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 voie la lumière.

Meïada K.



Dédicaces

Quelque soit l'objet qu'on essayera de leur offrir, il n'atteindra jamais ce que j'ai envi de leur dire et exprimer, j'espère bien que ce travail sera le début d'une infinité de fruits issue de leur affection et soutien.

Je dédie ce modeste travail

À mes très chers parents, mes sources de constance :

Ma mère, qui n'a jamais cessé de me soutenir et de m'encourager.

Mon père, voici le fruit de tes efforts. Ton soutien inconditionnel et sans faille m'a permis d'accomplir cette mission.

Longue vie à vous deux.

À mes chers frères : Samir, Abdel Kader, Nadir, Fares, Yasser et le petit Wael. Que ce travail sera un exemple pour vous.

À mes amies sans exception.

À mes collègues et enseignants qui m'ont orienté durant toute ma carrière d'étude.

La promotion de la post graduation
2009/2010.

À tous ceux qui me connue de près ou de loin.

Meïada K.



Nom : **KHELLOU** Prénom : **Meïada**

Date de soutenance: -- / -- / ----

Titre :

Flux de l'azote et du phosphore minéraux à l'embouchure de l'Oued Seybouse

Nature de Diplôme :

Magister « Ecole Doctorale »

Résumé :

Le phosphore et l'azote sont les éléments responsables du phénomène d'eutrophisation des milieux aquatiques continentaux et marines. 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 non atténués et rétablir la qualité de ceux qui sont déjà eutrophisés.

Ces solutions ne peuvent apparaître que si les processus d'eutrophisation sont bien identifiés et appréhender qualitativement et quantitativement.

Dans le sens de cette problématique nous avons entrepris l'évaluation des flux de l'azote et de phosphore minéraux dissous évacués de la zone littorale de Sidi Salem(Annaba) par l'Oued Seybouse.

Les analyses physico-chimiques des eaux de la séquence finale de ce cours d'eau ont révélés les points suivants :

- ✓ Des concentrations en ions azotes et phosphore importantes (NO_3 : 17,14mg/l, NO_2 : 14,7mg/l, NH_4 : 1,38mg/l, PO_4 : 3,91mg/l) ;
- ✓ Les sources de ces matières sont essentiellement les activités agricoles, industrielles et les rejets d'eau résiduaire domestiques ;
- ✓ Le développement des algues et de macrophytes notamment à proximité des rives traduisent la biodisponibilité des ions azotées et phosphorées dans l'eau de cet oued ;
- ✓ Les flux annuels d'azote et de phosphore apportés en mer par l'Oued Seybouse sont importants (NO_3 : 8105,63t/an, NO_2 : 6953,13t/an, NH_4 : 652,2t/an, PO_4 : 1851,3t/an) mais présentent des variations mensuelles ;

La zone littorale de Sidi Salem qui est la continuité immédiate de l'Oued Seybouse serait alors atteinte d'eutrophisation.

Mots clés:

Azote, Phosphore, Flux, Oued Seybouse, Embouchure, Eutrophisation.

Laboratoire de recherche :

*Biologie Végétale et Environnement
Département de Biologie – Université Badji Mokhtar*

Membres de jury :

Président du jury:	M ^r . BENSLAMA Mohamed	M.C	Université d'Annaba.
Rapporteur:	M ^r . LAIFA Aziz	M.C	Université d'Annaba.
Examineurs :	M ^r . DJAMAI Rachid	M.C	Université d'Annaba;
	M ^r . KHANECHOUK Kamel	M.C	Université d'Annaba.

Summary

Phosphorus and nitrogen are the elements responsible for the eutrophication of inland and marine aquatic environments. This environment is a topical world reducing the quality of aquatic environments.

Urgent and sustainable solutions are needed to protect sensitive unmitigated and restore the quality of those already eutrophic.

These solutions can occur only if the eutrophication process are identified and understand qualitatively and quantitatively.

In line with this problem we undertook the evaluation of flows of nitrogen and phosphorus dissolved minerals evacuated from the coastal area of Sidi Salem (Annaba) by Seybouse River.

The physic-chemical analyzes of water from the final sequence of this river have revealed the following:

- ✓ Concentrations of nitrogen and phosphorus ions important (NO_3 : 17.14 mg/l NO_2 : 14.7 mg/l, NH_4 : 1.38 mg/l PO_4 : 3.91 mg/l);
- ✓ The sources of these materials are mainly agricultural, industrial and domestic waste water discharges;
- ✓ Development of algae and macrophytes especially near the banks reflect the bioavailability of nitrogenous and phosphorous ions in the water of this river;
- ✓ The annual flows of nitrogen and phosphorus made at sea by the Seybouse River are important (NO_3 : 8105.63 t/year, NO_2 : 6953.13 t/year, NH_4 : 652.2 t/year, PO_4 : 1851.3 t/year) but show monthly variations;
- ✓ The littoral zone of Sidi Salem, which is the immediate continuity of the Seybouse River would be suffering from eutrophication.

Key words

Nitrogen, phosphorus, flows, Seybouse River, estuary, eutrophication.

الملخص

يعتبر الفسفور و الأزوت العناصر المسؤولة عن حدوث ظاهرة التخثث في الأوساط المائية القارية و البحرية. تعد هذه 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 سيرة ظاهرة التخثث محددة و مضبوطة كليا و نوعيا.

لمعالجة هذه الإشكالية شرعنا في تقييم تدفق كل من الأزوت و الفسفور المعدنيين و المنحلين المفرغة في المنطقة الساحلية سيدي سالم (عنابة) من واد سيبوس.

كشفت التحاليل الفيزيوكيميائية لمياه القسم النهائي لهذا المجرى المائي على ما يلي:

✓ التراكيز مرتفعة لشوارد الأزوت و الفسفور (NO_3 : 17,14mg/l, NO_2 : 14,7mg/l, NH_4 : 1,38mg/l,) PO_4 : 3,91mg/l؛

✓ مصادر هذه المواد هو أساسا النشاطات الزراعية و الصناعية إضافة إلى المياه المستعملة المنزلية؛

✓ ظهور الطحالب و النباتات المائية خاصة على ضفاف المجرى المائي، يفسر الهيئة الحيوية لكل من الأزوت و الفسفور في هذا الواد؛

✓ ينقل واد سيبوس سنويا كميات معتبرة من الأزوت و الفسفور (NO_3 : 8105,63t/an, NO_2 : 6953,13t/an,) NH_4 : 652,2t/an, PO_4 : 1851,3t/an

✓ إن المنطقة الساحلية سيدي سالم و التي تمثل اتصال لواد سيبوس، متضررة بظاهرة التخثث.

الكلمات المفتاحية

الأزوت، الفسفور، تدفق، واد سيبوس، المصب، التخثث.

SOMMAIRE

Introduction générale.....	1
1 ^{ière} Partie: Pollution des milieux aquatiques par les matières azotées et phosphorées.	
Chapitre I: Pollution des eaux par les matières azotées	4
1.1. Les matières azotées.....	5
1.2. Sources et formes des matières azotées.....	6
1.2.1. Rejets domestiques.....	6
1.2.2. Rejets industriels	7
1.2.3. Rejets diffus du lessivage des des sols enrichis en matières azotées	7
1.3. Transformation et transfert des matières azotées "Cycle biogéochimique"	7
1.3.1. La fixation	12
1.3.2. L'assimilation	12
1.3.3. L'excrétion.....	12
1.3.4 L'ammonification	12
1.3.5 La nitrification.....	13
1.3.6 La dénitrification	13
1.4. Conséquences environnementales.....	13
1.5. Les normes de qualité des eaux relatives à l'azote	14
Chapitre II: Pollution des eaux par les matières phosphorées.....	17
2.1. Les matières phosphorées.....	17
2.2. Sources et formes des matières phosphorées.	19
2.3. Transformation et transfert des matières phosphorées "Cycle biogéochimique"	21
2.3.1. Solubilisation du phosphore particulaire.....	24
2.3.2 Transfert du phosphore entre le compartiment eau et sédiment.....	24
2.4. Conséquences environnementales.....	26
2.5. Les normes de qualité des eaux relatives au phosphore.....	27
Chapitre III: L'eutrophisation	30
3.1. Définition	31
3.2. Processus de l'eutrophisation.....	33
3.3. Les différentes formes de l'eutrophisation	35
3.3.1. Les algues.....	35
3.3.2. Les plantes supérieures.....	37
3.4. Niveau de l'eutrophisation et état trophique	36
3.4.1. Stade oligotrophe.....	37
3.4.2 Stade mésotrophe	37
3.4.3 Stade eutrophe	37
3.5 Indicateurs de l'eutrophisation.....	37
3.5.1 Le phytoplancton peut être considéré comme un indicateur.....	39
3.5.2 Les macrophytes.....	39
3.5.3 Les macrofaunes.....	39
3.5.4 Les sédiments	39
3.5.3 La colonne d'eau.....	40
3.6 Facteurs de contrôles de l'eutrophisation	40
3.6.1 Les nutriments	40
3.6.2 Climat et hydrologie.....	41
3.6.3 Géologie et topographie du bassin versant.....	42
3.6.4 Facteurs humains.....	42

3.6.5 Facteurs liées au plan d'eau	43
3.6.6 Les actions à l'échelle du bassin versant	43
3.8 Lutte contre l'eutrophisation.....	45
3.8.1 Lutte préventive contre l'eutrophisation.....	45
a. La relargageprécoce d'éléments nutritifs	45
b. Le marnage	45
c. Les apports des bassins versants.....	45
3.8.2 Lutte curative après eutrophisation	46
a. Les moyens physiques	46
b. Les procédés d'aération	46
c. autres procédés	47
2 ^{ème} Partie: Etudes expérimentales des flux de l'azote et du phosphore minéraux.	
Chapitre I: Présentation de l'Oued Seybouse	51
1. Bassin versant	53
1.1 Hydrologie.....	53
1.2 Climatologie.....	54
1.3 Usages d'Oued Seybouse.....	55
1.4 Qualité d'eau de l'Oued Seybouse	55
1.5 Pollution de l'Oued Seybouse.....	57
1.6 Le littoral récepteur des eaux de l'Oued Seybouse.....	57
1.7 L'anthropisation.....	58
2 La séquence étudiée	59
Chapitre II:Analyses physico-chimiques des eaux de l'Oued Seybouse	62
1 Méthodes d'analyses physicochimiques	62
1.1 Techniques de prélèvement.....	62
1.2 Transports des échantillons	63
1.3 Paramètres physicochimiques	64
1.3.1 La température (T°C)	64
1.3.2 Le potentiel hydrogène (pH)	64
1.3.3 La conductivité électrique (Ce)	65
1.3.4 Le potentiel d'oxydoréduction (Eh).....	65
1.3.5 Le débit.....	65
1.3.6 La hauteur d'eau du cours d'eau	66
1.3.7 Les matières en suspension	66
1.3.8 L'ion chlorure	66
1.3.9 L'oxydabilité aux permanganète de potassium "Indice permanganète"	67
1.3.10 L'azote minéral global	67
1.3.10.1 Les ions nitrates.....	68
1.3.10.2 Les ions nitrites	68
1.3.10.3 Les ions ammoniums.....	68
1.3.11 Les ions phosphates.....	69
1.3.12 La dureté totale.....	69
1.3.12.1 Calcium	69
1.3.12.2 Magnésium	69
2 Flux des éléments nutritifs	69
3 Analyse statistique.....	70
Chapitre VI: Résultats et Discussion.....	72

1 Résultats des analyses physicochimiques	72
1.1 La température	72
1.2 Le potentiel hydrogène (pH)	73
1.3 La conductivité électrique (CE)	73
1.4 Le potentiel d'oxydoréduction (Eh).....	75
1.5 La hauteur d'eau	75
1.6 Les matières en suspension	76
1.7 L'ion chlorure	77
1.8 L'oxydabilité aux permanganète de potassium.....	78
1.9 L'azote minéral global	79
1.9.1 Les nitrates	80
1.9.2 Les nitrites	80
1.9.3 Les ions ammoniums.....	82
1.10 Les phosphates	82
1.11 La dureté total.....	85
1.12 Les types des végétaux rencontrés	88
2 Les flux des éléments nutritifs.....	91
Conclusion Générale	100
Références Bibliographique	103
Annexes	110

Liste de Tableaux

Tableau	Titre	N° page
1 ^{ère} Partie		
CHAPITRE III		
Tableau3.1	Classification de l'état trophique selon l'étude de l'OCDE.	33
Tableau3.2	Les différentes formes végétales et milieux concernés de l'eutrophisation.	37
2 ^{ème} Partie		
CHAPITRE II		
Tableau2.1	Conservation des prélèvements.	63
CHAPITRE III		
Tableau3.1	Qualité des eaux de la Seybouse (mg/l) avec les valeurs de la période d'étude.	84
Tableau3.2	Les valeurs du rapport N/P durant la période d'étude.	84
Tableau3.3	Les valeurs de la dureté totale des eaux de l'Oued Seybouse.	86
Tableau3.4	Teneurs et flux annuels de l'azote minéral et du phosphore introduit par la Seybouse au littoral d'Annaba.	93
Tableau3.5	Matrice de corrélation de Pearson.	96

Liste des figures

Figure	Titre	N° Page
1 ^{ère} Partie		
CHAPITRE I		
Figure 1.1	Un organigramme présentant les formes de l'azote.	5
Figure 1.2	Schéma présentatif du cycle d'azote.	11
Figure 1.3	Différentes transformations dans le cycle de l'azote.	13
CHAPITRE II		
Figure 2.1	Schéma représentatif des formes du phosphore.	19
Figure 2.2	Schéma représentatif du cycle de phosphore.	22
CHAPITRE III		
Figure 3.1	Schéma représentatif de différentes étapes de l'eutrophisation.	36
2 ^{ème} Partie		
CHAPITRE I		
Figure 1.1	Localisation de l'Oued Seybouse en Algérie.	51
Figure 1.2	Carte du bassin versant Oued Seybouse.	52
Figure 1.3	Présentations des différents types de la qualité d'eau.	56
Figure 1.4	Carte représentative du golf d'Annaba.	57
Figure 1.5	Carte montrant la partie inférieure de l'Oued Seybouse.	59

Figure 1.6	Présentation de la séquence finale de l'Oued Seybouse.	60
Figure 1.7	Photo satellitaire localisant la station de prélèvement.	60
CHAPITRE II		
Figure 2.1	localisation de la station d'échantillonnage.	62
CHAPITRE III		
Figure3.1	Evolution de la température de l'eau (°C).	72
Figure 3.2	Variation annuelle du pH de l'eau de l'Oued Seybouse.	73
Figure3.3	Variation de la conductivité électrique annuelle (mS/cm).	74
Figure 3.4	Variation mensuelle du potentiel d'Oxydo- réduction (mV).	75
Figure 3.5	Variation de la hauteur d'eau pendant la période d'étude (cm).	75
Figure 3.6	Evolution de la matière en suspension au point d'échantillonnage (g/l).	77
Figure 3.7	Variation des chlorures (mg/l) d'eau de l'Oued Seybouse.	77
Figure 3.8	Fluctuation de l'oxydabilité dans l'Oued Seybouse (mg d'O ₂ /l).	79
Figure 3.9	Variation des teneurs en matières azotées dans l'Oued Seybouse (mg/l).	79
Figure3.10	Teneurs saisonnières en nitrates (NO ₃ ⁻) dans l'Oued Seybouse.	80
Figure3.11	Teneurs saisonnières en nitrites (NO ₂ ⁻) dans l'Oued Seybouse.	81
Figure3.12	Teneurs saisonnières en ions Ammoniums (NH ₄ ⁺) dans l'Oued Seybouse.	81
Figure3.13	Variation des teneurs en ions phosphate (PO ₄ ³⁻) dans l'Oued Seybouse.	83
Figure3.14	Teneurs saisonnières en ions phosphates (PO ₄ ³⁻) dans l'Oued Seybouse.	83

Figure3.15	Les valeurs du rapport N/P par saison	84
Figure3.16	Les teneurs en Calcium et Magnésium (Ca^{2+} , Mg^{2+}) (mg/l).	85
Figure3.17	Variation de la Dureté totale dans l'Oued Seybouse.	86
Figure3.18	Photos montrant les variations saisonnières de la biocénose des macrophytes dans l'Oued Seybouse (séquence finale).	88
Figure3.19	Photos montrant de la variation saisonnière de la masse algale dans l'Oued Seybouse (séquence finale).	89
Figure3.20	Les algues vues à l'œil nu (A) et au microscope optique (B).	89
Figure 3.21	Variation du flux des ions azotés dans l'Oued Seybouse (Kg/an).	90
Figure3.22	Fluctuation temporelle du flux des phosphates dans l'Oued Seybouse (Kg/an).	91
Figure3.23	Apports annuels des éléments nutritifs dans l'Oued Seybouse.	92
Figure3.24	Nuage des points pour la contribution des différentes variables	98
Figure3.25	Nuage des points pour la contribution les variables et observation.	98
Figure3.26	Nuage des points pour la contribution des flux des nutriments et les observations.	98

Introduction générale :

Partout autour de nous, nous entendons parler de pollution. Celle-ci se présente sous plusieurs formes : pollution atmosphérique, des sols et aquatique. Cette dernière forme est particulièrement préoccupante puisque l'eau est absolument indispensable à tous les êtres vivants de la planète. L'eau est une source de vie. Elle constitue un élément primordial dans la vie de l'homme. Les plantes et les animaux en ont besoin pour satisfaire leurs besoins quotidiens.

Les besoins en eau s'accroissent en même temps que la population augmente, non seulement parce que chaque être qui naît en exige pour son propre organisme, mais aussi parce que le développement socio-économique de la communauté en demande toujours plus. Malgré cette importance de l'eau, son usage n'est pas toujours sans danger.

En effet, l'eau, dans ces différentes formes de présence (nappes, fleuves, lacs), est exposée à divers types de pollution pouvant dégrader considérablement sa qualité.

Cette pollution aquatique se fait de différentes façons qui nous touchent toutes d'une manière ou d'une autre. L'eutrophisation est un processus naturel et 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. 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).

Dans plusieurs pays, l'eutrophisation des eaux de surface est devenue aujourd'hui un problème d'environnement d'ampleur et généralisé. La prolifération des plantes aquatiques (algues, cyanobactéries et macrophytes) s'est amplifiée ces dernières décennies avec l'utilisation accrue de fertilisants chimiques en agriculture et par le développement de l'élevage intensif. Les effluents industriels et les eaux usées domestiques favorisent également le phénomène en zones urbaines et industrielles. Les principaux paramètres indicateurs de l'état trophique sont les composés azotés, phosphorés et carbonés, mais de nombreux facteurs physico-chimiques tels que la température, le pH, la teneur en oxygène dissous doivent également être considérés.

L'eutrophisation réduit considérablement les possibilités d'utilisation des eaux.

Dans les plans d'eau, les apports massifs de nutriments provoquent très souvent l'eutrophisation, caractérisée par la prolifération de plantes aquatiques (Ogutu – Ohwayo et *al.*, 1997).

L'eutrophisation ou hyper-fertilisation des eaux en sels minéraux et en matières organiques est un type de pollution en extension qui atteint aujourd'hui toute la planète. (Rosenberg, 1985 ; Gesamp, 1990 ; Barth et Fegan, 1990).

Bien que la signification de la classification trophique appliquée aux eaux courantes est contestable, il est certain que les rivières, pour la plupart, aujourd'hui présentent des niveaux de productivité au-dessus du niveau naturel, néanmoins, les effets de l'eutrophisation dans les cours d'eau sont généralement moins aigus que dans les eaux stagnantes. (Lacaze J.C., 1996).

Notre étude porte sur une suite d'observation de la qualité des eaux de l'Oued Seybouse introduites au littoral d'Annaba, en vue de constituer une base de données permettant de dresser une stratégie d'aménagement intègre des eaux de surface et du littoral.

Le travail se structure autours de deux parties :

La première partie fait le point bibliographique en trois chapitres sur les matières azotées, les matières phosphorées ainsi que et la problématique de l'eutrophisation.

La seconde partie présente les différentes méthodologies et stratégies expérimentales. La présentation de la région d'étude constitue le premier chapitre. Dans le deuxième chapitre sont présentés les différents stratégies et méthodes utilisés aussi lieu en échantillonnage qu'au plan analytique. Enfin, le dernier chapitre est consacré à la présentation et la discussion des résultats obtenus sur le terrain et au laboratoire.

Dans un objectif d'estimation de la qualité des eaux de l'Oued Seybouse en termes de flux de l'azote et du phosphore minéraux, comme précurseur du phénomène d'eutrophisation dans la zone littorale réceptrice du cours d'eau.

1^{ère} Partie: Pollution des milieux aquatiques par les matières azotées et phosphorées

Chapitre I: Pollution des eaux par les matières azotées

L'azote est l'un des éléments les plus abondants dans la nature. Environ 80 % de l'air que nous respirons est constitué d'azote. Cet élément, composant majeur des protéines, est également présent dans les cellules de toute matière vivante. L'azote inorganique peut apparaître à l'état libre sous forme de gaz [N₂], de nitrate [NO₃⁻], de nitrite [NO₂⁻] ou d'ammoniac [NH₃⁺]. L'azote organique est présent dans les protéines et est recyclé en continu par les plantes et les animaux.

L'azote (N) a été considéré comme le principal élément qui limite la croissance du phytoplancton dans les lacs tropicaux (Henry R. *et al*, 1985), les eaux du Pacifique central (Dufour P. *et al*, 1999) et de l'Atlantique nord (Graziano L.M. *et al*, 1996), les estuaires et les baies (Piehler M.F. *et al*, 2004).

1.1. Les matières azotées

Les matières azotées sont présentes essentiellement sous formes :

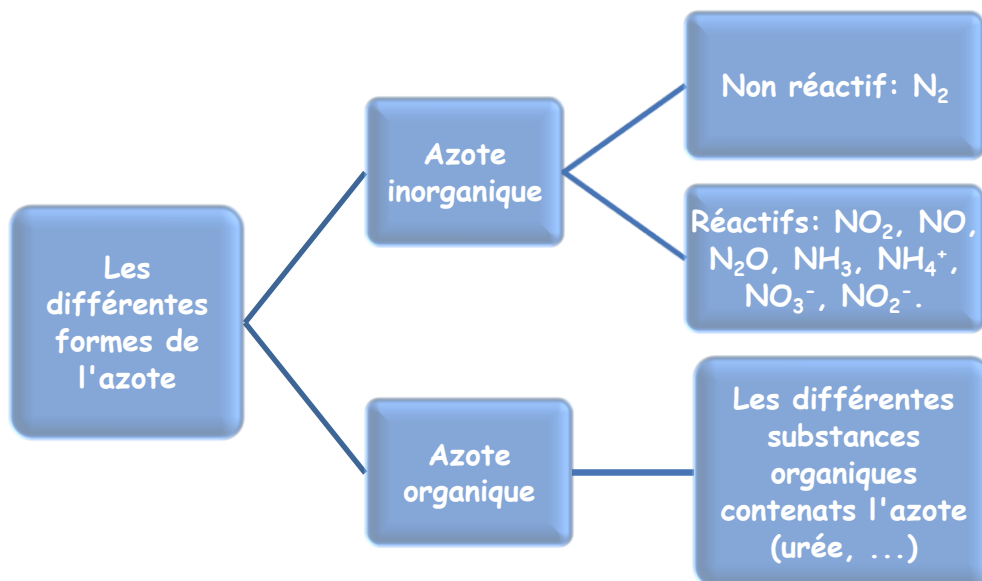


Figure 1.1 : Un organigramme présentant les formes de l'azote.

Les ions (NO_3^-) et (NO_2^-) sont très mobiles dans les sols des régions tempérées, car ceux-ci présentent une faible capacité de rétention à leur égard. En conséquence, la principale source de nitrite et de nitrate dans les eaux de surface (hors rejets ponctuels) correspond aux excédents d'azote minéral non prélevé par les racines des végétaux et entraîné par les eaux de lessivage (Fig. 1.1).

L'ion nitrate est la forme d'azote la plus commune et la plus stable dans les eaux de surface bien oxygénées. L'ion ammonium (NH_4^+) provient, quant à lui, essentiellement de la biodégradation de la matière organique. Il est en général rapidement réabsorbé par les organismes aquatiques, mais il peut être présent en concentrations importantes dans les eaux polluées et peu oxygénées, ainsi que dans les couches d'eau profondes, riches en matière organique (par exemple dans l'hypolimnion des lacs eutrophes). En général, l'ion nitrite est présent en faibles concentrations dans les eaux bien oxygénées car il est rapidement transformé en d'autres formes d'azote (nitrate principalement).

A l'heure actuelle, il ne semble pas y avoir de consensus scientifique sur le fait de savoir si le nitrate est une substance toxique pour les organismes aquatiques. L'azote ammoniacal (NH_4^+) peut, quant à lui, provoquer des symptômes de toxicité aiguë chez de nombreux organismes aquatiques à partir d'un certain seuil de concentration (perturbation des équilibres NH_3^- , NH_4^+ et accumulation d'ammoniac dans les cellules).

1.2. Sources et formes des matières azotées :

L'azote apporté au milieu provient de trois sources principales (Auby I. *et al.*, 1994).

1.2.1. Rejets domestiques:

L'azote est presque en totalité sous la forme d'azote organique (urée, acide urique, créatinine) et d'azote ammoniacal (N-NH_4^+). 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 total Kjeldhal (NTK) par habitant et par jour soit composé pour 2/3 de formes organiques (Aminot A. *et al.*, 1990), la proportion moyenne des deux composants du NTK obtenue sur six eaux résiduaires urbaines s'établit à 70% de NH_4^+ et 30% de N organique; les composés oxydés ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) n'atteignant pas 1%.

1.2.2. Rejets industriels

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

1.2.3. Rejets diffus issus du lessivage des sols enrichis en engrais azotés

Les apports d'azote d'origine agricole dus aux eaux de surface varient de façon considérable d'une région à une autre, en relation avec la pédologie, l'hydrographie, le climat, les pratiques culturales, la nature des récoltes et la plus ou moins bonne maîtrise des agriculteurs de l'emploi des divers 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 se fait presque uniquement sous la 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 (rejets issus du lessivage des sols) de la région considérée.

1.3. Transformation et transfert des matières azotées et cycle biogéochimique de l'azote

Le cycle de l'azote en milieu marin peut être résumé de la façon suivante (Auby I. *et al.*, 1994).

L'azote organique, qu'il soit d'origine végétale ou animale est transformé en ammonium par les processus bactériens d'ammonification. Dans la zone oxygène du sédiment, les microorganismes impliqués dans ces phénomènes sont des bactéries hétérotrophes

aérobies, tandis qu'au niveau de la zone anoxique, ce sont des bactéries fermentatives qui interviennent. Notons que l'excrétion animale alimente ces deux stocks d'azote sédimentaire, en produisant de l'azote organique, sous forme d'urée, et d'ammonium.

Dans la zone oxic du sédiment, cet ammonium peut ensuite être oxydé en nitrite puis en nitrate par les bactéries nitrifiantes : c'est la nitrification.

Le nitrate ainsi fabriqué (ou le nitrate adsorbé par le sédiment) pourra ensuite être réduit par des populations bactériennes selon trois voies différentes.

- Réduction assimilatrice du nitrate en ammonium (l'ammonium formé est intégré dans les cellules bactériennes). Cette réduction a lieu dans la zone aérobie du sédiment. Ce mécanisme n'est pas régulé par la concentration en oxygène dissous, mais par la teneur en NH_4^+ .

Les deux processus suivants, qui se déroulent dans la zone anoxique, sont, par contre, régulés par la concentration en oxygène dissous.

- réduction dissimulatrice du nitrate en ammonium (l'ammonium fabriqué est libre). Cette voie, liée au métabolisme fermentatif, ne conduit jamais à l'oxydation complète du carbone organique. Les molécules carbonées incomplètement oxydées sont ensuite utilisées par d'autres populations bactériennes, notamment celles impliquées dans le cycle du soufre.

- réduction du nitrate en produits gazeux solubles (oxyde nitreux $[\text{N}_2\text{O}]$ et azote moléculaire $[\text{N}_2]$). Elle est également appelée dénitrification. Ce processus est assuré par des bactéries anaérobies facultatives. Dans ce cas, les produits organiques carbonés sont totalement oxydés en CO_2 par l'intermédiaire du cycle de Krebs.

Il faut souligner que ce dernier mécanisme est le seul processus microbien permettant d'éliminer l'azote en excès dans le milieu marin en l'évacuant vers l'atmosphère.

Par ailleurs, un certain nombre de microorganismes sont aptes à fixer l'azote atmosphérique. Cette fixation est réalisée, non seulement par les cyanobactéries, mais également par de nombreuses espèces microbiennes aérobie et anaérobies libres ou

symbiotiques. Cette fixation est rendue possible par une enzyme particulière, la nitrogénase. La molécule d'azote moléculaire (N_2) est alors réduite en deux molécules d'ammoniac (NH_3).

De nombreux auteurs se sont intéressés aux rapports complexes qui unissent les végétaux et le cycle de l'azote en milieu côtier. Grâce aux travaux réalisés depuis ces 20 dernières années, un certain nombre de ces liens ont pu être décrits. Nous rappelons ici les grandes lignes.

La présence de végétaux joue un rôle sur les processus de fixation de l'azote moléculaire, en favorisant le développement des populations bactériennes capables de réaliser cette fixation.

Ce phénomène est particulièrement bien connu au niveau des herbiers de phanérogames. En effet, il semble que de nombreuses bactéries, associées plus ou moins étroitement à la zone qui entoure les racines (rhizosphère) ou les feuilles (phyllosphère) des plantes, sont capables de fixer l'azote moléculaire et de le transformer en ammonium qui est ensuite directement disponible pour les végétaux. Nous citons ici quelques expériences qui ont permis de quantifier ces processus.

Il a également été démontré que la présence d'algues vertes de la même famille que *Monostroma* (*Enteromorpha*) accroît la fixation de l'azote au niveau du sédiment. Ce processus ne serait qu'en minorité dû aux cyanobactéries épiphytes des thalles. En effet, la plus grande part de cette fixation continue de se produire en absence de lumière. Cet état de fait est également observé dans les herbiers australiens de *Zostera capricorni*. L'azote serait donc fixé en majorité par des bactéries qui se développent dans le sédiment et dont le développement serait favorisé par les substrats organiques issus de l'excrétion et de la décomposition des phanérogames et des algues (Auby I. *et al.*, 1994).

En fait, il semble que tout apport de carbone organique dans le milieu conduise inévitablement à une augmentation de la fixation de l'azote atmosphérique, ainsi que l'ont mis en évidence Patriquin et Knowles (1972) en milieu marin, et Seitzinger (1988) dans le cas du lacs (Auby I. *et al.*, 1994).

L'accroissement du stock de matière organique, notamment végétale, en voie de décomposition, et/ou la réduction des sédiments qui en résultent provoquent une diminution des mécanismes de dénitrification. Deux types de processus concourent à ce phénomène.

Lorsque la concentration en carbone organique est élevée et que les sédiments sont très réduits, la réduction dissimilative des nitrates en ammonium (RDNA) est favorisée par rapport à la dénitrification. Dans ces conditions, l'azote, qui aurait pu être éliminé sous forme d'azote moléculaire, se retrouve, au moins en partie, sous forme d'ammonium alors disponible pour la production primaire. Selon les milieux prospectés, la proportion de nitrate réduit par RDNA est toutefois très variable. Elle dépend non seulement de la teneur en matière organique des sédiments mais également de la nature des communautés bactériennes présentes dans les sédiments.

Pendant les périodes d'anoxie qui découlent de la dégradation de la matière organique, l'activité des bactéries nitrifiantes est limitée par l'absence d'oxygène et par le faible potentiel d'oxydo-réduction. De plus, ces conditions peuvent induire la formation d'hydrogène sulfureux (H_2S) dont la présence réduit l'activité des microorganismes nitrifiants.

Ainsi la dénitrification en milieu marin est limitée par la concentration en nitrate et donc la diminution du taux de nitrification conduit à une diminution du taux de dénitrification. Ainsi, dans les sédiments soumis à des apports importants en matière organique, Kemp S. *et al.* (1990) ont montré que ces deux processus couplés étaient fortement ralentis.

A cet égard, il faut souligner que les angiospermes aquatiques ont également un effet à ce niveau du cycle de l'azote. Comme cela a été démontré pour *Zostera marina*, par exemple, l'oxygène fabriqué par les plantes et transporté dans les racines, favorise les processus de nitrification. De même, l'activité dénitrifiante serait beaucoup plus élevée dans les herbiers qu'au niveau des sédiments nus.

Ainsi que Kemp S. *et al.* (1990) le font remarquer en conclusion de leur article, "ces résultats suggèrent un enchaînement d'interactions relativement ironique". En effet, l'accroissement de la production et de la consommation de matière organique dû à

l'eutrophisation pourrait inhiber le seul processus qui permet à l'azote excédentaire d'être éliminé du système. L'azote ammoniacal produit par la décomposition de la matière organique ne sera plus transformé en N_2 mais sera réutilisé par les végétaux. Ce type de processus permettrait à l'eutrophisation de se maintenir lorsqu'elle a débuté.

Certains micro-organismes, dont quelques cyanobactéries, sont capables de fixer cet azote atmosphérique alors que d'autre s'activent à le restituer en dénitrifiant les nitrates en milieu anaérobie, ce qui pourra se produire après une sévère eutrophisation. L'azote parcourt ainsi une véritable boucle entre la biosphère et l'atmosphère, boucle sur laquelle n'a finalement que peu d'emprise ; Sous forme de nitrates, l'azote est extrêmement mobile dans les sols. Les nitrates s'accumulent dans les nappes phréatiques où la dénitrification ne peut avoir lieu faute de matière organique.

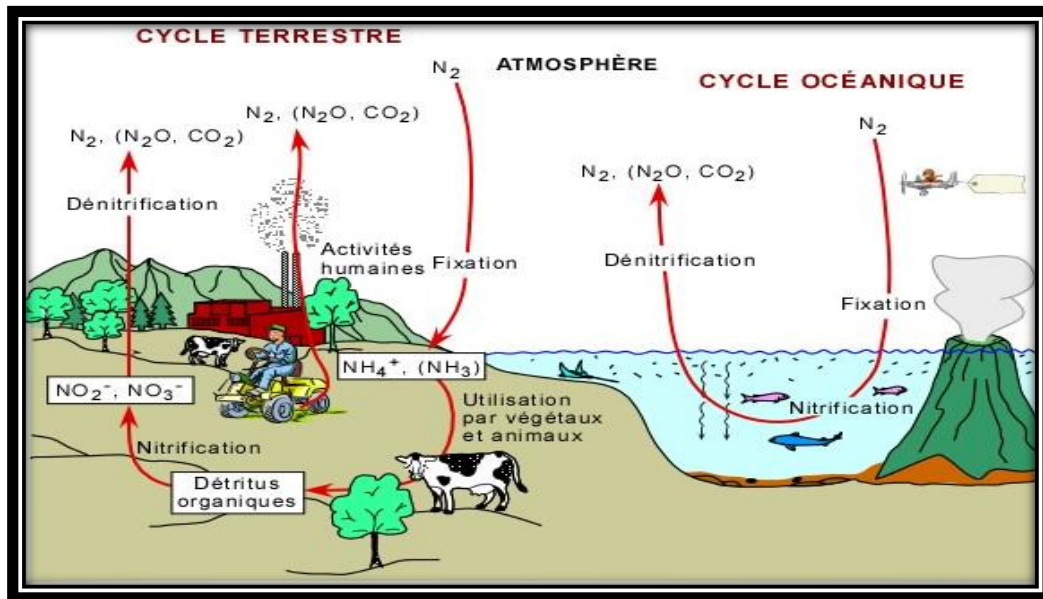


Figure 1.2 : Schéma présentatif du cycle d'azote (Lefebvre S., 2003).

Le cycle biogéochimique de l'azote d'une façon très simplifiée (Fig. 1.2), représente une succession de processus naturels qui transforme l'azote (N_2) en substances organiques, puis retransforme celles-ci en azote dans tous les milieux (Fig. 1.3):

1.3.1. La fixation

L'azote gazeux est transformé en composés minéraux par les cyanophycées (Anabaena, Nostoc, Phormidium) ou les bactéries (Azotobacter, Clostridium, Desulfovibrio). Ce phénomène ne touche que les organismes primitifs.

1.3.2. L'assimilation

C'est la transformation en matière organique de composés minéraux (par les organismes autotrophes, c'est à dire les végétaux) ou de matière organique en autre matière organique (par les hétérotrophes, c'est à dire les animaux). Ce processus constitue ce que l'on nomme synthèse des protéines. Ainsi, un végétarien transformera les protéines végétales en protéines animales, dont les carnivores se nourriront pour fabriquer d'autres protéines. Seuls les végétaux (dont font partie les bactéries) sont capables de synthétiser des protéines à partir d'éléments minéraux; c'est la raison pour laquelle l'on peut cultiver des plantes grâce à une solution nutritive ne comportant que des sels minéraux, chose qu'il serait vain d'entreprendre avec un animal.

1.3.3. L'excrétion

Il s'agit de l'émission de matières organiques non assimilées, car non digestibles, et de molécules plus petites, résultant de la dégradation plus ou moins complète de la matière organique, telles que l'ammoniac (amphibiens de forme larvaire, bactéries, invertébrés et vertébrés aquatiques), l'urée (amphibiens adultes et vertébrés terrestres) ou sous sa forme acide en acide urique (reptiles terrestres et oiseaux).

1.3.4. L'ammonification

Les molécules issues du métabolisme et présentes dans le milieu après excrétion, sont décomposées en ammoniac par des bactéries (Achromobacter, bacillus, Clostridium, Corynebacterium, Flavobacterium, Nitrococcus, Proteus, Pseudomonas, Serratia).

1.3.5. La nitrification

C'est la succession de deux processus : la nitratisation, qui conduit les ions ammonium à s'oxyder en nitrites par des bactéries (Nitrosomonas, Nitrosococcus, Nitrospira) et la nitratisation, qui transforme les nitrites en nitrates par des bactéries également (Nitrobacter).

1.3.6. La dénitrification

Processus inverse du précédent, conduisant à la réduction des nitrates en nitrites puis éventuellement en diazote ou ammoniac et effectué grâce à des bactéries dénitrifiantes (Azotobacter, Arthrobacter, Bacillus, Pseudomonas, Thiobacillus).

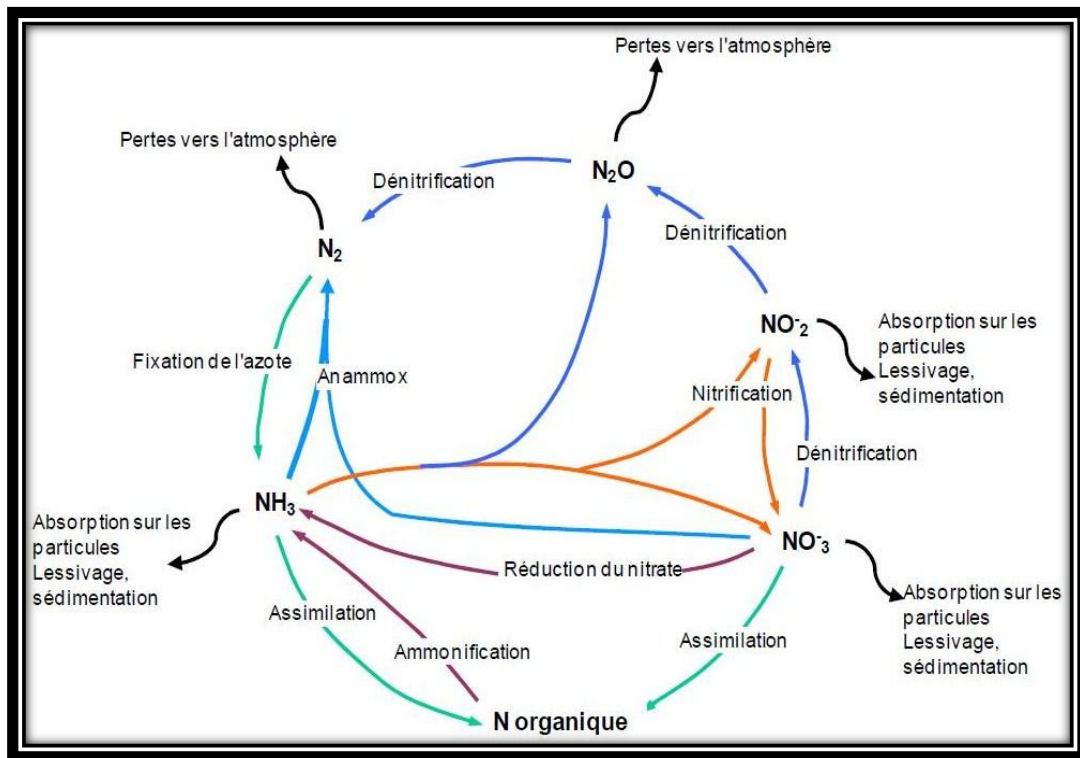


Figure 1.3 : Différents transformation dans le cycle d'azote (Lefebvre S., 2003).

1.4. Conséquences environnementales

Les composés azotés servent de substances nutritives dans les cours d'eau et les rivières. Les réactions au nitrate [NO_3^-] dans l'eau douce peuvent provoquer un appauvrissement en oxygène. Par conséquent, les organismes aquatiques dépendant de l'oxygène présent dans les cours d'eau ne pourront pas survivre. Les principales voies de

pénétration de l'azote dans l'eau sont les eaux usées urbaines et industrielles, les fosses septiques, les déversements provenant des élevages, les déchets animaux (oiseaux et poissons compris) et les gaz d'échappements des voitures. Les bactéries présentes dans l'eau transforment rapidement les nitrites [NO₂⁻] en nitrates [NO₃⁻].

1.5. 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 A. *et al*, 2001).

En France (Levi Y. *et al*. 2006), l'eau alimentaire du robinet ne doit jamais présenter une teneur en NO₃⁻ 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.

L'eau de surface est classée en très bon état environnemental, si elle présente toujours une teneur inférieure ou égale à 10 mg/l. L'eau souterraine comme de surface est classée en bon état environnemental si elle ne présente jamais une teneur supérieure à 50 mg/l.

Toutefois, une valeur guide indicative de 40 mg/l. (qui peut être réduit pour les eaux souterraines par le préfet coordonnateur de bassin) est déterminé à titre d'alerte, afin d'engager préventivement des mesures de restauration environnementale.

L'azote élément essentiel pour la croissance des cultures, et en outre, une partie de l'azote, provenant plus particulièrement des effluents d'élevage. Les concentrations excessives d'azote et de phosphore dans l'eau peuvent entraîner une eutrophisation des rivières à débit lent, des lacs, des réservoirs et des zones côtières.

L'ion nitrate est la forme la plus présente dans l'eau donc l'effet majeur des matières azotées est dû au nitrates. Nous pouvons donc dire que les nitrates sont à la fois d'origine naturelle comme on peut le constater grâce au cycle de l'azote, ou encore d'origine industrielle.

A l'heure actuelle, il ne semble pas y avoir de consensus scientifique sur le fait de savoir si le nitrate est une substance toxique pour les organismes aquatiques. Quoiqu'il en soit, les concentrations en nitrate sont suivies dans les cours d'eau. L'azote ammoniacal (NH_4^+) peut, quant à lui, provoquer des symptômes de toxicité aigue chez de nombreux organismes aquatiques à partir d'un certain seuil de concentration.

1^{ère} Partie: Pollution des milieux aquatiques par les matières azotées et phosphorées

Chapitre II: Pollution des eaux par les matières phosphorées

Le phosphore est l'un des éléments essentiels au bon fonctionnement du métabolisme végétal et animal. Sous sa forme élémentaire, il est souvent l'élément qui contrôle la productivité primaire des lacs et des rivières, le phosphore est très toxique. Les phosphates $[\text{PO}_4^{3-}]$ proviennent de cet élément. Leur présence dans la nature peut s'expliquer par la transformation des pesticides organiques contenant des phosphates. Ils peuvent apparaître dans une solution, sous forme de particules ou de fragments séparés ou dans les organismes aquatiques.

Le phosphore (P) a été vu comme l'élément qui limite la croissance du phytoplancton dans les lacs (Schindler D.W., 1977), la mer des Sargasses (Cotner J.B. *et al*, 1997) et les eaux côtières (Downing J.A., 1997).

2.1. Les matières phosphorées

Le phosphore (P) est le 11^{ème} élément le plus abondant sur Terre et il entre dans 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.

Dans l'environnement, le phosphore est présent sous différentes formes. On distingue les formes dissoutes des formes particulaires.

On distingue deux formes principales du phosphore :

Les phosphates (sous forme HPO_4^{2-} ou H_2PO_4^- dans les eaux naturelles) correspondent à la fraction de phosphore qui se trouve sous forme minérale dissoute,

Le phosphore total (PT) résulte de l'analyse d'eaux non filtrées. Cette fraction rassemble le phosphore organique et minéral, dissous et particulaire.

La majorité des apports de phosphore provient de sources ponctuelles: rejets urbains ou industriels, déjections animales provenant d'élevages industriels. Les rejets domestiques sont plus réduits que dans le cas de l'azote : on considère qu'un habitant produit journalièrement entre 3 et 4 grammes de phosphore total (PT) dont une moitié provient des excréta et l'autre de l'utilisation de produits détergents à base de polyphosphates.

Le fait que les apports diffus de cet élément par lessivage des sols soient minoritaires s'explique par la faible solubilité du phosphore contenu dans les sols et particulièrement des formes minérales constituées, dans les milieux acides, par les phosphates de fer et d'alumine. La majeure partie du phosphore appliqué comme engrais ou restitué par la décomposition de la matière organique est rapidement convertie en forme insoluble. Pour cette raison, on rencontre fréquemment dans les sols des concentrations de phosphore dissous inférieures à 0,01 mg/l.

Il apparaît que le phosphore provenant d'apports diffus parvient aux cours d'eau principalement sous forme particulaire et par ruissellement de surface.

Quelles que soient ses origines (entraînement à partir des sols agricoles du bassin versant, rejets industriels ou apports domestiques), le phosphore se retrouve dans les eaux de surface et dans les sédiments sous plusieurs formes, organiques (phospholipides, phosphoprotéines, ...) et minérales (phosphate et polyphosphate) plus ou moins complexées.

Les relations du phosphore avec les sédiments des cours d'eau et avec les sols régissent la plus grosse part des apports dans les eaux superficielles. La granulométrie des sédiments doit être prise en compte. En effet, l'essentiel du pouvoir adsorbant est dû aux particules les plus fines (<50 μ m) qui peuvent être remises en suspension lors de variations de débit d'une rivière ou de remaniement des sols par érosion naturelle, défrichage ou terrassement. Le remaniement du sédiment entraîne des phénomènes de désorption du phosphore mais également le transfert de phosphore soluble de l'eau interstitielle dans la colonne d'eau (Matejka G. *et al.*, 1992), (Daouda M., 2010).

2.2. Sources et formes des matières phosphorées

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

- formes minérales : 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 ;
- formes organiques : trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre et leurs formes dégradées.

D'après, Tate (1984) 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. Selon Brookes *et al.* (1984), le phosphore microbien représenterait 2 à 24% du phosphore organique du sol (Lefebvre S., 2003).

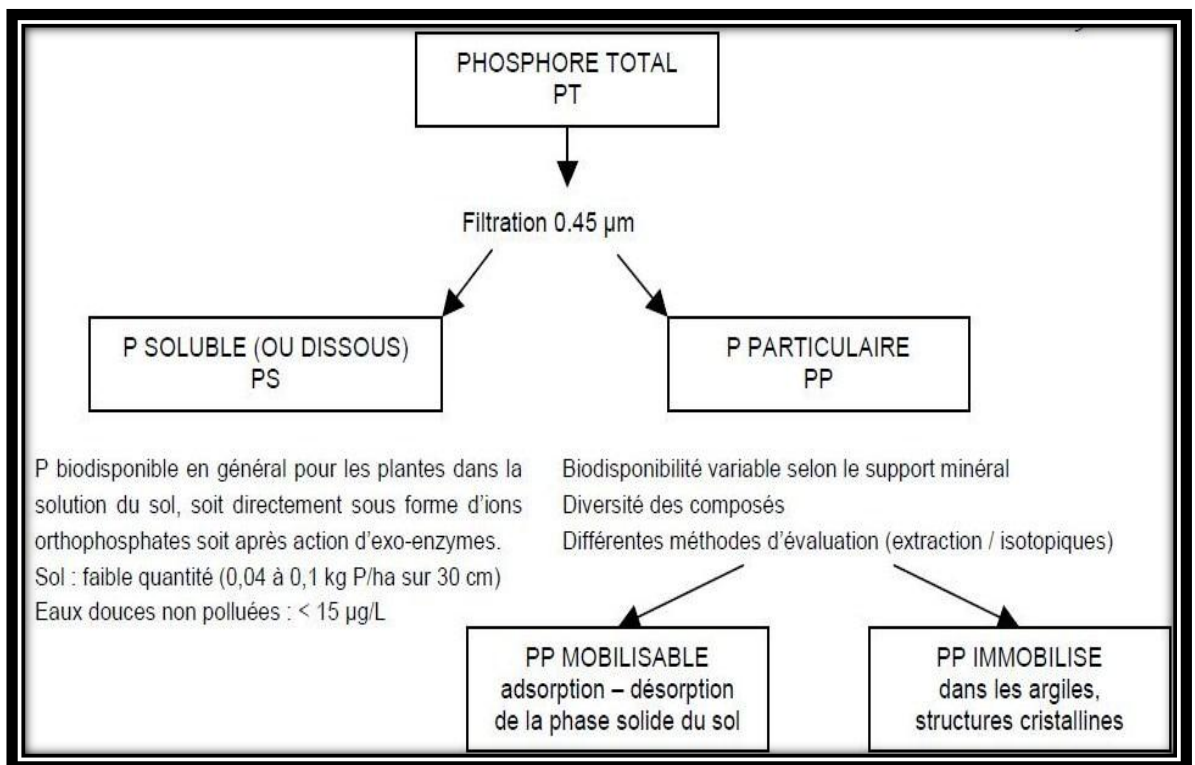


Figure 2.1 : Schéma représentatif des formes du phosphore (Lefebvre S., 2003).

Le phosphore particulaire minéral peut être lié au calcium (apatite), au fer (strengite), à l'aluminium (varis cite), 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 C., 2003). C'est un élément dont la spéciation 3 solide est très mal connue, c'est pourquoi sa réactivité est difficile à évaluer.

On distingue deux formes principales du phosphore (Auby I. *et al.*, 1994):

☞ **le phosphate** (PO_4^{3-}) correspond à la fraction de phosphore qui se trouve sous forme minérale dissoute (eaux filtrées sur $0,45 \mu\text{m}$).

☞ **le phosphore total** (PT) résulte de l'analyse d'eaux non-filtrées. Cette fraction rassemble le phosphore organique et minéral, dissous et particulaire.

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.

La granulométrie des sédiments doit être prise en compte. En effet, l'essentiel du pouvoir adsorbant est dû aux particules les plus fines ($<50\mu\text{m}$) qui peuvent être remises en suspension lors de variations de débit d'une rivière ou de remaniement des sols par érosion naturelle, défrichage ou terrassement.

Le remaniement du sédiment entraîne des phénomènes de désorption du phosphore mais également le transfert du phosphore soluble de l'eau interstitielle dans la colonne d'eau (Matejka G. *et al.*, 1992).

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 paramètres. 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 (Fig. 2.1).

Par ailleurs, 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) ;
- en PO_4^{3-} , pour la forme "ortho" et libre dans l'eau réagissant directement au réactif de colorimétrie ;
- en P_2O_5 , l'anhydride orthophosphorique en agronomie ;
- en microatome-gramme en océanographie.

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

2.3. Transformation et transfert des matières phosphorées « cycle biogéochimique » du phosphore

Les microorganismes n'interviennent qu'exceptionnellement sur l'état d'oxydation du phosphore, qui se trouve le plus souvent sous forme H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} ou PO_4^{3-} . La plupart des transformations auxquelles est soumis cet élément dans le milieu marin, peuvent, en fait, être considérées comme des transferts (Fig. 2.2).

En premier lieu, il importe de rappeler que le phosphore ne peut être utilisé par les végétaux c'est à dire bio disponible que sous forme d'ion phosphate (PO_4^{3-}).

Le phosphore organique, qu'il soit dissous ou particulaire, est transformé en phosphate par minéralisation bactérienne grâce à l'action d'une enzyme particulière, la phosphatase. Cette transformation peut avoir lieu à l'intérieur des cellules bactériennes ou directement dans le milieu, par action des phosphatases libérées par les bactéries.

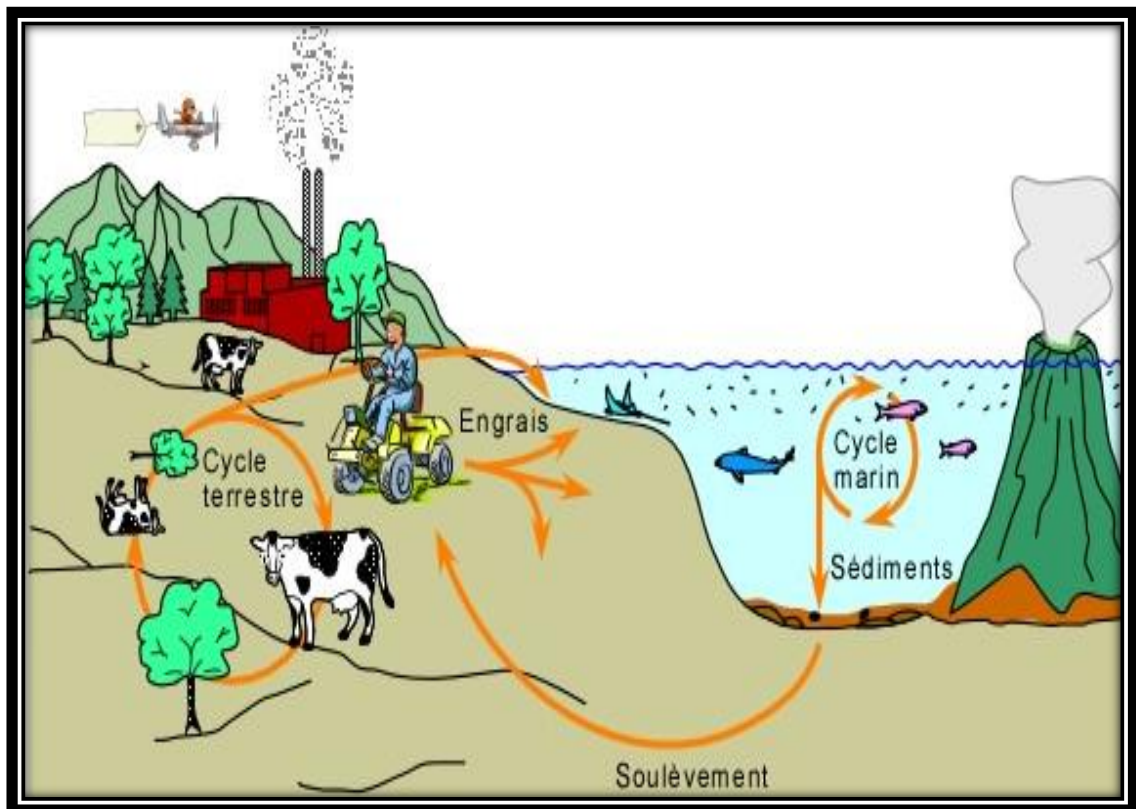


Figure 2.2 : Schéma représentatif du cycle de phosphore (Lefebvre S., 2003).

Le phosphore minéral dissout existe sous la forme de phosphates condensés. Il est transformé en phosphate par simple hydrolyse.

Le phosphore minéral particulaire se trouve, pour sa part, sous trois formes principales:

- particules de minéraux phosphatés : phosphates de calcium (dont l'apatite), phosphates d'aluminium, de fer, et phosphates doubles de fer et d'aluminium.
- précipités de surface : les cristaux précédemment décrits sont précipités sur d'autres particules.
- formes occluses : phosphates de calcium, d'aluminium et de fer occlus généralement dans des oxydes de fer.

Le phosphore minéral particulaire n'est donc pas directement disponible pour les végétaux.

Toutefois, la plupart de ces composés peuvent, dans certaines conditions (facteurs physicochimiques ou biologiques), être solubilisés, permettant ainsi la libération du phosphate. Les mécanismes qui conduisent à cette solubilisation sont multiples.

Le facteur de solubilisation du phosphore le plus anciennement mis en évidence est relatif aux liens qui unissent le fer et le phosphore : dans des conditions anoxiques, le fer ferrique (Fe_3^+) est réduit en fer ferreux (Fe_2^+) et ce mécanisme permet une solubilisation du phosphate lié à FeOOH . D'autres travaux ont montré que cette réduction du fer n'était pas un phénomène purement chimique, mais qu'il est associé au métabolisme de certains microorganismes anaérobies. (Mainstone, C.P et al, 2002).

Les phosphates ferriques peuvent également être solubilisés par action de l'hydrogène sulfureux (H_2S) d'origine microbienne, avec production de sulfure de fer (FeS) et libération de phosphate. Ce mécanisme intervient principalement en conditions anoxiques. Ces phénomènes sont d'autant plus importants dans le Bassin versant que les concentrations en fer total des eaux et des sédiments sont élevées.

Par ailleurs, les bactéries sont capables de produire des acides organiques qui agiront en tant qu'agents chélatants et permettront la libération des ions phosphate. Selon Harrison *et al.*, (1972), les bactéries qui se trouvent dans des conditions oxiques stockent ce phosphate qui sera ensuite relargué dans le milieu lors de conditions anoxiques ou lors de la mort des bactéries.

Quels que soient les mécanismes impliqués dans ces phénomènes, il est donc bien établi que l'anoxie des sédiments facilite la désorption du phosphate. Pour cette raison, la libération du phosphate sédimentaire a lieu principalement pendant les périodes où le sédiment est plus anoxique (c'est à dire l'été et la nuit). Il importe de rappeler que la dégradation de la matière organique entretient cette anoxie *via* le métabolisme des microorganismes décomposeurs (qui consomment de grandes quantités d'oxygène). Dès lors, on peut estimer que l'accumulation de matière organique en voie de dégradation crée des circonstances favorables à la solubilisation du phosphate, lequel sera ensuite utilisé par les végétaux.

De plus, il faut remarquer que les phanérogames peuvent intervenir sur le cycle du phosphore, de deux façons différentes.

2.3.1. Solubilisation du phosphore particulaire

Le métabolisme lié à l'absorption racinaire du phosphate par les angiospermes aquatiques pourrait, en diminuant localement le pH du milieu, accroître la solubilité du stock de phosphore sédimentaire. Ce type de phénomène a été mis en évidence en eau douce. De même, plusieurs auteurs ont observé que la proportion de phosphore soluble dans le sédiment est plus élevée dans les herbiers de phanérogames marines (*Thalassia testudinum* et *Posidonia oceanica*) que dans les zones dépourvues d'herbier. Ce type de mécanisme reste toutefois à démontrer dans le cas des herbiers de zostères. (Mainstone, C.P. *et al*, 2002).

2.3.2. Transfert du phosphore entre les compartiments eau et sédiment

Depuis une vingtaine d'années, il a été démontré que les phanérogames marines sont capables d'absorber le phosphate aussi bien par leurs feuilles que par leurs racines. Par ailleurs, différentes études ont montré que le phosphore absorbé par les plantes (*Zostera marina* et *Z. noltii*, notamment) peut être relargué dans l'eau par les feuilles. Dans le cas de *Z. noltii*, ces derniers ont montré que ce relargage foliaire se déroule lorsque la plante est immergée. Les phanérogames agiraient ainsi comme des pompes, permettant au phosphore sédimentaire d'être relargué dans la colonne d'eau. (Mainstone, C.P. *et al*, 2002).

Le phosphore lui, n'a pas de phase gazeuse et sa forme minérale naturelle est uniquement le phosphate, celle de ses gisements. La nature l'extrait parcimonieusement pour satisfaire les besoins de la biosphère, le laissant, le reste du temps, fixé dans les sols et les sédiments; le terme ultime de son parcours étant la mer. Seule possibilité de « retour aux sources » efficace: le soulèvement des fonds marins... A plus brève échéance, il ne faut guère compter que sur la restitution par les fientes d'oiseaux de mer piscivores, c'est-à-dire pas vraiment de quoi rétablir des gisements économiquement exploitables, à la vitesse où l'homme s'active à épuiser ceux qui existes.

Les sédiments fins agissent comme accumulateur de phosphore dans les conditions oxydantes habituelles. Toutefois, ils peuvent brusquement relarguer des quantités importantes de phosphore minéral si le milieu devient réducteur.

L'existence de ce stockage de phosphore est un élément important à prendre en compte lors des prévisions du temps de retour à la situation oligotrophe après une réduction des apports continentaux.

Nous noterons que la vitesse de reminéralisation du phosphore organique est plus rapide que celle de la reminéralisation de l'azote organique (cette dernière nécessite obligatoirement la voie bactérienne et demande plusieurs étapes successives). Ainsi des phosphatases végétales peuvent rapidement, à la mort des algues phytoplanctoniques, détacher les groupes phosphates des molécules organiques.

Le cycle du phosphore est unique parmi les cycles biogéochimiques majeurs en ce sens qu'il ne possède pas de phase gazeuse, du moins en quantité significative. Comme ce cycle s'effectue principalement entre les océans et les continents, il est qualifié de sédimentaire. Il se distingue également des autres cycles par le fait que le passage du phosphore d'un compartiment à un autre 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). Le phosphore du sol, en l'absence d'apports anthropiques, provient de l'altération des roches et notamment de la dissolution de l'apatite.

Ce cycle naturel est modifié sous l'action de l'homme comme le montre la figure (2.2). 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.

Les éléments nutritifs et particulièrement le phosphore sont présents à l'état naturel dans l'écosystème, mais l'activité humaine a considérablement accru la quantité de phosphore libéré dans l'environnement.

Ainsi, le cycle du phosphore anthropisé peut se résumer à un transfert de masse régi par des processus hydrologiques, depuis les gisements sédimentaires vers les sédiments marins *in fine*. De ce point de vue, le phosphore peut être considéré comme une ressource non renouvelable à l'échelle de temps humaine, à l'inverse de l'azote. (Lemerancier B., 2003).

2.4. Conséquences environnementales

Les pluies peuvent causer le drainage de différentes quantités de phosphates depuis les terres agricoles vers les cours d'eau avoisinants. Le phosphate stimule la croissance du plancton et des plantes aquatiques et continentales, aliments favoris des poissons. Cette croissance stimulée peut engendrer une augmentation de la population de poissons et améliorer la qualité globale de l'eau. Néanmoins, une présence trop importante de phosphates dans l'eau risque d'entraîner la prolifération des algues et des plantes aquatiques, saturant ainsi le milieu et consommant beaucoup d'oxygène.

2.5. Les normes de qualité des eaux relatives du 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 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;
- dans les lacs dont la concentration naturelle se trouve ou se trouvait entre 10 et 20 µg/l : 50 % d'augmentation par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser un maximum de 20 µg/l afin d'éviter l'eutrophisation des lacs.

Ces deux derniers critères s'appliquent à la période sans glace et, pour les lacs abritant des habitats sensibles (ex. : lacs à touladis), 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).

Le phosphore est un élément essentiel à la productivité des écosystèmes aquatiques.

Par contre, sa présence en excès provoque des perturbations des lacs et des cours d'eau, notamment dans les zones d'écoulement lent, qui peuvent affecter les usages de l'eau et avoir un impact sur la santé. Les sources diffuses agricoles, contribuant pour environ 70 % de l'apport de P dans plusieurs rivières, ainsi que l'enrichissement des sols et les ajouts d'élevages dans plusieurs bassins versants, peuvent expliquer ce constat.

Les phosphates sont des composés essentiels à la vie. Ils sont nécessaires aux plantes et aux animaux pour la croissance, la structure osseuse et le transfert d'énergie des cellules.

Si les phosphates sont normalement présents et utiles à faible dose dans l'eau et les sols, leur excès est une des causes majeures de l'eutrophisation de l'eau, c'est-à-dire la modification et la dégradation d'un milieu aquatique, lié en général à un apport excessif de substances nutritives qui augmentent la production d'algues et d'espèces aquatiques.

Les phosphates présents dans les eaux proviennent en grande partie de l'activité agricole (engrais pour enrichir les fruits et légumes en source de phosphore), des eaux domestiques (lessives et produits détergents phosphatés) et de l'activité industrielle.

1^{ère} Partie: Pollution des milieux aquatiques par les matières azotées et phosphorées.

Chapitre III: L'eutrophisation

Depuis les dernières décennies, l'enrichissement nutritif anthropique « eutrophisation » a été identifié comme un problème écologique pour plusieurs écosystèmes côtiers (Smith V.H., 2003). Les producteurs primaires étaient les premiers organismes affectés par ce phénomène, ce qui entraîne comme conséquences des changements dramatiques de leur structure et leur dynamique saisonnière (Pinckney J.L. et al, 2000). Par suite de l'eutrophisation accrue des régions littorales, plusieurs études écologiques ont mis l'accent sur l'effet des nutriments sur le phytoplancton (Granéli E. et al, 1999). La disponibilité des nutriments constitue le principal facteur qui contrôle le phytoplancton lorsque les conditions de lumière et de température sont adéquates (Hecky R.E. et al, 1988). En effet, elle peut affecter son taux de croissance, sa biomasse et sa composition spécifique (Caron D.A. et al, 2000).

L'eutrophisation des eaux continentales de surface est à l'origine de nombreux désordres (Khalaf G. *et al*, 2009) :

- exacerbation du rythme nyctéméral de l'oxygène dissous: forte production diurne (photosynthèse) et très forte consommation nocturne (respiration) par la biomasse végétale,
- déplacement de l'équilibre calco-carbonique,
- fortes variations du pH,
- production de composés toxiques, par les dinoflagellés, en particulier en milieu saumâtre et marin, (les coquillages qui concentrent ces composés peuvent devenir impropres à la consommation), et d'hépatotoxines ou des neurotoxines par les cyanobactéries,
- destruction d'habitat, par colmatage des fonds de cours d'eau,
- pollution organique différée lors de la minéralisation des végétaux morts (appauvrissement en oxygène, conditions d'anaérobiose avec production d'ammoniac, d'hydrogène sulfuré, de méthane) et dépréciation notable de l'écosystème,
- dégradation des conditions de production d'eau potable (colmatage des filtres, variations importantes et rapides de la qualité de l'eau...),
- altération de la valeur esthétique et du potentiel ludique du milieu.

Le coût des dommages lié à l'eutrophisation est important. En 1988, une étude « inter-agences » l'estimait à 2 milliards de francs, dont plus de la moitié représentait le surcoût pour la production d'eau potable.

Cette somme mériterait d'être actualisée, compte tenu de l'extension géographique du phénomène.

3.1 Définition

L'eutrophisation est définie par l'OCDE (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 M., 2010).

Définition opérationnelle du terme « eutrophisation »

Le terme « eutrophisation » est employé sous plusieurs significations, et souvent utilisé sans définition claire. Il paraît donc essentiel de s'accorder, en tout premier lieu, sur le sens que l'on donnera à ce terme.

Tout d'abord, on doit considérer le terme « eutrophe » dont dérive le mot « eutrophisation ». « Eutrophe » signifie simplement « bien nourri ». Comme le rappelle Genovese (1973), le préfixe « eu » contient l'idée de bien, d'utile, d'optimal. Tout milieu pauvre en matières nutritives, ne répondant pas, par définition, à la notion de conditions optimales, on en vient à considérer qu'un milieu est eutrophe quand il est riche en nutriments. On peut donc s'accorder sur la définition du mot « eutrophe » que fournit le Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes : *une eau eutrophe est une eau riche en matières nutritives* (Aminot A. *et al*, 2001).

Quant à l'eutrophisation d'un milieu, il s'agit, *stricto sensu*, du fait de devenir eutrophe (donc, de s'enrichir en nutriments). Cette notion a pris naissance pour désigner la progression naturelle de l'état trophique des lacs, c'est-à-dire l'augmentation de la richesse du milieu (de l'oligotrophie à l'hypertrophie, en passant par l'eutrophie). Toutefois, la notion d'eutrophisation (dans son étymologie d'origine « enrichissement ») n'a de sens que par

rapport à la biomasse qui tire bénéfice des nutriments présents¹. Aussi est-il compréhensible que l'on ne puisse différencier dans le terme « eutrophisation » ce qui est relatif à l'enrichissement, d'une part, et ce qui correspond à la biomasse qui bénéficie de cet enrichissement, d'autre part.

La notion d'« eutrophisation » est donc délicate à manier, puisqu'elle ne désigne pas un état mais l'évolution du milieu vers un état, lui-même défini de manière subjective (enrichi). Le terme eutrophisation contient donc en germe la dérive de sens qu'il a subi, désignant à la fois les causes et les conséquences de la fertilisation du milieu (Aminot A. *et al*, 2001).

A l'origine, l'eutrophisation est un phénomène naturel de vieillissement des lacs. Ce processus très lent s'étale sur plusieurs années et est normalement peu perceptible à l'échelle d'une génération. Cependant, l'homme accélère l'avancée de l'eutrophisation par des nouvelles sources de nutriments. Ainsi, le phénomène est très avancé aujourd'hui pour les eaux continentales, et prend de plus en plus d'importance pour les eaux marines. La principale conséquence de l'eutrophisation est une dégradation de la qualité de l'eau, et donc des pertes économiques et un risque supplémentaire pour la santé. De nombreuses mesures sont aujourd'hui adoptées pour améliorer la qualité des eaux déjà atteintes pour limiter l'expansion de l'eutrophisation aux eaux encore saines

L'eutrophisation des eaux est l'un des problèmes environnementaux majeurs du monde contemporain. Les effets visibles sont le développement planctonique; la prolifération des algues et des macrophytes. Le programme coopératif international de surveillance des eaux douces de l'OCDE (1982) a fixé des valeurs limites pour les concentrations en phosphore et en chlorophylle *a*. (Tab. 3.1). Ces seuils permettent de déterminer l'état trophique de nombreux lacs tempérés.

Lorsque, par son activité, l'Homme introduit par inadvertance des éléments nutritifs comme l'azote (sous forme de nitrate ou de nitrite et d'ammonium), le phénomène d'eutrophisation se produit souvent et se manifeste par un changement au niveau de la diversification des algues.

Tableau 3.1 : Classification de l'état trophique selon l'étude de l'OCDE (1982).

Pt = teneur en phosphore total, Chl = teneur en chlorophylle a; Chl. max = teneur maximum en chlorophylle a.

Classe des états trophiques	indices de 'état trophique (mg/m3)		
	Pt	Chl	Chl max.
Ultra-oligotrophe	< 4.0	< 1.0	< 2.5
Oligotrophe	< 10.0	< 2.5	< 8.0
Mesotrophe	10-30	2.5-8.0	8.0 – 25
Eutrophique	35-100	8-25	25 -75
Hypereutrophe	> 100	> 25	> 75

On constate en effet l'évolution vers une communauté pauvre en espèces végétales. Les espèces résistantes se développent ensuite de façon excessive. Par ailleurs, vers la fin de la poussée saisonnière de productivité, on assiste, du fait de la décomposition du surcroît de matière organique, à une consommation rapide de l'oxygène dissous ; ce qui rend impossible toute vie autre que celle des anaérobies.

3.2 Processus de l'eutrophisation

Voici en résumé les grandes étapes de ce phénomène complexe (Laurentides C., 2009):

- ❖ Le plan d'eau reçoit des apports en d'éléments nutritifs (particulièrement en phosphore) provenant de sources diverses (naturelles et anthropiques sur une longue ou courte période de temps).

- ❖ L'accumulation d'éléments nutritifs dans l'eau provoque, à plus ou moins long terme, une prolifération de plantes aquatiques et d'algues dans la couche supérieure du plan d'eau et dans le littoral, ce qui réduit considérablement la transparence de l'eau (l'eau devient plus turbide).

❖ L'augmentation de la turbidité limite le passage de la lumière à travers la colonne d'eau. La photosynthèse ne peut alors s'effectuer que près de la surface du plan d'eau.

❖ Le surplus de matière végétale produit dans l'épilimnion se dépose au fond du plan d'eau, suite à sa sénescence (mortalité).

❖ Les décomposeurs utilisent l'oxygène dissous afin de dégrader la matière végétale, ce qui provoque une diminution des concentrations d'oxygène dissous en profondeur.

Selon Ramade (1981), les principales phases successives de l'eutrophisation des eaux peuvent être schématisées comme suit :

- Pollution croissante,
- Prolifération des algues,
- Décomposition anaérobie,
- Dégradation extrême du milieu avec une simplification des espèces présentes.

On remarque que la première étape n'est pas forcément négative pour le milieu, car celui-ci s'enrichit au niveau de chaque maillon de la chaîne trophique. La seconde étape, par contre, voit une grande partie de la faune disparaître au profit d'organismes dits inférieurs.

Le rythme de développement des différentes phases dépend de l'environnement du plans d'eau: occupation des bassins versants, flux et nature des polluants, luminosité, hydrologie et hydrodynamique, morphométrie, etc.

En cas de prolifération d'espèces phytoplanctoniques, l'activité photosynthétique est alors très forte, ce qui induit des variations importantes de la concentration en oxygène dissous et du pH dans les systèmes aquatiques à l'échelle de la journée : en période diurne le pH peut dépasser 10 et en période nocturne le milieu peut être totalement anaérobie, ce qui peut porter atteinte à la vie aquatique.

Le développement excessif de macrophytes ou d'espèces phytoplanctoniques dans les milieux eutrophes conduit à une réduction de la transparence, qui va alors limiter l'activité

photosynthétique. Par ailleurs, cette réduction de la transparence à moins de 1 mètre peut limiter les activités de baignade car cela s'accompagne d'une augmentation des risques de noyade.

La décomposition de la biomasse phytoplanctonique ou des macrophytes conduit également à une consommation importante de la concentration en oxygène dissous et peut entraîner un anaérobie dans les systèmes aquatiques, ce qui s'accompagne généralement du développement d'odeurs nauséabondes et de mortalité piscicole.

Enfin, dans le cas du développement de cyanobactéries, des risques sanitaires liés à la présence des cyanotoxines sont à craindre. De plus certaines cyanobactéries produisent également des composés malodorants qui génèrent des nuisances olfactives aux abords des plans d'eau infestés.

La raréfaction de l'oxygène dissous de la couche inférieure du plan d'eau occasionne un changement dans la biodiversité des espèces présentes dans le lac (ex. : disparition des espèces de poissons d'intérêt sportif tels que les truites).

La figure (3.1), présente une illustration du processus de l'eutrophisation dans un lac.

3.3 Les différentes formes de l'eutrophisation

Les différentes formes de proliférations végétales sont fonction du type de cours d'eau et de divers facteurs, dont la gamme de concentration en phosphore (Lacaze J.C., 1996).

3.3.1 Les algues

➤ Les phytoplanctons :

Algues microscopiques en suspension dans l'eau, se développant selon un cycle saisonnier, elles donnent au cours d'eau une coloration verte soutenue. Il s'agit de la forme la plus souvent décrite, mais elle n'affecte que les plans d'eau et les cours d'eau lents.

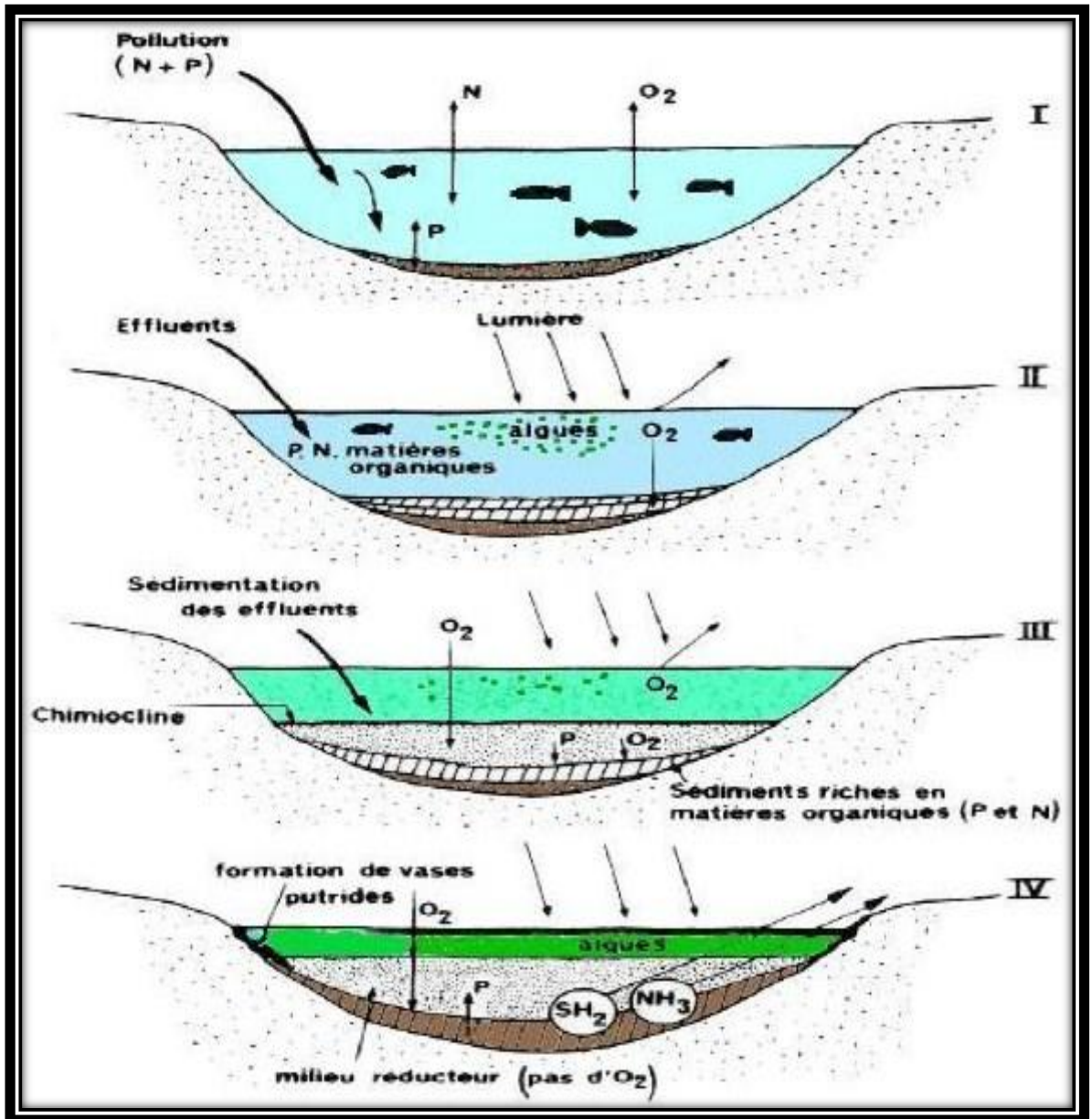


Figure 3.1 : Schéma représentatif des différents étapes de l'eutrophisation d'un lac.

(Ramade F., 1981)

➤ Les algues filamenteuses

Dans les rivières les plus rapides, à faible profondeur, ce sont plutôt les algues filamenteuses qui prolifèrent. Il s'agit de végétaux vivant en colonies, formant de longues touffes de filaments verts, ondulant dans le courant et couvrant souvent la totalité du fond. Elles peuvent connaître un développement très rapide et devenir très envahissantes.

➤ Les diatomées

Ce sont des algues microscopiques fixées sur tous supports en milieu de courants forts ou lents. Certaines espèces peuvent former des colonies de couleur brune.

Tableau : Les différents formes végétales et milieux concernés de l'eutrophisation (Lacaze J.C., 1996).

Formes végétale	Aspect	Milieux 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 milieux marin.
Diatomées fixées (algues microscopiques).	Dépôt sur le fonds des cours d'eau, galets glissants.	Cours d'eau lents ou rapides
Algues filamenteuse fixées	Grandes algues, envahissant parfois tout la masse d'eau. Cladophores : longs filaments de plusieurs mètres	Cours d'eau
Macro algues vertes marines (ulves).	Aspect de laitues.	Lagune languedociennes
Végétaux supérieurs (potamots, renoncules, myriophylles, etc.)	Allure de végétaux terrestres.	Tronçons de cours d'eau lents à fonds déposés et plans d'eau.

3.3.2 Les plantes supérieures

Très utiles dans le milieu aquatique, la présence de plantes supérieures (macrophytes) est un signe de bon état des cours d'eau. Il arrive cependant que certaines espèces à forte dynamique prolifèrent et deviennent une gêne. Les espèces les plus couramment rencontrées sont les renoncules, les myriophylles, les potamots, les callitriches ainsi que les lentilles d'eau qui peuvent recouvrir entièrement la surface des eaux calmes.

3.4 Niveau de l'eutrophisation et état trophique

Le niveau de vieillissement d'un plan d'eau obtenu à partir des différents paramètres mesurés permet de le classer selon des stades trophiques. L'eutrophisation désigne les changements dans la productivité des eaux, c'est-à-dire l'augmentation de la production de matière organique en réponse à l'augmentation de la teneur des eaux en substances nutritives

dissoutes (Tab. 3.1). Le phénomène se déroule dans le temps à vitesse variable. Naturellement, avec le temps, le lac s'eutrophisera mais le processus d'eutrophisation peut s'accélérer à cause de la présence humaine (Ramade F., 1981).

3.4.1. Le stade oligotrophe

Les lacs oligotrophes sont des lacs où la production est faible par suite d'une pauvreté réelle en substances nutritives entraînant une biomasse faible. Leurs eaux sont transparentes et leur profondeur est généralement élevée. La présence en toutes saisons d'une bonne concentration d'oxygène dissous dans l'ensemble de la masse d'eau permet aux organismes les plus exigeants (ex. les salmonidés) d'y vivre.

3.4.2. Le stade mésotrophe

Situé entre les lacs oligotrophes et les lacs eutrophes, un stade intermédiaire peut être défini. Les lacs mésotrophes sont des lacs caractérisés par un déficit relatif en oxygène, un enrichissement en matière organique et une diminution de la transparence de l'eau. Le type mésotrophe n'est qu'un état transitoire car l'équilibre biologique du lac est en voie de transformation.

3.4.3. Le stade eutrophe

Les lacs eutrophes sont généralement peu profonds, peu ou très peu transparents et riches en substances nutritives. Les déficits en oxygène dissous y sont fréquents dans la saison chaude, et les algues peuvent s'y développer. La prolifération des plantes aquatiques est grande et les espèces de poissons de moindre exigence sont dominantes.

3.5 Indicateurs d'eutrophisation

Les signes indicateurs de l'eutrophisation se manifestent dans des compartiments de l'écosystème concernés par les apports en éléments nutritifs dans l'eau permettent de caractériser l'état et / ou le niveau de l'eutrophisation d'un écosystème aquatiques (Daouda M., 2010):

3.5.1. *Le phytoplancton peut être considéré comme un indicateur "objectif"*

Les proliférations phytoplanctoniques ou blooms sont en relation étroite avec les apports d'azote et de phosphore. Les niveaux de proliférations doivent être formalisés au travers des comptages. Les chlorophylles qui constituent des indicateurs de biomasses phytoplanctoniques sont associées aux variables de routine.

3.5.2. *Les macrophytes*

Ils sont aussi en relation directe et indirecte avec les apports d'azote et de phosphore dans le milieu. La relation indirecte provient de l'augmentation de turbidité liée à l'accroissement des densités phytoplanctoniques. Ce dernier entraîne le déclin des phanérogames au profit des algues. La prolifération d'algues vertes constitue la relation directe sur les apports en azote de phosphore dans les lagunes. Les changements dans les biomasses de macrophytes, au fur et à mesure que les apports en azote et phosphore augmentent, doivent faire l'objet d'une formalisation.

3.5.3. *Les macrofaunes*

Placée en aval de la production primaire dans la chaîne trophique, la macrofaune benthique est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore. Les excès de matière organique entraînent une diminution de l'oxygène dissous dans les sédiments ce qui change les conditions de vie pour les animaux. L'excès de phytoplancton peut aussi entraîner la prolifération de filtreurs benthiques.

3.5.4. *Le sédiment*

Il est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore car il constitue le lieu de passage" des matières eutrophisantes dans l'écosystème lagunaire. Le phytoplancton et les macrophytes sont recyclés à son interface, consommant de l'oxygène et libérant des sels minéraux. Ces derniers viennent enrichir en partie le sédiment. Ce processus fait du sédiment un compartiment intégrateur des apports d'azote et du phosphore dans le milieu. Aussi, les niveaux de concentration en matière organique, azote et phosphore, doivent présenter une graduation.

3.5.5. *La colonne d'eau*

Il comporte une batterie de variables dont certaines révéleront les causes et d'autres les conséquences de l'eutrophisation. Les sels nutritifs constituent les causes, la turbidité et les chlorophylles représentent les conséquences. Enfin, les formes totales d'azote et de phosphore intègre les causes et les conséquences, car les formes organiques (plancton, matière détritique) constituent à terme des matières eutrophisantes en raison du recyclage efficace à l'interface eau-sédiment.

3.6 Facteurs de contrôle de l'eutrophisation

Pour limiter le phénomène d'eutrophisation, il est nécessaire de connaître les différents facteurs de contrôle de l'eutrophisation.

3.6.1. *Les nutriments*

Les nutriments (ou éléments nutritifs) sont nécessaires au métabolisme des végétaux, organismes autotrophes capables de transformer la matière minérale en matière organique. Si la croissance des végétaux n'est pas limitée par un autre élément (lumière par exemple), un accroissement de la quantité de nutriments apportée dans le milieu pourra leur permettre de se développer davantage.

Ainsi en milieu aquatique, l'augmentation des apports de matière organique et surtout d'azote et/ou de phosphore est souvent tenue pour responsable des phénomènes de proliférations des plantes aquatiques. Le phosphore est souvent considéré comme facteur limitant en eau douce (Smith V.H. *et al.*, 1999), cependant le rôle de l'azote ne doit pas être sous-estimé. Après avoir touché les lacs puis les rivières, l'eutrophisation engendrée par l'augmentation des apports terrigènes de sels nutritifs azotés et phosphorés a atteint de nombreux estuaires dans le monde, et même de vastes zones côtières peu profondes.

Ces nutriments ont trois origines : les apports directs par les précipitations tombant sur le plan d'eau; les apports par les cours d'eau en provenance des bassins versants et les apports provenant de rejets anthropiques directs dans le plan d'eau.

Les apports importants de matière organique peuvent être une source de perturbation dans un écosystème aquatique avec une consommation de l'oxygène dissous lors de la décomposition de la matière organique. L'origine de l'excès de ces apports peut être endogène (forte production primaire), la désoxygénation des eaux se manifesterait alors en profondeur, où le phytoplancton sédimente et où la lumière est insuffisante pour que la production primaire contribue à la réoxygénation des eaux. Une augmentation importante de la mortalité de la faune la plus sensible est alors observée (Pourriot *et* Meybeck, 1995).

3.6.2. Climat et hydrologie

Le climat influence la productivité des lacs en agissant sur l'apport annuel d'eau et d'énergie, sur l'hydrologie du bassin versant et sur le taux de renouvellement de l'eau, ainsi que sur le transport des nutriments et sédiments vers le plan d'eau (Moss *et al.*, 2005). Le climat détermine entre autres la température de l'eau, la durée de la période de croissance végétale, la direction et la force du vent, la pluviométrie et la stratification thermique du plan d'eau. La disponibilité en énergie solaire est un facteur important du contrôle de la productivité phytoplanctonique.

Ainsi, l'augmentation de température dans les systèmes aquatiques liée au réchauffement climatique peut accélérer le développement des microorganismes et conduire à une majoration de l'eutrophisation : les blooms algaux sont observés sur des périodes de temps plus longues. Par ailleurs, cette augmentation de la température peut induire une augmentation de l'évaporation et conduire alors à un accroissement des concentrations en nutriments dans les eaux, ce qui favorisera également l'eutrophisation.

Feuchtmayr *et al.* (2009) ont mis en évidence dans leurs conditions opératoires en mésocosmes, qu'une augmentation de température (entre 21 et 25°C) conjointe à une augmentation de la concentration phosphore dissous, liée au relargage des sédiments, favorise spécifiquement le développement des macrophytes flottants, au détriment du phytoplancton.

Le climat influence l'hydrologie des bassins versants. En effet les quantités de nutriments transportés du bassin versant vers le plan d'eau sont proportionnelles à l'abondance des précipitations. Le transport des sédiments et nutriments associés ne s'accroît

pas indéfiniment avec les précipitations. Le ruissellement des eaux, responsable de l'érosion des sols et du transport des particules vers le plan d'eau, s'amplifie avec les précipitations, mais ces dernières favorisent également le développement d'une végétation qui préserve le sol de l'érosion. La végétation est généralement inexistante dans les régions qui reçoivent moins de 120 mm d'eau par an, mais les précipitations y sont insuffisantes pour engendrer une érosion notable et entraîner les sédiments.

3.6.3. Géologie et topographie du bassin versant

Le lac et son bassin versant forment une unité de base de l'écosystème, puisque les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrographique sont intimement reliées par le déplacement de matériaux, des terres vers l'eau. La composition chimique de l'eau d'un lac dépend donc de la composition géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie. Le contenu minéral des eaux douces varie considérablement en fonction des caractéristiques climatiques et géochimiques. En général, les roches éruptives contiennent de 0,07 à 0,13% de phosphore (sous forme d'apatite). Le pourcentage de phosphore est plus élevé dans les roches volcaniques proprement dites mais ce sont les roches sédimentaires qui sont les plus riches en phosphore (Cözar *et al.*, 2007).

3.6.4. Facteurs humains

Les stations d'épuration des eaux usées et les autres sources ponctuelles du bassin versant sont les sources principales de nutriments. Alors que la structure géologique et la géographie physique du bassin versant déterminent généralement les caractéristiques physico-chimiques des eaux, la perturbation et la modification du bassin versant par l'homme peuvent engendrer un transfert de nutriments vers le plan d'eau bien plus important que celui dû aux facteurs naturels.

Des changements de techniques de mise en valeur des terres et l'utilisation d'engrais peuvent modifier considérablement la charge nutritive des eaux de ruissellement. La déforestation perturbe cause une accélération de la perte d'ions du bassin versant vers le lac (Moss, 2007). Les activités qui dégradent le bassin versant peuvent causer une augmentation de la température du sol, une diminution de la rétention de l'eau par le sol, et une accélération

de la minéralisation de l'azote à un moment où son assimilation par la végétation est compromise. Cet azote minéralisé se retrouve dans les rivières et les eaux souterraines (Vitousek *et al.*, 1979).

3.6.5. Facteurs liés au plan d'eau

Bien que les causes principales d'une eutrophisation accélérée demeurent le plus souvent externes au plan d'eau, les caractéristiques de ce dernier peuvent en accentuer ou en atténuer les effets. La productivité globale du plan d'eau n'est pas uniquement fonction des apports externes et des concentrations internes ; la distribution, la disponibilité ou l'assimilation des nutriments sont des facteurs qui interviennent indirectement. Le recyclage interne des substances nutritives à travers le réseau microbien (phytoplancton, zooplancton etc...), le relargage à partir des sédiments de nutriments, de même que les propriétés spécifiques au bassin versant lacustre (morphologie et hydrodynamique), régulent le phénomène d'eutrophisation.

La profondeur moyenne d'un plan d'eau peut influencer considérablement les effets de l'accroissement de la charge nutritive d'un lac ou d'un réservoir. (Daouda M., 2010).

3.6.6. Les actions à l'échelle du bassin versant

Réduction des charges de phosphore à la source, sur un bassin versant, les processus actifs, leurs importances et leurs interactions dépendent d'un ensemble de facteurs qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état vont conditionner pour une grande part la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter à ces facteurs, les caractéristiques physiques du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en termes de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques tout comme les variables d'état permettent de décrire le système. Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs dépend de la maîtrise des apports en nutriments et notamment du phosphore qui est généralement le principal facteur limitant du développement algal en eau douce.

La réduction des charges de phosphore à la source consiste à éliminer le phosphore par précipitation chimique au cours des traitements d'épuration des eaux usées. Les phosphates issus des rejets domestiques peuvent être éliminés par précipitation chimique à l'aide de sels de fer, d'aluminium ou de chaux. Selon les doses de réactifs utilisées, ce procédé peut réduire la concentration de phosphore dans les effluents à moins de 1mg/L. Cependant, les rendements réels de ces traitements sont très disparates (Tymen, 1997).

L'amélioration des pratiques agricoles et la mise aux normes des centres d'élevage est une troisième voie de réduction de la quantité de phosphore dans les hydrosystèmes « à la source ». Les effluents d'élevage et les produits fertilisants peuvent se retrouver en quantité non négligeable dans le milieu naturel. Pour éviter que cela ne se produise, il faut optimiser la collecte de ces effluents et s'assurer d'un bon dimensionnement des ouvrages de stockage (Tymen, 1997). L'usage des fertilisants doit être raisonné afin de réduire au maximum leur lessivage par les pluies.

Le contrôle de l'occupation des sols peut également permettre de réduire la charge de phosphore à un système aquatique. Lorsqu'un réservoir est utilisé pour la production d'eau potable, il se doit d'être muni de périmètre de protection réglementant les activités sur le bassin versant afin de maîtriser d'éventuels flux polluants. Autour de la retenue ou du lac, certaines activités comme l'épandage de fumier ou de lisier, l'utilisation de produits phytosanitaires et d'engrais minéraux, la pratique de certaines cultures comme le maïs, sont strictement réglementées voire interdites dans certains pays industrialisés. En général, il est préconisé la mise en herbe de terres à proximité immédiate du plan d'eau ou sur les terres présentant des risques importants de ruissellement.

Le traitement des eaux usées permet également de réduire les apports de phosphore dans les eaux. (Daouda M., 2010).

3.7 Lutte contre l'eutrophisation

3.7.1 Lutte préventive contre l'eutrophisation

➤ Le relargage précoce d'éléments nutritifs

Pour lutter contre le relargage précoce d'éléments nutritifs, il est recommandé d'effectuer un débroussaillage complet des terrains à noyer avant la première mise en eau, mais aussi un décapage des sols dont la teneur en matière organique est supérieure à 2 % (UNEP, 1995).

➤ Le marnage

Ce problème est plus délicat car il résulte directement de la plupart des usages des ouvrages (demandes en électricité, irrigation, etc...). Son contrôle implique nécessairement un coût qu'il s'agit de minimiser. Le marnage provoque la dessiccation des sédiments et des sols exondés, ce qui entraîne des modifications de la spéciation du phosphore dans le sens des formes plus labiles (c'est à dire plus facilement mobilisables par les algues et les végétaux supérieurs). Si les processus explicatifs évoqués sont variables (déshydratation des oxydes ferriques, destruction de la biomasse bactérienne et végétale), il semble que, parmi les facteurs agissant sur la libération des phosphates, trois sont directement liés au marnage : *l'intensité de la remise en suspension* du sédiment lors de la remontée des eaux, la *durée* et la *fréquence* de ces épisodes.

➤ Les apports des bassins versants

Les apports des bassins versants réalisent la majeure partie de la charge nutritive arrivant dans les plans d'eau et fixent le niveau trophique des réservoirs. La meilleure solution reste le traitement à la source du problème du phosphore et de l'azote : il s'agit de la dépollution urbaine et industrielle, la création et la réhabilitation des réseaux d'assainissement et des stations d'épuration, l'infiltration d'effluents en substrats sableux et de la limitation des pollutions diffuses (engrais verts, fertilisation raisonnée...).

Cependant, lorsque ces interventions sont insuffisantes ou trop tardives, le gestionnaire de l'ouvrage doit intervenir. Différentes techniques ont été mises au point et sont décrites ci-dessous.

3.7.2 Lutte curative après eutrophisation

➤ Les moyens physiques

Les techniques qui consistent à *extraire et exporter les matériaux* chargés de phosphore (sédiments et végétaux) sont efficaces à long terme car elles équilibrent le bilan de phosphore. Toutefois, outre le coût important de ces opérations, se pose le problème de la gestion des matériaux extraits: sédiments plus ou moins pollués, biomasse végétale volumineuse, eaux putrides.

A l'aide d'une tour de prise multiple et pour éviter les problèmes à l'aval, on peut gérer la retenue de la façon suivante : on évacue de façon précoce et progressive la production algale de l'épilimnion (couche d'eau superficielle), dont la sédimentation et la décomposition entraînent souvent une importante consommation d'oxygène dans la retenue. Ceci aura un impact bénéfique sur la qualité de l'eau de la retenue; en outre, le relargage d'une eau moins froide sera plus en accord avec les caractéristiques antérieures et les biocénoses originelles des rivières à l'aval.

➤ Les procédés d'aération

Ces procédés permettent de fixer le phosphore in situ en le précipitant dans la colonne d'eau ou en le bloquant dans les sédiments. Dans les plans d'eau stratifiés, on peut aérer l'hypolimnion (couche d'eau en profondeur) sans pour autant dé-stratifier. Ceci permet, en rétablissant des conditions oxydantes (formation d'oxydes ferriques) au niveau des sédiments, d'éviter le relargage d'éléments indésirables comme le phosphore, l'hydrogène sulfuré, l'ammoniac et le manganèse.

Pour des plans d'eau dont la profondeur ne permet pas le développement d'une stratification thermique nette en période chaude, l'**aération diffuse** constitue une bonne solution pour lutter contre le développement de l'anoxie. De l'air comprimé, fourni par un compresseur sur la rive, alimente des rampes de bullage posées sur le fond.

L'oxygénation est obtenue par transfert à la colonne d'eau d'une partie de l'oxygène de l'air injecté, et par réaération superficielle des eaux de fond mises en convection au droit de l'injection d'air.

Il convient de signaler qu'un sous-dimensionnement des appareillages peut entraîner en priorité une oxydation de la matière organique et sa minéralisation.

➤ **Les autres procédés**

Les procédés qui visent à immobiliser le phosphore in situ, soit en le précipitant dans la colonne d'eau, soit en le bloquant au niveau du sédiment, permettent d'éviter les contraintes liées à l'évacuation des produits extraits.

Il peut parfois être moins onéreux de simplement placer en tête de retenue un pré bassin qui agira comme un piège à phosphore.

Il est également possible de traiter in situ les sédiments par injection de nitrate de calcium, de chlorure ferrique et de chaux. Ceci permet de chasser les sulfures, de piéger le phosphore et de stimuler la dénitrification (élimination des nitrates) sans pour autant nuire aux populations piscicoles.

Quel que soit le type de traitement envisagé, il devra être adapté au problème limnologique posé, efficace pour l'effort technique et financier consenti et dépourvu de réactions indésirables et irréversibles. Ces deux dernières conditions n'étant pas systématiquement remplies, il sera bon de prendre des précautions en présentant le traitement comme expérimental et de proposer un suivi "postopératoire" des réactions de l'écosystème.

Au plan visuel, l'eutrophisation et ses effets secondaires occasionnent une décoloration des eaux, une diminution de la transparence, une altération esthétique et pour les baigneurs un gêne qui nuit aux activités récréatives. Les agglomérations de macrophytes denses et de macroalgues obstruent les canaux, les lagunes et les estuaires, compromettant la pêche et la navigation et réduisant l'écoulement et la contenance des réservoirs d'eau douce, etc. Avec le vieillissement, le matériel organique en décomposition consomme et, dans des cas graves, épuise la réserve d'oxygène de l'eau, entraînant toute une série de problèmes secondaires comme la mortalité du poisson, la formation de substances corrosives et autres indésirables telles que CO_2 , CH_4 , H_2S , NH_3 , des substances organoleptiques (aux propriétés sapides et odorantes), des acides organiques, des toxines, etc.

Le contact de matériel algal visqueux et un pH élevé peuvent provoquer une dermatite et une conjonctivite, et l'ingestion d'algues peut provoquer de la diarrhée chez des sujets sensibles. Le développement d'algues excrétant des toxines dans le milieu marin, quand celles-ci s'accumulent dans le poisson, et notamment les mollusques/crustacés, constitue une menace pour la santé de l'homme. Dans les eaux douces, les algues bleues toxiques (cyanobactéries) sont cause de mortalité parmi le bétail (UNEP, 1995).

De ce fait, l'étude de l'eutrophisation est l'un des objectifs important est actuellement abordé à l'échelle mondiale.

2^{ème} Partie: Etude expérimentale des flux de l'azote et du phosphore minéraux

Chapitre I: Présentation de l'Oued Seybouse

L'Oued Seybouse est le deuxième oued en Algérie après l'Oued Chélif, il est situé dans la région Nord-Est du territoire algérien (Fig. 1.1). Son bassin versant s'étend sur 6471 km² pour une longueur de 240 km. Depuis sa source de la haute plaine de Sellaoua et de Heracta, la Seybouse draine des reliefs assez simples avec des écoulements très longs, puis elle continue dans l'Atlas tellien fortement accidenté et de structure très complexe où le réseau hydrographique est rarement adapté à la structure: les oueds sont torrentiels, le profil en long est irrégulier et tendu, assurant l'évacuation rapide des eaux. Cependant l'existence de dépressions renfermant des nappes alluviales aquifères traversées par la Seybouse permettent de régulariser l'écoulement de cet oued, du fait de la quantité importante des précipitations d'hiver reçues par cette chaîne montagneuse (Ghachi S., 1982).

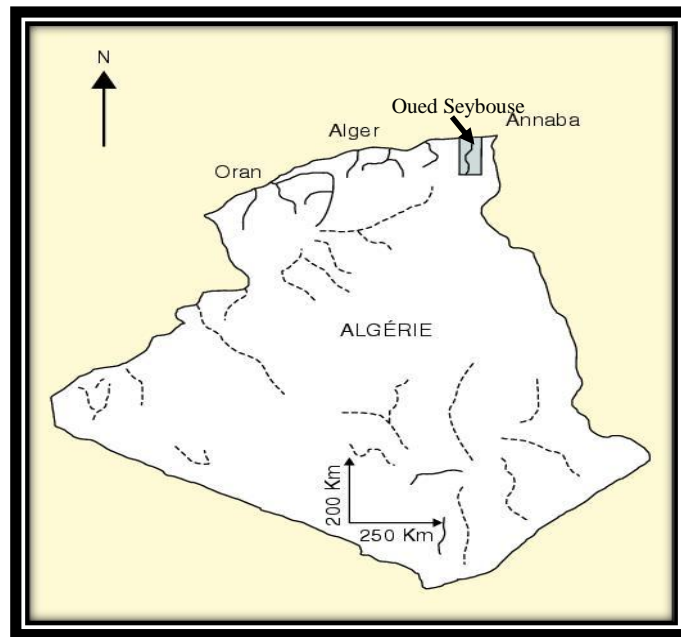


Figure 1.1 : Localisation de l'Oued Seybouse en Algérie (Derradji F., 2004).

L'Oued Seybouse par court près de 86 communes sur 7 wilayas de l'est du pays (Fig. 1.2): Annaba, El Tarf, Skikda, Oum El Bouaghi, Constantine, Souk Ahras et Guelma (ABH, 2002).

1. Bassin versant

La Seybouse draine un ensemble de secteurs litho-logiquement hétérogènes ; aux hautes plaines perméables et à écoulement lent parfois nul, succède l'Atlas Tellien fortement accidenté, traversé par des Oueds torrentiels.

Aux facteurs lithologiques, structuraux, tectoniques et de dynamique fluviale, s'ajoutent les caractéristiques morpho-métriques qui permettent de mieux saisir les modalités de l'écoulement. Parmi ces paramètres, les densités de drainages dépendent étroitement de deux facteurs principaux, la lithologie et l'abondance des précipitations. Les densités de drainages permanent sont faibles dans le bassin méridional, relativement perméable et pauvre en précipitations. Les densités de drainages temporaires présentent le schéma inverse.

Le couvert végétal est un facteur qui influence directement l'écoulement fluvial. (Ghachi A., 1986).

La faiblesse de taux de recouvrement végétal a entraîné une dégradation des sols des berges élevées observées surtout sur les formations lithologiques marno-calcaires.

Le couvert végétal agit directement sur le débit solide et liquide car les plantes favorisent l'infiltration, donc joue un rôle dans la recharge des nappes et il intervient dans l'apport moyen annuel et saisonnier.

La Seybouse est un oued méditerranéen, naissent dans les hautes plaines semi-arides, sur les revers méridionaux de l'Atlas Tellien. La Seybouse est donc un Oued bien singulier s'écoulant du Sud au Nord: elle est continentale par sa naissance dans un milieu semi-désertique atlasique montagnard par ses principaux affluents de rive droite et rive gauche, et méditerranéenne dans son cours inférieur.

1.1. Hydrologie

Il comprend 5 Barrages d'une capacité de 400 millions m³ et 64 retenues collinaires.

Selon l'Agence des Bassins hydrogéographiques (ABH) (2002), le débit est très variable selon la pluviométrie de l'année. La pluviométrie reçue par le bassin versant varie de

450 à 735 mm par an selon les sous bassins. En mai 2002, le débit s'est abaissé jusqu'à 5 m³/s (Ounissi M., 2004). Les données de l'année (1976) permettent de retenir un débit moyen annuel de 15 m³/s, ce qui correspond à un flux de l'ordre de 500 millions m³/an. (ABH, 2002) et présente l'axe de drainage d'un bassin versant qui couvre au total une superficie d'environ 6500 Km². Il hébergeant environ 1,5 Millions d'habitants.

Les eaux de l'oued recèlent un mélange d'apports pluviométriques, domestiques, industriels et agricoles.

Selon ABH (2002) le réseau d'assainissement est de 1200 Km avec un taux de raccordement de 80%.

Le débit moyen annuel de la Seybouse et de ses principaux affluents, s'accroît progressivement d'amont en aval. D'après Mirbek (2002), le débit de l'Oued Seybouse est en moyenne de 13,2 m³/s. Les oueds Cheref et Bouhamdene à leur confluence à Medjaz Amar transitent respectivement à un débit de 2,27m³ /s (17 % du débit total) et 3,79m³ /s (soit 28,6 %) ; l'oued Mellah à Bouchegouf débite 3,41 m³/s soit 25,7% du module global de la Seybouse. l'oued Meboudja, le dernier affluent de l'oued Seybouse, assure la vidange du lac Fetzara par un canal d'assèchement de 14 km (ABH, 2002).

Ainsi les variations moyennes annuelles des débits de la Seybouse fournies par l'ANRH, mesurées sur une période de sept ans (1987 à 1994) à la station de Mirbek, fluctuaient entre 1,65 et 17,2 m³/s. (Ounissi M., 2004), et le débit moyen annuel est estimé à 15 m³/s. (Ghachi S., 1982).

1.2. Climatologie

Les caractéristiques climatiques sont prises en considération afin de mieux prendre connaissance des conditions naturelles de la région d'étude.

Selon les données climatiques, la région est caractérisée par un climat méditerranéen tempéré avec une alternance d'une saison humide douce et d'un été sec et chaud (Halimi A., 2004).

La pluviométrie moyenne annuelle est de l'ordre de 700 mm. Le mois le plus pluvieux étant janvier avec 102.8 mm et un minimum de 2.7 mm durant le mois de juillet. Quant à la température moyenne annuelle, elle est de l'ordre de 18°C avec un maximum de 22.8°C et un minimum de 12.4°C. De plus, la Seybouse se caractérise par un degré hygrométrique très élevé (70%). (Noui N., 2010).

En effet, les conditions climatiques influent sur les caractéristiques hydrologiques et physicochimiques des milieux aquatiques naturelles et par conséquent, sur la qualité biologique de ces derniers. Il convient alors de les intégrer comme éléments d'interprétation des résultats analytiques notamment des eaux des surfaces.

1.3. Usages de l'Oued Seybouse

Son vaste bassin versant (6500 km²) est le siège d'importantes activités anthropiques (industries chimiques, industrie lourde, activités agricoles et ménagères...). (Khaled-Khodja S., 2004). Il est aussi le récepteur des eaux résiduaires des communes situées le long de ce cours d'eau.

66 % de l'eau de cet oued est destinée à l'alimentation en eau potable de plus pour 1,5 millions d'habitants, 8 % à l'alimentation des industries (plus de 71 usines) et 26 % à l'irrigation.

1.4. Qualité de l'eau de l'Oued Seybouse

Une étude Hydrochimique a été réalisée, s'étendant du nord vers le sud entre Annaba et Bouchegouf dans le Nord-Est de l'Algérie. Ces analyses ont concerné les concentrations du Chrome et du cuivre dans les eaux des aquifères ainsi que celles de la demande biochimique en oxygène à cinq jours (DBO₅) et l'oxygène dissous (Derradji F., et al, 2004).

Selon les études, de Derradji F., et al, (2004) il est constaté trois subdivisions de qualité d'eau le long de l'Oued Seybouse (Fig. 1.3).

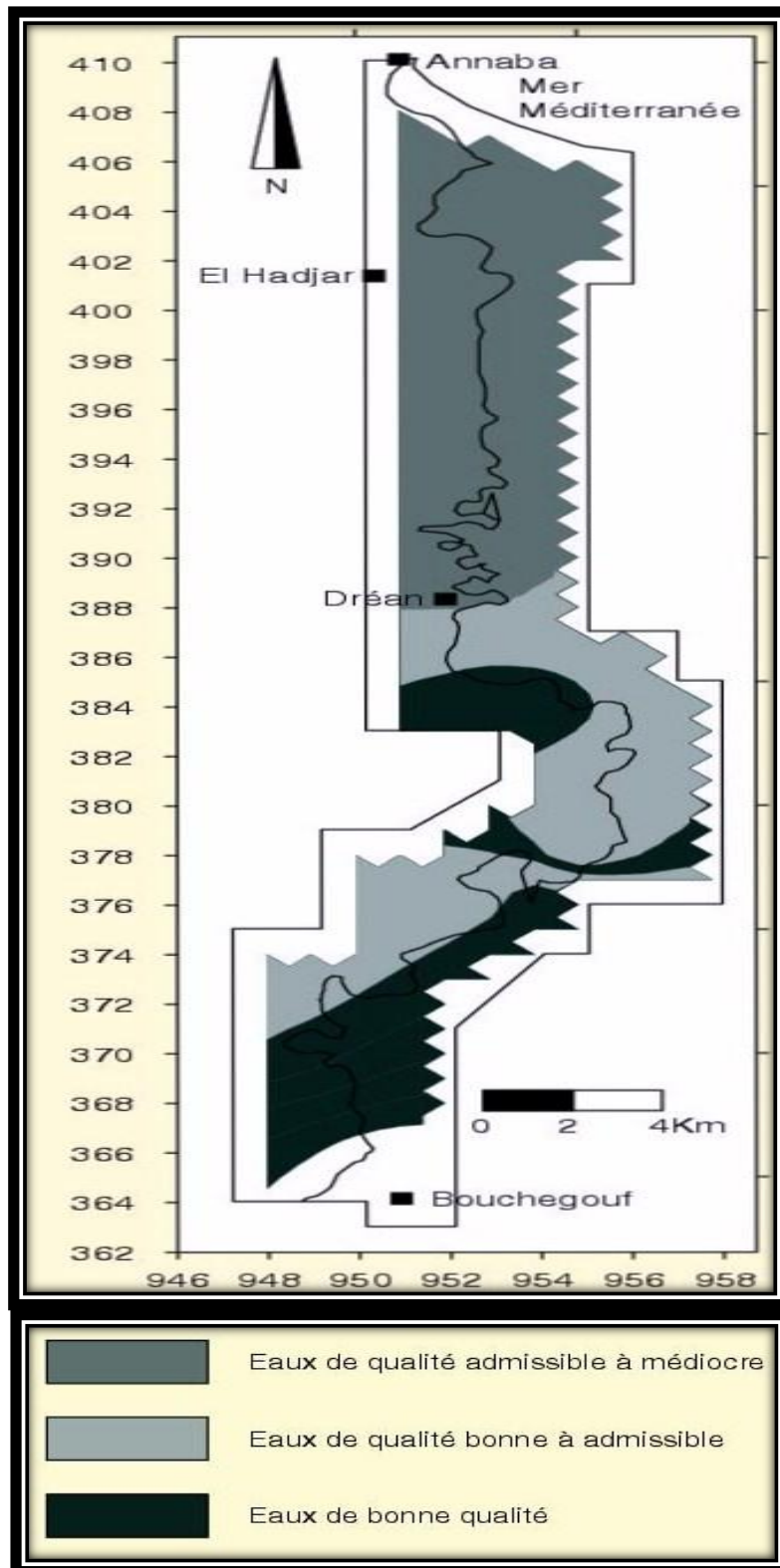


Figure 1.3 : Présentation des différents types de la qualité d'eau de l'Oued Seybouse.

(Derradji F., 2004).

1.5. Pollution de l'Oued Seybouse

A son embouchure, en mer, l'Oued Seybouse déverse des quantités importantes de déchets toxiques.

Plus de 4,5 millions de mètres cubes d'eaux usées contaminées par divers produits chimiques, dont des huiles industriels, sont déversées quotidiennement dans cet Oued (Margat, 2004).

1.6. Le Littoral récepteur des eaux de l'Oued Seybouse

Situé à l'extrême Est algérien ($36^{\circ} 50' - 37^{\circ} N$; $7^{\circ} 45' - 8^{\circ} 15' E$), le golfe d'Annaba est sujet à d'importants phénomènes océanographiques : passage au large du courant atlantique modifié, intrusion d'eau du large à partir de l'entrée du golfe en plus des décharges de grandes quantités de polluants chimiques en particulier. Il s'agit d'influences de facteurs naturels (courants, oueds) et anthropiques très contrastées (Fig. 1.4).

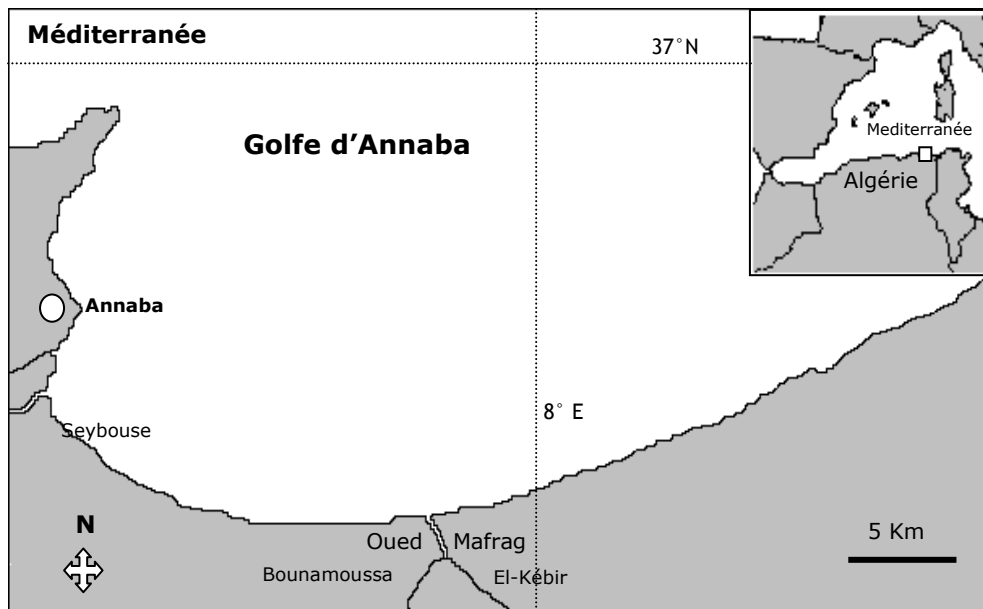


Figure 1.4 : Carte représentative du golf d'Annaba. (Fréhi H., 1995).

1.7. L'anthropisation

Le bassin à vocation essentiellement agricole a connu, il y a longtemps, un développement industriel très important avec pour conséquences des rejets abondants, non traités dans les milieux physiques et en particulier dans l'eau de la Seybouse. Les points de pollution potentielle prennent naissance de la ville de Guelma jusqu'à l'embouchure. Cependant il y a lieu de noter également que l'industrie se concentre au niveau de la région d'Annaba, et se positionne surtout en bordure de l'oued Meboudja qui se jette dans l'Oued Seybouse.

- industries de Sidérurgie ;
- industrie chimique avec le complexe des engrais phosphatés et azotés (ASMIDAL actuellement FERTIAL);
- et enfin l'industrie agro-alimentaire présentée par de petites entreprises.

L'ensemble des rejets urbains et industriels se font directement dans les oueds, sauf celui de l'usine ASMIDAL qui envoie ces rejets au niveau de la mer (Aimène, 2007; Gouiz, 2003).

2. La séquence à étudier

Pour réaliser notre étude, nous avons choisi la séquence finale de l'Oued Seybouse, car c'est le point de jonction entre le continent et la mer. Cela nous permet d'évaluer les quantités des éléments nutritifs qui sont déversés en mer.

Dans notre étude, nous essayerons d'évaluer les effets des nutriments apportés par l'Oued Seybouse en mer. A cet effet, nous avons choisi la partie maritime (ou inférieure) de l'Oued Seybouse, et plus exactement l'embouchure. Notre station de prélèvement est à plus de 500 m de distance de la mer, sur le pont routier de Sidi Salem sur la route nationale N° 44.



Figure 1.5 : Carte montrant la partie inférieure de l'Oued Seybouse (ABH, 2002).

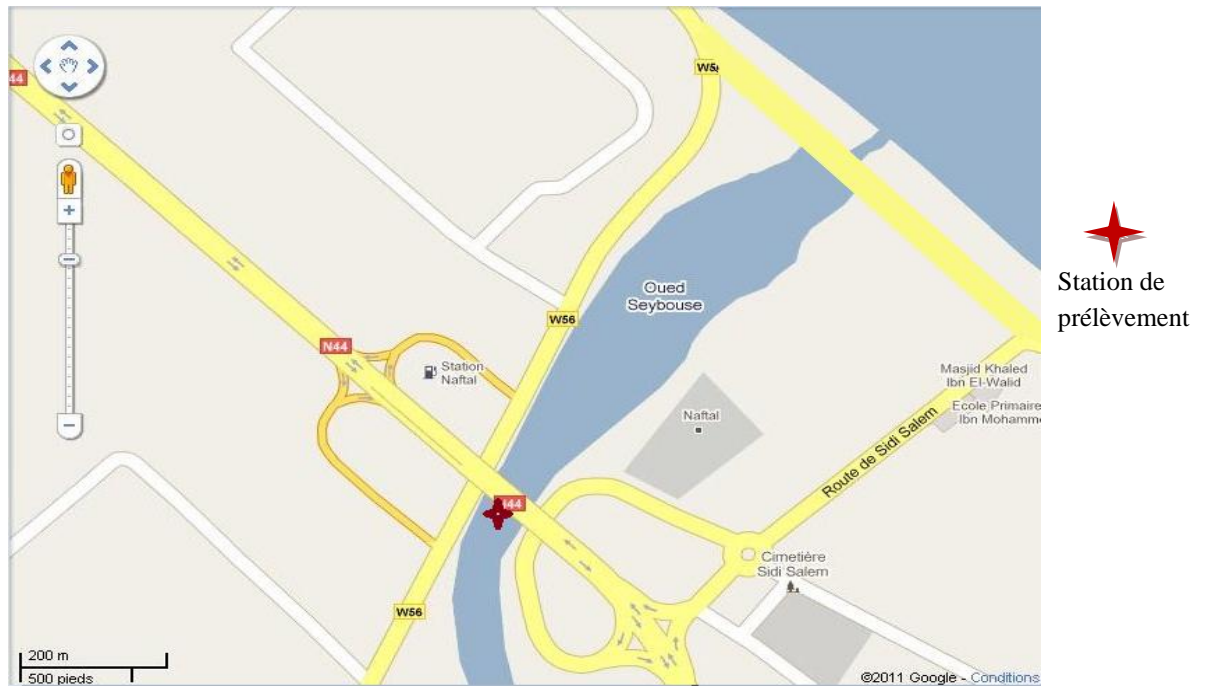


Figure 1.6 : Présentation de la séquence finale de l'Oued Seybouse.

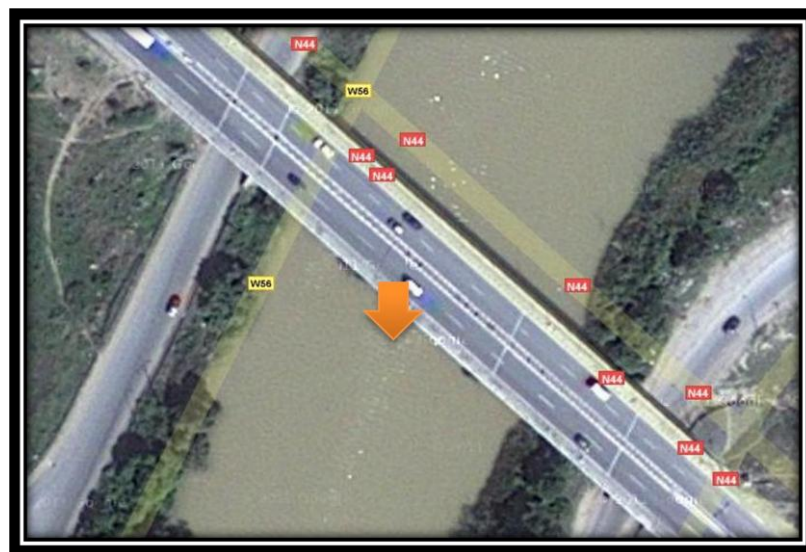


Figure 1.7: Photo satellitaire montrant le point de prélèvement.

2^{ème} Partie: Etude expérimentales de flux de l'azote et du phosphore minéraux.

Chapitre II: Analyses physico-chimiques des eaux de l'Oued Seybouse

1 Méthodes d'analyses physicochimiques

L'échantillonnage est primordial car il conditionne la pertinence de l'analyse. Il doit être de qualité mais également représentatif de ce que l'on veut analyser.

1.1 Techniques de prélèvements

Nos échantillons sont prélevés dans l'oued à l'aide d'un seau en plastique de 10 litres auquel est attachée à une corde de 30 mètres.

L'échantillon d'eau est prélevé au milieu de la largeur du cours d'eau, en amont du pont routière (N° 44) de Sidi Salem. L'eau est prélevée dans la tranche d'eau superficielle, d'environ 50 cm d'épaisseur.

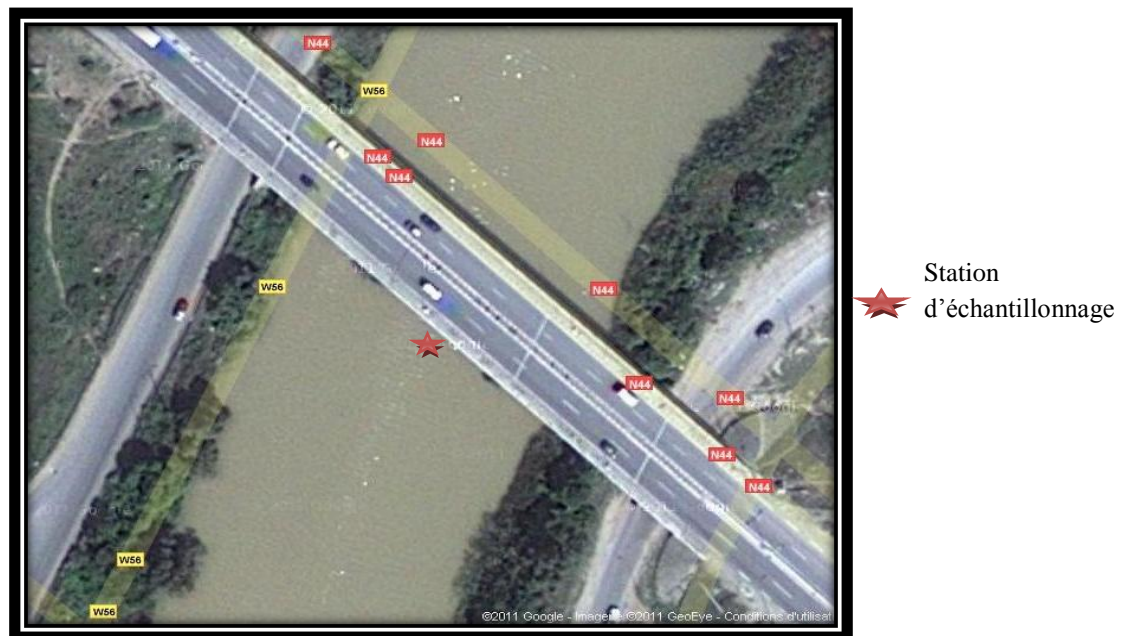


Figure 5.1 : localisation de la station d'échantillonnage.

L'échantillon d'eau est ensuite conservé dans des bouteilles en P.V.C. bien propres et rincées auparavant avec cette même eau. Ces bouteilles bien remplies sans bulles d'air sont ramenées au laboratoire pour effectuer les différentes analyses.

1.2 Transport des échantillons

Après le prélèvement, nous avons effectué nos analyses immédiatement sur site et dans les 48h au laboratoire de recherche du département de biologie, pathologie des écosystèmes, de l'Université Badji Moukhtar d'Annaba. Les échantillons prélevés sont conservés au froid dans les conditions préconisées par Rodier (2005) (Tab. 5.1).

Tableau 5.1 : Conservation des prélèvements d'eau (Rodier J., 2005).

Paramètres mesurés	Récipient	Volume minimum de prélèvement	T°C de conservation	Effectuer la mesure avant...
pH	Polyéthylène	-	4 °C	24h à l'obscurité
Conductivité	Polyéthylène	100 ml	4 °C	48h à l'obscurité
P-Redox	Polyéthylène	100 ml	4 °C	24h à l'obscurité
MES	Polyéthylène	500 ml	4 °C	24 h
Chlorure	Polyéthylène	100 ml	4 °C	15 jours
Nitrates	Polyéthylène	100 ml	4 °C	48h à l'obscurité
Nitrites	Polyéthylène	100 ml	4 °C	48h à l'obscurité
Ions Ammonium	Polyéthylène	100 ml	4 °C	48h à l'obscurité
Phosphates	Polyéthylène	100 ml	4 °C	48h à l'obscurité
Oxydabilité	Polyéthylène	100 ml	4 °C	48h à l'obscurité

1.3 Paramètres physicochimiques analysés

Pour déterminer les caractéristiques physicochimiques, nous réalisons, au laboratoire, les dosages sur les échantillons d'eau filtrés.

1.3.1 La température

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.

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 est un paramètre fondamental pour l'évaluation des caractéristiques des masses d'eaux car elle joue un rôle important dans la variabilité des cycles biologiques.

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.

1.3.2 Le potentiel hydrogène (pH)

Il s'agit évidemment d'un paramètre important de caractérisation des eaux. La mesure du pH peut s'effectuer par colorimétrie ou par procédure électrométrie à l'électrode de verre.

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.

1.3.3 La conductivité électrique (CE)

La mesure de la salinité est complémentaire à celle de la température pour la meilleure évaluation.

La salinité représente la proportion des sels minéraux dissous dans l'eau. Elle est définie comme « la quantité totale des résidus solides contenue dans l'eau.

La conductivité électrique est mesurée aussi sur terrain, à l'aide d'un conductimètre. Elle est exprimée en mS/cm.

1.3.4 Le potentiel d'oxydoréduction

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.

1.3.5 Le débit

La morphologie générale d'un cours d'eau est étroitement liée au débit de crue correspondant au débit de plein bord, et à l'alternance des périodes de crues et de basses eaux. Aussi, le blocage du transport solide entraîne un surcreusement du lit et une érosion accrue des berges à chaque surverse, modifiant à la fois les profils en long et en travers du lit.

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).

Les méthodes qui permettent de mesurer directement ou indirectement une partie du débit sont nombreuses. Etant convaincu qu'une mauvaise mesure vaut mieux qu'un bon calcul.

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 H_m par la largeur superficielle L ;

- par la vitesse moyenne d'écoulement V .

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

L'unité utilisée le plus couramment est le mètre cube par seconde (m^3/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 2 à 5%. (MDDEPQ, 2008).

1.3.6 La hauteur d'eau du cours d'eau

La mesure des hauteurs d'eau ou de la variation du niveau d'un plan d'eau s'effectue généralement de manière discontinue par la lecture d'une règle graduée (échelle limnimétrique) fixée sur un support. Pour connaître en continu les variations d'un plan d'eau, on utilise des limnigraphes qui fournissent un enregistrement continu des variations du niveau d'eau dans un oued en fonction du temps.

Le niveau de l'eau de l'oued Seybouse est mesuré à l'aide de la corde qui est attachée au seau de prélèvement en prenant le niveau du pont comme repère.

1.3.7 Les matières en suspension (MES)

La détermination des matières en suspension dans l'eau, s'effectue par filtration ou par centrifugation et séchage à $105^\circ C$. La méthode par centrifugation est surtout réservée aux eaux contenant trop de matières colloïdales pour être filtrées dans de bonnes conditions, en particulier si le temps de filtration est supérieur à une heure. Les deux méthodes ont leurs inconvénients respectifs liés à un certain nombre de facteurs. Quelle que soit la méthode choisie, il est nécessaire, pour obtenir une reproductibilité satisfaisante, de respecter rigoureusement les conditions opératoires et d'utiliser le même type de matériel (Rodier J., 1996).

1.3.8 L'ion chlorure

Les ions chlorures sont dosés par la méthode volumétrique, dans un milieu neutre ($pH=6,7$ ou 7) par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de

potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent. (Rodier, 1996).

1.3.9 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. 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 J., 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.

1.3.10 L'azote minéral global

Dans un effluent, on distingue au besoin les différentes formes suivantes de l'azote, dont la somme constitue l'azote global (N_{GL}) :

- **Formes réduites** : comprenant l'azote organique (protéines, polypeptides, acides aminés, urée, hydrazine, etc.) et l'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$);
- **Formes oxydées** : azote nitreux ($N-NO_2$) et azote nitrique ($N-NO_3$).

L'azote Kjeldahl représente l'azote organique et l'azote ammoniacal. C'est un paramètre important pour la protection du milieu aquatique car sa transformation modifié l'équilibre biologique à l'aval des rejets.

1.3.10.1 Les nitrates

Les nitrates ont pour principale origine le lessivage des terres agricoles et la dégradation de la matière organique. Les variations saisonnières des teneurs en nitrates sont importantes et liées au développement du phytoplancton et au débit des cours d'eau.

Pour le dosage des nitrates, nous avons utilisé 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 à la spectrophotométrie sont effectuées à la longueur d'onde $\lambda = 415\text{nm}$.

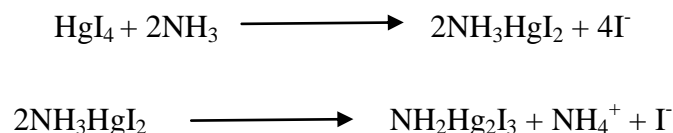
1.3.10.2 Les nitrites

Les concentrations des nitrites sont extrêmement basses dans les eaux non polluées. La réduction en nitrates peut entraîner la production des ions nitrites.

Nous avons utilisée la méthode au *Réactif de Zambelli* pour le dosage des nitrites (Rodier, 1987). L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique et en présence d'ions ammonium et de phénol, forme avec les ions NO_2^- un complexe coloré en jaune dont la densité est proportionnelle à la concentration en nitrites. Les lectures sont effectuées au spectrophotomètre à la longueur d'onde $\lambda = 435\text{nm}$.

1.3.10.3 Les ions ammoniums

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 NH_4^+ .



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

1.3.11 Les phosphates

Leur dosage se fait par la méthode de Murphy et Riley (1962), en milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium. 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 est mesurée par spectrophotométrie. (Rodier J., 1996).

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

1.3.12 La dureté totale

La dureté ou titre hydrotimétrique d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations métalliques à l'exception de ceux des métaux alcalins et de l'ion hydrogène. Dans la plupart des cas, la dureté est surtout due aux ions calcium et magnésium auxquels s'ajoutent quelquefois les ions fer, aluminium, manganèse, strontium.

La dureté est encore appelée dureté calcique et magnésienne ou consommation de savon. Elle s'exprime en milliéquivalents de concentration en CaCO_3 . Elle est aussi très souvent donnée en degrés français. (Rodier, 2005).

Dans l'eau sont déterminés : la dureté totale ou titre hydrotimétrique (TH) qui est la somme des concentrations calcique et magnésienne.

1.3.12.1 Calcium

Le calcium est dosé selon « Méthode titrimétrique à l'EDTA ». Toutefois, comme le dosage se fait à un *pH* élevé (12-13), le magnésium est précipité sous forme d'hydroxyde et n'intervient pas. Par ailleurs, l'indicateur choisi, Murixide, ne se combine qu'avec le calcium pour former un complexe rouge.

1.3.12.2 Magnésium

Le magnésium peut être estimé par la différence entre la dureté totale et la dureté calcique. Mais pour le dosage de magnésium on a effectué comme même la méthode

titrimétrique à l'EDTA, où l'indicateur choisi, Noire Eriochrome, forme avec le magnésium un complexe de couleur violet.

2 Flux des éléments nutritifs

Les flux sont calculés à partir des concentrations des éléments nutritifs et des débits moyens pour chaque mois. Le flux calculé pour chaque mois est un flux instantané (F_i) en milligrammes par second (Moatar F. *et al*, 2009):

$$F_i = C_i \times Q_i$$

Ainsi, les flux annuels (F_a) en tonne par an ont été calculés par l'équation de Walling et Webb (1985) :

$$F_a = k \times Q_m (\Sigma (Q_i \times C_i) / \Sigma Q_i)$$

Avec

- ☞ Q_m : Débit moyen annuel (m^3/s) ;
- ☞ Q_i : Débit instantané (m^3/s) ;
- ☞ C_i : Concentration instantanée (mg/l) ;
- ☞ K : Coefficient correcteur d'unité.

3 Analyses statistiques

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

2^{ème} Partie: Etude expérimentale des flux de l'azote et du phosphore minéraux

Chapitre III: Résultats et discussions

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

1. Résultats des analyses physicochimiques

1.1. La température

La température de l'eau de l'Oued Seybouse durant la période d'étude est d'une moyenne de 23,29 °C, un maximum de 32,3 et un minimum de 15,1°C (Fig. 3.1).

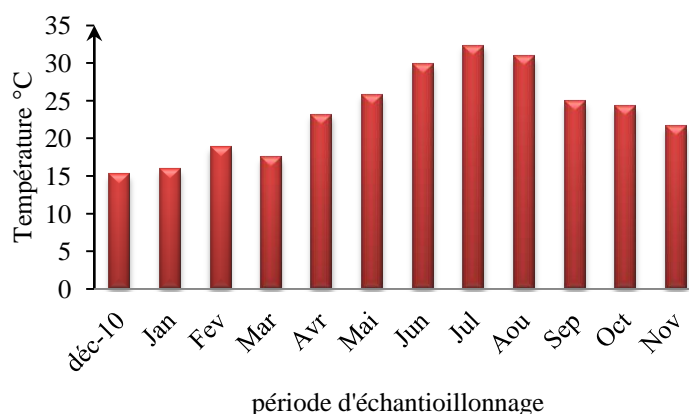


Figure 3.1 : Evolution de la température de l'eau (°C).

Ainsi nous constatons que les valeurs élevées de la température sont dans la période estivale, tout en les considérant comme valeurs saisonnières normales.

Du point de vue physico-chimique, la température joue un rôle dans la solubilité des gaz. Les températures mesurées à l'embouchure de l'Oued Seybouse sont proches de la norme de 30°C (Rodier, 1996) surtout en été.

1.2. Le potentiel Hydrogène (pH)

Le pH de l'eau qui renseigne sur l'acidité de cette dernière.

Le pH des eaux présente une variation faible. Ces valeurs sont proches de la neutralité avec une moyenne de 6,9, un maximum de 7,77 et un minimum de 6,39 (fig. 3.2).

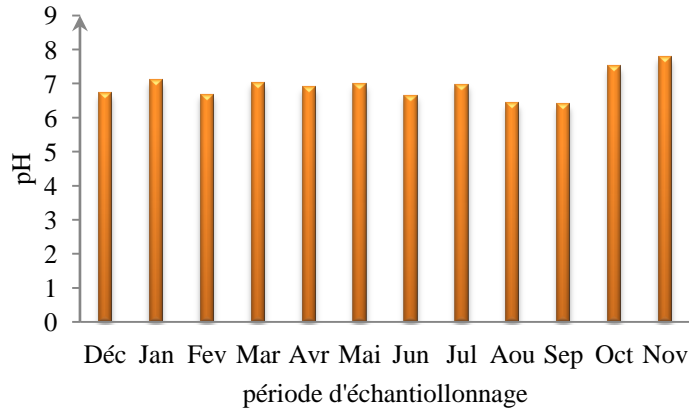


Figure 3.2 : Variation annuelle du pH de l'eau de l'Oued Seybouse.

A la lumière des résultats obtenus, il ressort que l'eau de l'Oued Seybouse s'approche de neutralité.

1.3. La Conductivité électrique (CE)

Les eaux d'Oued Seybouse présentent des valeurs de conductivité électrique fluctuent dans l'intervalle 1,04 - 4,6 mS/cm avec un moyenne de 2,78 mS/cm durant la période d'étude (Fig. 3.3).

La conductivité électrique est liée à la présence d'ions dans l'eau. Elle augmente avec la concentration des sels ioniques dissous.

L'intrusion de l'eau de mer de la notamment et les eaux chargées en matières minérales en période pluvieuses conditionnent ces variations.

Les valeurs de la conductivité électrique des eaux de l'Oued Seybouse sont supérieures à 1000 μ S/cm, donc ces eaux sont de minéralisation élevée.

L'Oued Seybouse transporte avec lui des sels, donnant une grande conductivité. Ces sels provenant des rejets industriels des complexe FERTIAL et spécialement au niveau de la commune de Sidi Salem (Necib A. *et* Rezig H., 2011), ainsi les eaux marines pourraient être la cause de ces fortes valeurs.

Les directives du Conseil des communautés européennes relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine indiquent pour la conductivité un niveau guide de 2 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20 °C. La réglementation française est plus contraignante puisque la référence de qualité est comprise entre 180 et 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20 °C. Les eaux de la séquence étudiée ne sont pas destinées à la consommation, mais peuvent être utilisés pour l'irrigation des placettes agricoles.

Une conductivité de l'eau supérieure à 1 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fait considérer une eau comme difficilement utilisable dans les zones irriguées et c'est le cas de nos eaux. (Rodier J., 2005).

Pour les eaux de surface continentale les normes algériennes donnent un seuil à ne pas dépasser qui est de 2mS/cm (J.O.R.A, 1993). Dans le cas des eaux de l'Oued Seybouse ce seuil est dépassé dans la majorité des mois. Ces eaux seraient donc impropres à l'irrigation des terres agricoles.

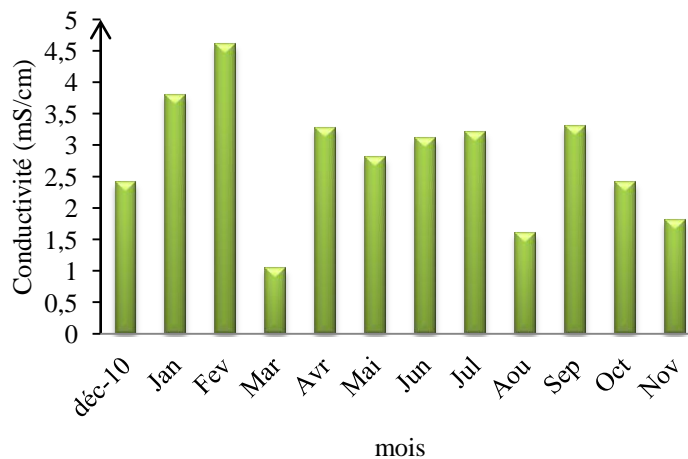


Figure 3.3 : Variation mensuel de la conductivité électrique sur une période de 12 mois (mS/cm).

1.4. Le Potentiel d'oxydoréduction (Eh)

La figure 3.4 permet de constater un abaissement du potentiel redox pendant l'été, mais le milieu reste bien oxygéné du mois pour la mV tranche d'eau échantillonnée ; ses valeurs caractéristiques étant: max : 187 mV, min : 23 mV et moy. : 96,17 mV. Cette augmentation seraient probablement assurée par la diffusion de l'O₂ de l'air dans l'eau de l'oued et aussi par la végétation aquatique (macrophytes et microalgues).

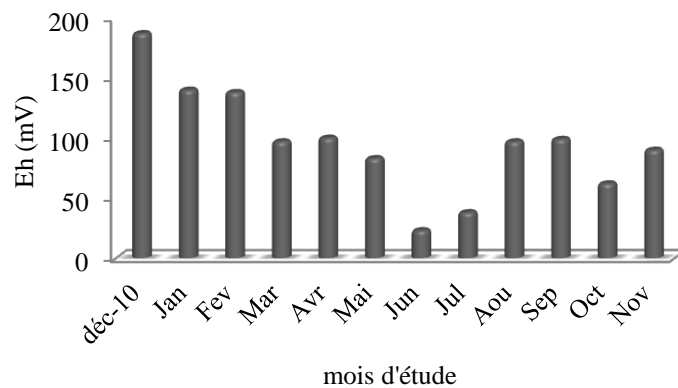


Figure 3.4 : Variation mensuelle du potentiel d'Oxydo- réduction (mV).

1.5. La hauteur d'eau

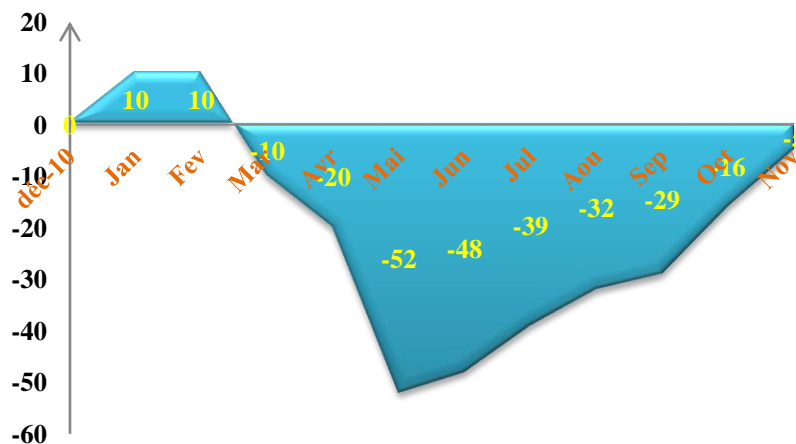


Figure 3.5 : Variation du niveau d'eau en point d'échantillonnage pendant la période d'étude (cm).

La variation temporelle de l'eau de l'Oued Seybouse, montre que le niveau d'eau dans ce cours d'eau très variant où il diminue beaucoup pendant l'été avec de plus d'un 0,5 m. Cette variation est due aux conditions climatiques (Fig. 3.5).

Les résultats de mesures de niveau d'eau au point d'échantillonnage dans l'Oued Seybouse montrent clairement deux situations:

- ✦ Une situation d'augmentation du niveau d'eau pendant la saison hivernale où les pluies sont souvent fréquentes et abondantes et par conséquent gonflent le volume d'eau dans l'Oued;
- ✦ Une situation d'abaissement du niveau d'eau à aucun point d'échantillonnage durant le reste de la période de mesure (du mars à avril) où le niveau chute progressivement du mois de mars au mois de mai (-52 cm) pour augmenter ensuite jusqu'au mois de novembre. Dans cette situation, l'utilisation de l'eau de cet Oued pour l'irrigation des terres agricoles, serait le facteur essentiel de cette baisse de niveau en parallèle de l'évaporation intense pendant cette période.

1.6. Les matières en suspension (MES)

La teneur et la composition minérale et organique des matières en suspension dans les eaux sont très variables selon les cours d'eau (sable, boues, particules organiques, plancton, etc.); elles sont essentiellement liées à la nature des terrains traversés à la pluviométrie dans le bassin versant.

Au cours de la période d'étude les teneurs enregistrées en matières en suspension de l'eau de l'Oued Seybouse sont très élevées et varient significativement, les valeurs allant de 0,06 g/l au mois d'avril, jusqu'à 3,36 g/l au mois de septembre avec une moyenne annuelle de 0,81 g/l (Fig. 3.6).

Les teneurs 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 surtout à la saison estivale. Le pic de 3,36 g serait expliqué par la charge de matière provoquée par des pluies abondantes survenues à quelques fois de la campagne d'échantillonnage.

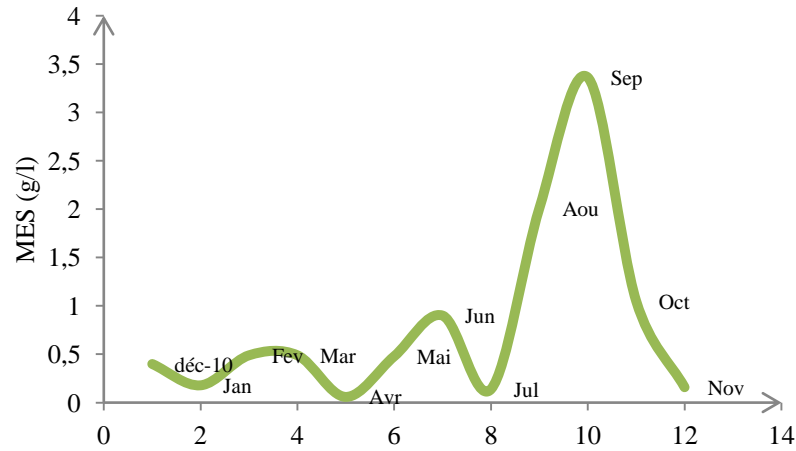


Figure 3.6 : Evolution de la matière en suspension au point d'échantillonnage (g/l).

1.7. L'ion chlorure

Les teneurs en chlorures sont très élevés dans les eaux de l'Oued Seybouse qui ont atteint une valeur de 2059 mg/l au maximum et diminuent jusqu'à un minimum de 383,4 mg/l en passant par une moyenne de 964,42 mg/l (Fig. 3.7). Elles sont influencées par les eaux de mer du littoral.

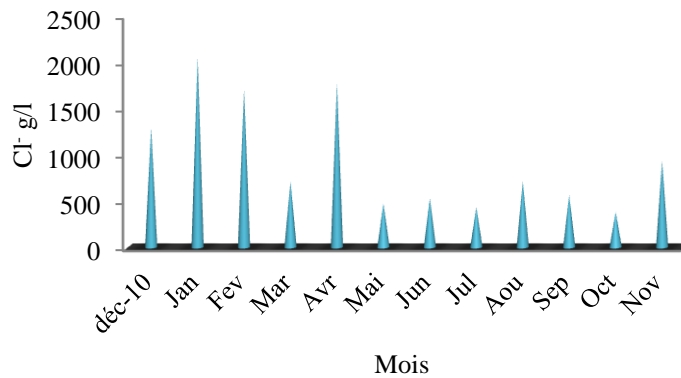


Figure 3.7 : Variation des chlorures (mg/l) d'eau de l'Oued Seybouse.

Les variations des teneurs en chlorure sont liées principalement à la nature des terrains traversés. Ainsi, les eaux courantes exemptes de pollution 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 (Rodier J., 2005).

L'OMS recommande pour la teneur en 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. Pour l'usage agricole, les teneurs en chlorures peuvent limiter certaines cultures (Rodier J., 2005).

D'après le graphique (Fig. 3.7) les teneurs en chlorures dans l'eau de l'Oued Seybouse durant la période d'étude sont excessives, notamment de décembre à avril intrusion d'eau de mer expliquerait alors situation.

1.8. L'oxydabilité aux permanganates de potassium

Dans nos résultats, les valeurs d'oxydabilité des eaux de l'Oued Seybouse sont en moyenne de 4,4 mg d'O₂/l variant d'un maximum de 14,8 mg d'O₂/l jusqu'à un minimum de 0,53 mg d'O₂/l (Fig. 3.8). Celles-ci ont l'intérêt indicateur de la quantité matières organique oxydables.

L'oxydabilité au permanganate de potassium à chaud en milieu acide est une méthode a 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 comparativement aux charges véhiculées par les eaux résiduaires industrielles (eaux de surface, eaux potables).

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 (3.8) montre que l'oxydabilité varie durant l'année de l'étude.

L'exception des mois de février mars et avril, où les eaux sont relativement chargées en matières oxydables, les teneurs en MES sont assez faible en concordance avec celles rapporter dans la littérature aux autre mois.

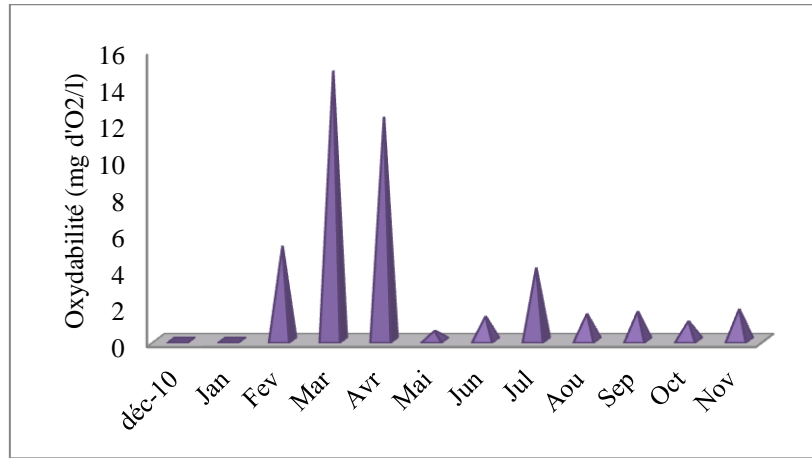


Figure 3.8 : Fluctuation de l'oxydabilité dans l'Oued Seybouse (mg d'O₂/l).

1.9. L'azote minéral global

Pour répondre au besoin de connaissance de la dynamique de l'eutrophisation et des outils de prédiction, certains paramètres azotés comme les nitrates, l'ammonium et les nitrites ont été suivis.

Le suivi annuel (2011/2012) de l'azote montre une variation mensuelle importante des concentrations en éléments nutritifs azotés (Fig. 3.9).

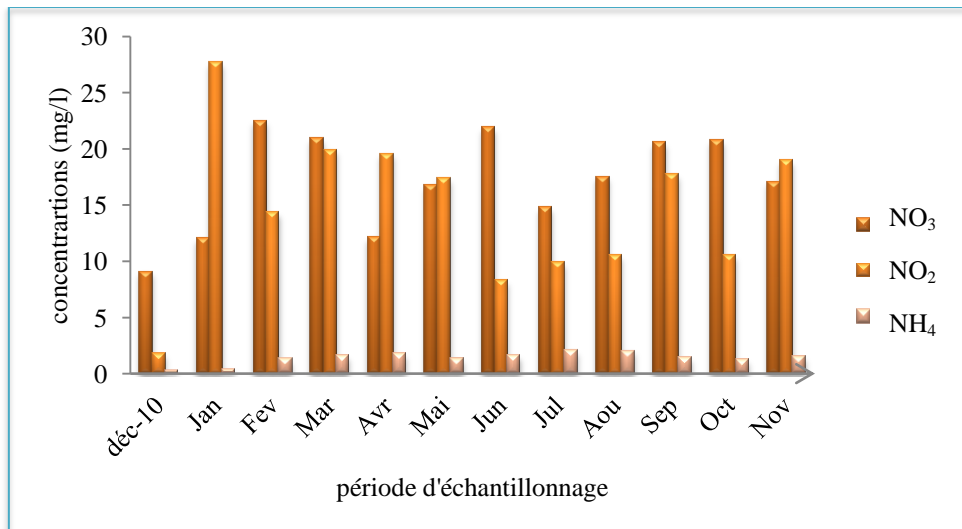


Figure 3.9 : Variation des teneurs en matières minérales azotées dissoutes dans l'eau de l'Oued Seybouse (mg/l).

1.9.1. Les nitrates

En règle générale, les nitrates caractérisent les eaux dulçaquicoles où cet élément constitue l'essentiel du stock de l'azote inorganique dissous. Les influences anthropiques modifient cependant l'importance de l'azote oxyde.

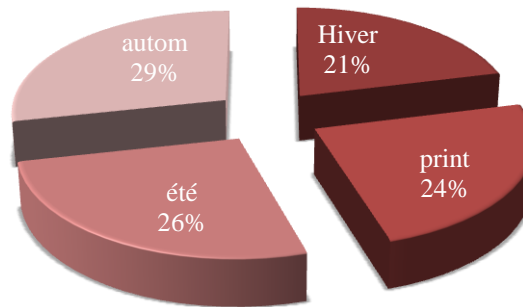


Figure 3.10 : Teneurs saisonnière en nitrates (NO_3^-) dans l'eau de l'Oued Seybouse.

Dans la séquence finale l'embouchure de l'Oued Seybouse, les teneurs en nitrates sont très variables avec une moyenne annuelle de 17,14 mg/l, le maximum de 22,46 mg/l, et un minimum de 9,05 mg/l (Fig. 3.9).

Ainsi, nous constatons que les teneurs élevés en nitrates sont en automne. Elles représentent par rapport à la période globale de l'étude un pourcentage de 29% (Fig. 3.10).

En particulier, les eaux domestiques fortement enrichies en ammonium.

1.9.2. Les nitrites

Les ions nitrites constituent une forme transitoire de l'azote minéral dissous, passant en grande partie sous forme d'ammonium dans les conditions d'hypoxie et se transforment inversement en nitrate lorsque le milieu s'enrichit en oxygène. Il constitué le stock convertible ou réserve potentielle d'ammonium ou de nitrite.

L'azote nitreux est remarquablement abondant dans les eaux de Seybouse en particulier en automne et au printemps (Fig. 3.11).

Les résultats d'analyses relatifs à l'ion nitrites illustrés par la figure (3.9) indiquent par ailleurs que les teneurs sont très fortes, jusqu'à 27 mg/l alors que celles, rapportées dans la littérature pour les cours d'eau naturelles (< 5mg/l).

Dans la grille de Bontoux (1993) une teneur en $\text{NO}_2^- > 2\text{mg/l}$ signifie une pollution excessive, ces quantités importantes des nitrites dans l'eau de la séquence analysée seraient probablement le fait des rejets riches en nitrites par l'intermédiaire de l'Oued Meboudja qui évacue entre autre les eaux résiduaires de la zone industrielle El-Hadjar. La production de nitrites par le processus de nitrification ou de dénitrification serait négligeable compte tenu, des teneurs en nitrates et des valeurs positives du potentiels redox trouvées dans la station d'échantillonnage.

Cet ion peut donc être toxique à ces concentrations excessives dépassant la valeur normale. Les valeurs de la moyenne (14,7 mg/l), de maximum de (27,66 mg/l) et de minimum de (1,73 mg/l) sont très élevées. Les nitrites représentent un risque potentiel de la toxicité pour la faune au niveau du littoral récepteur (Fig. 3.9).

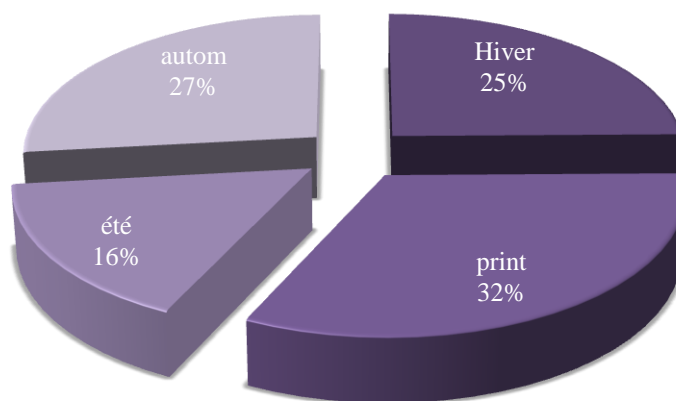


Figure 3.11 : Teneurs saisonnière en nitrites (NO_2^-) dans l'eau de l'Oued Seybouse.

1.9.3. Les ions ammoniums

Les teneurs en ions ammonium sont très faibles le long des saisons et présentent une moyenne annuelle de 1,38 mg/l et des valeurs max et min, respectivement, de 2,08 mg/l et 0,32 mg/l (Fig. 3.9). C'est en été que l'Oued Seybouse apparait le plus chargé en ammonium avec un pourcentage de 35% (Fig. 3.12).

Il s'agit d'une forte pollution par l'azote réduit puisque la valeur norme pour les eaux de surface n'est que de 0,34 mg/l.

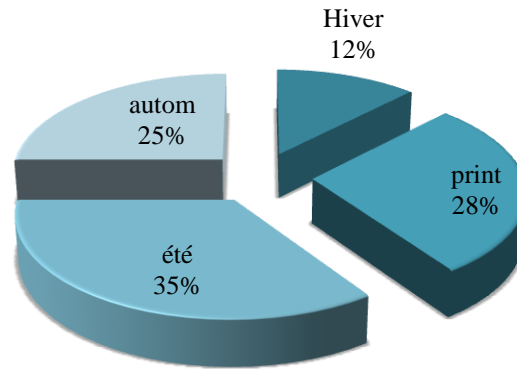


Figure 3.12 : Teneurs saisonnières en ion ammoniums (NH_4^+) dans l'eau de l'Oued Seybouse.

1.10. Les phosphates

La teneur en phosphates des eaux naturelles est normalement très faible parce qu'ils sont essentiellement sièges dans le sédiment tout en subissant une série de dépôts et de reprises sur leur parcours au sein même du bassin versant.

Les valeurs de phosphates sont variables avec une moyenne de 3,91 mg/l et un maximum de 13,11 mg/l et un minimum est de 0,61 mg/l (Fig. 3.13). Les teneurs relativement faibles du mois de décembre au mois d'avril peuvent être par l'effet de dilution par les eaux de pluies qui atténué les concentrations de matières présent dans le cours d'eau.

Les ions phosphates très abondants en automne avec un pourcentage de 65%, en été traduisent une qualité médiocre (Fig. 3.14) de cette eau de surface et peuvent contribuer fortement au processus d'eutrophisation de cette séquence et du littoral.

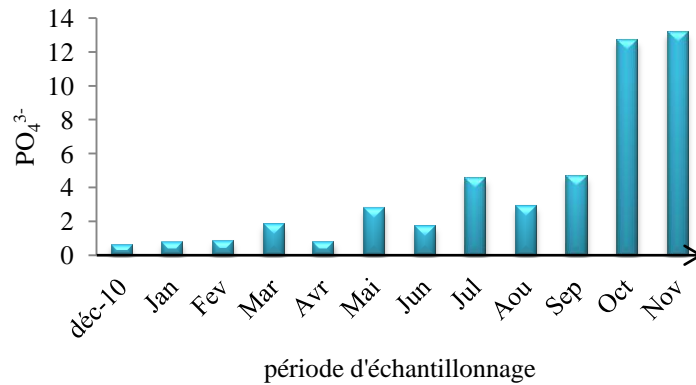


Figure 3.13 : Variation des teneurs en ions phosphate (PO₄³⁻) dans l'eau de l'Oued Seybouse (mg/l).

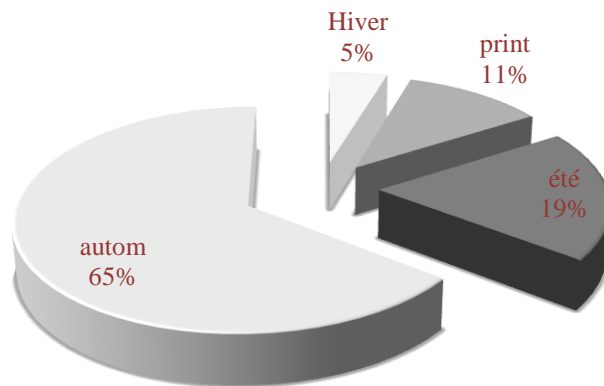


Figure 3.14 : Teneurs saisonnière en ions phosphate (PO₄³⁻) dans l'eau de l'Oued Seybouse.

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. Les valeurs moyennes saisonnières de N/P sont calculées sur la base de données. Les valeurs du rapport N/P s'écartent fortement de la valeur d'équilibre en toute saison. Cette altération du rapport N/P traduit une dominance du phosphore par rapport à l'azote apporté par les fertilisants agricoles (enrichie en azote). Aussi, l'apport excessif conduit à la prolifération des végétaux. Leur dégradation aérobie entraîne l'appauvrissement de l'eau en oxygène, accentué par la diminution de la photosynthèse en profondeur liée à l'augmentation de la turbidité. Le phosphore semble être le facteur essentiel en cause dans l'eutrophisation des eaux douces.

Tableau 3.1: Qualité des eaux de la Seybouse (mg/l) avec les valeurs de la période d'étude.

Paramètres	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
Nitrate	< 5	(17,1) 5 à 25	25 à 50	50 à 80	> 80
Ammonium	< 0,1	0,1 à 0,5	(1,4)0,5 à 2	2 à 8	> 8
Phosphate	< 0,2	0,2 à 0,5	0,5 à 1	1 à 2	(3,9) >2

Plus généralement, on considère que les teneurs des paramètres étudiés sont anormalement élevées pour le milieu récepteur surtout pour les phosphates où la côte tombe en confinement hydrologique par suite du faible courant affectant le littoral en cette période de l'année (Tab. 3.1).

Tableau 3.2: Les valeurs du rapport N/P durant la période d'étude.

Mois	Déc.	Jan.	Fev.	Mar.	Avr.	Mai	Jun.	Jul.	Aou.	Sep.	Oct.	Nov.
N/P	18,25	53,06	45,15	23,34	42,59	12,95	18,71	5,93	10,55	8,58	2,57	2,86

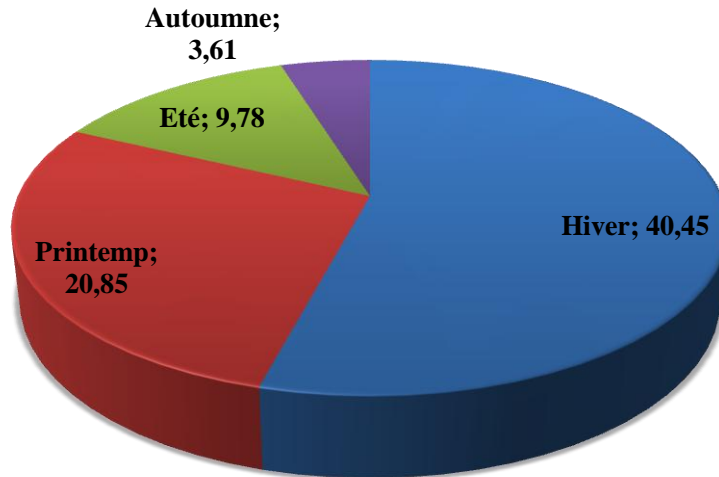


Figure 3.15: Les valeurs du rapport N/P par saison.

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 R.E. *et al*, 1988, Redfield *et al*, 1963). Dans les eaux côtières, où l'apport anthropique d'azote et de phosphore est élevé A.C., bien que la mer Méditerranée soit généralement une région oligotrophe (Gotsis Skretas O. *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 K. *et al*, 1996). Des études expérimentales menées dans les eaux côtières de la Méditerranée ont montré que c'est le phosphore, plutôt que l'azote, qui limite la production phytoplanctonique (Kress N. *et al*, 2005). Et dans notre cas le rapport N/P est en moyenne de 20,38, qui est supérieur au 16/1 ou le phosphore est le facteur limitant.

1.11. La dureté totale (TH)

La dureté totale ou titre hydrotimétrique (TH) est la somme des concentrations en ions calcium et magnésium.

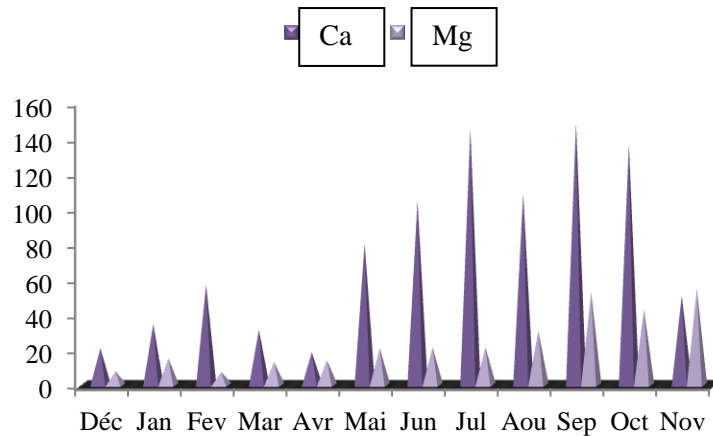


Figure 3.16 : Les teneurs en Calcium et Magnésium (Ca^{2+} , Mg^{2+}) (mg/l).

Les teneurs en calcium sont de l'ordre de 77,89 mg/l en moyenne avec des valeurs maximum de 148,296 mg/l et minimum de 18,44 mg/l. Ainsi que les teneurs en magnésium sont dans un intervalle de 7,29 et 54,43 mg/l avec une moyenne de 25,11 mg/l (Fig. 3.16).

De ces teneurs en calcium et magnésium élevées résulte une dureté totale de l'ordre de 19,43 °f en moyen avec un minimum de 4,6 °f et un maximum de 37 °f (Tab. 3.3).

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.

Tableau 3.3: Valeurs de la dureté totale des eaux de l'Oued Seybouse.

Mois	Déc	Jan.	Fev.	Mar.	Avr.	Mai	Jun.	Jul.	Aou.	Sep.	Oct.	Nov.	Moy
TH (°f)	5,2	8,6	14,2	7,8	4,6	20	26	36,2	27	37	34	12,6	19,43

Les calculs de la dureté totale enregistrées dans le tableau (3.3), indiquent que les eaux de l'Oued Seybouse sont dures.

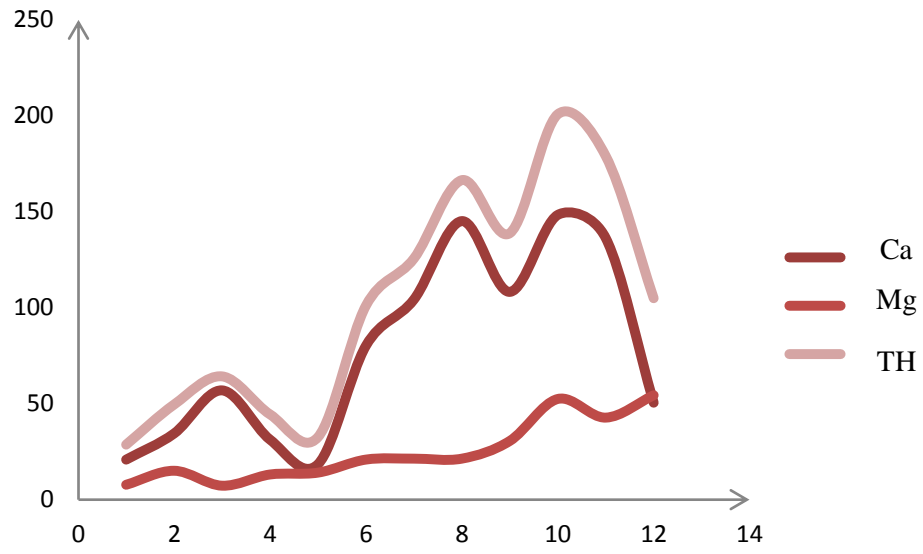


Figure 3.17 : Variation de la dureté totale de l'eau dans l'Oued Seybouse.

2. Les types des végétaux trouvés au niveau de la séquence

Pendant la période d'étude, nous avons constaté la présence des 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, munissent de racines de tiges et de feuilles, portent des fleurs.

Pratiquement, on distingue les plantes qui flottent librement en pleine eau de celles qui sont fixées au fond. Ces dernières se subdivisant à leur tour en plantes émergées (jusqu'à 1,5 m d'eau), plantes à feuilles flottantes (jusqu'à 3 m d'eau) et plantes immergées (dans toute la couche euphotique, les angiospermes s'arrêtant à 10 m de profondeur).

Les macrophytes flottants 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. 3.18).

Par ailleurs, et comme pour tout organisme végétal, leur production dépend de la lumière disponible. Les macrophytes fixés étant limités dans leur croissance par la pénétration de celle-ci et par la longueur des tiges pour ceux qui en possèdent.

Ainsi, les producteurs primaires, à la base de la chaîne alimentaire en milieu aquatique, sont surtout représentés par les algues planctoniques. Ce sont des organismes unicellulaires, vivant en suspension dans l'eau et se développant par photosynthèse. (Allix S., 2006).

Parmi ces algues, les cyanobactéries, qui sont également connues sous le nom d'algues bleues, de cyanophytes ou de cyanophycées, sont des organismes microscopiques procaryotes (cellules sans noyaux) qui obtiennent leur énergie, comme les autres espèces de phytoplancton, grâce à leur photosynthèse.

La prédominance des cyanobactéries dans les écosystèmes aquatiques est due à leurs caractéristiques physiologiques particulières et à leurs stratégies de développement (Fig. 3.19).



Figure 3.18 : Photos montrant les variations saisonnières de la biocénose des macrophytes dans l'Oued Seybouse (séquence finale).



Figure 3.19 : Photos montrant de la variation saisonnière de la masse algale dans l'Oued Seybouse (séquence finale).

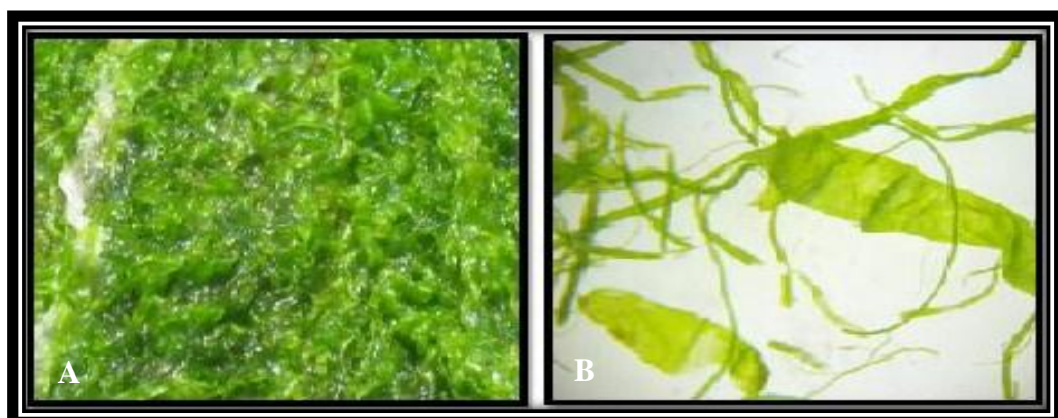


Figure 3.20 : Les algues vues à l'œil nu (A) et au microscope optique (B)
(Grossissement : 40×3).

3. Les flux des éléments nutritifs

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 nutriments sont très importants (Fig. 3.21) et fluctuent beaucoup d'un mois à un autre (les nitrates avec un flux moyen de 407,59 g/s, un flux maximum de 931,49 g/s et un minimum de 121,73 g/s; pour les nitrites la moyenne est de 382,42 g/s, un maximum de 1085,47 g/s et un minimum de 23,24 g/s; 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 53,63 g/s et un minimum de 4,26 g/s et la moyenne est de 30,92 g/s).

Les teneurs en ions phosphates (Fig. 3.22), sont peu variables mais elles s'élèvent successivement jusqu'à un flux maximum de 283,52 g/s au mois d'octobre alors que le flux minimum est de 8,18 g/s et le flux moyen est de 80,95 g/s.

Sur la base d'un volume de 500 000 000 m³ (Fekrache F., 2009) charriés annuellement par l'Oued Seybouse en mer, nous avons calculés les flux de nutriments évacués dans le littoral par ce cours d'eau (Fig. 3.21).

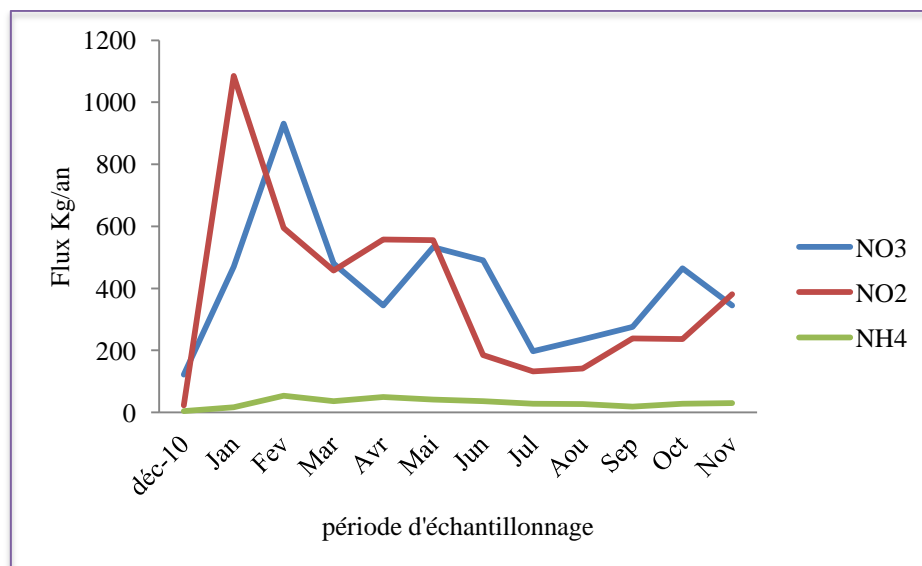


Figure 3.21: Variation mensuelles des flux des ions azotés dans l'Oued Seybouse (Kg/an).

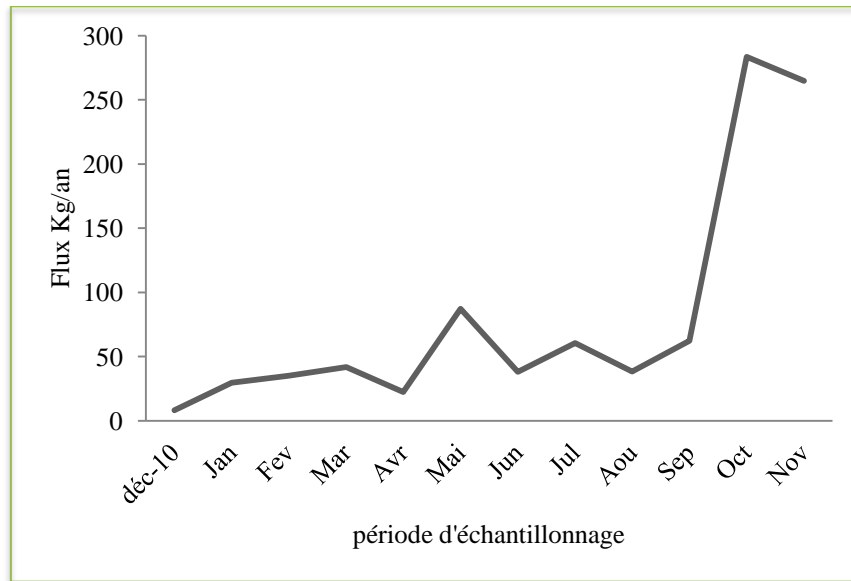


Figure 3.22: Fluctuation mensuelle du flux d'ions phosphates dans l'Oued Seybouse (Kg/an).

Pour les phosphates, la courbe (Fig. 3.22) montre une tendance croissante pendant les dix premiers mois qui finissent par un pic important aux deux derniers mois de la période d'étude.

D'après la figure (3.23), nous remarquons que les apports annuels sont importants. Les nitrates ont le pourcentage le plus élevé (46%), puis ce sont les nitrites (40%) et enfin les ions ammoniums et phosphates ont des pourcentages faibles (respectivement 4% et 10%).

La rétention des eaux des rivières est une altération anthropogénique du cycle terrestre de l'eau à côté de la surexploitation des eaux souterraines, du drainage des zones humides, de la construction des barrages, de la déforestation, de la désertification et de l'érosion des sols agricoles (Vorismarty et Sahagian, 2000).

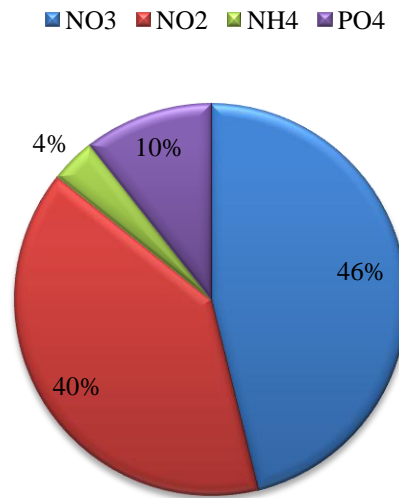


Figure 3.23 : Apports annuels: Fa (t/an) des éléments nutritifs par l'Oued Seybouse.

L'une des pollutions chroniques et sévères universellement reconnue, 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).

Le suivi des apports en nutriments au littoral d'Annaba par la Seybouse (Saker, 2007 ; Khammar, 2007 ; Gouiez, 2006 ; Laabed, 2006, Guettaf, 2007 ; Ounissi, 2007), a permis d'évaluer les flux des nutriments introduits en zone littorale.

On estime que le golfe d'Annaba reçoit annuellement près de 10 000 tonnes d'azote et 3 000 tonnes de phosphates dont évaluer ces parts 50 à 60% est la part attribuée à la Seybouse.

On constate une grande variation des flux qui semblent être en relation avec la variation du débit d'eau de l'Oued Seybouse, ainsi les flux pour notre période d'étude sont très importants (Tab. 3.4).

Des estimations des flux des nutriments, ont été faites dans des études précédentes « Gouiez (2006), de 2005 et 2006 d'après Guettaf (2007) et celles l'année 2007 d'après Fekrache F. (2009) », nous les avons regroupées en incluant nos flux dans le tableau (3.4) pour rendre compte des fluctuations interannuelles des flux de nutriments déversées en mer par l'Oued Seybouse.

Tableau 3.4: Teneurs et flux annuels de l'azote minéral et du phosphore introduit par la Seybouse au littoral d'Annaba.

Les valeurs de 2003 d'après Gouiez (2006), de 2005 et 2006 d'après Guettaf (2007) et celles l'année 2007 d'après Fekrache F. (2009).

	2003		2005		2006		2007		2010/2011	
	mg/l	t/an	mg/l	t/an	mg/l	t/an	mg/l	t/an	mg/l	t/an
NO ₃ ⁻	2,47	4 035	1,60	757	4,32	2 044	0,387	183	17,14	8105,63
NO ₂ ⁻	0,60	313	0,50	237	0,75	355	0,682	323	14,7	6953,13
NH ₄ ⁺	2,77	1 116	2,50	1 183	1,65	781	0,788	373	1,38	652,2
PO ₄ ³⁻	1,9	1 080	0,79	374	0,88	416	1,203	569	3,91	1851,3

Les valeurs interannuelles fluctuent en effet du simple au quadruple et incitent à la prudence pour toute conclusion que se soit. L'année 2005 étant par exemple la plus riche en nitrate mais la plus pauvre pour le reste des éléments.

Les décharges à la mer de sels nutritifs sont les plus importantes en particulier pour l'ammonium et les phosphates. D'autre part, bien que fortement concentrée en ammonium, la Seybouse n'en a déchargé à la mer que 2000 tonnes en 2006 par suite du faible débit des eaux en cette année. Les conditions météorologiques jouent en conséquence un rôle primordial dans les transferts de matières dans le sens continent-mer (Fekrache F., 2009).

Du point de vue qualitatif, les eaux de la Seybouse se situent ainsi en 2005 dans la classe passable de la grille de qualité des eaux. En 2003 et 2006, la Seybouse était fortement polluée par l'ammonium et dans une moindre mesure par les phosphates. En 2007, et en terme de charge en composés phosphorés le site étudié est chargé par le phosphore total et les teneurs fluctuent énormément avec une moyenne annuelle de 2,24 mg/l (mauvaise qualité). Les analyses permettent de connaître l'origine agricole du phosphore. Pour les phosphates la Seybouse est fortement polluée (mauvaise qualité) les fortes quantités de l'aval peuvent être

mises sur le compte d'un largage à partir des matières en suspension MES. Il est connu en effet que les MES peuvent piéger jusqu'à 80% du phosphore dissous et en libérant imprévisiblement des quantités variables selon les conditions chimiques, encore peu connues. Oued Seybouse donne une faible concentration en ammonium.

Ainsi la quantité des éléments nutritifs azotés et phosphorés apportés au littoral d'Annaba constitue une menace de dégradation de la qualité des eaux de mer littorales.

Nous avons cherché les corrélations entre les différents paramètres physico-chimiques et chimiques évacuées dans l'Oued Seybouse. Dans le tableau (3.5) est indiquée la matrice de corrélation de Pearson correspondante. Il en résulte une corrélation positive entre :

- ✦ La température et les nitrates car la température a une 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;
- ✦ Le pH et les phosphates ou les ions phosphates augmentent l'alcalinité des eaux;
- ✦ Les chlorures et le débit car le cours d'eau apporte des quantités élevées des chlorures quand le débit augmente ;
- ✦ Les teneurs en phosphates et en magnésiums car les deux sont d'origine sédimentaire.

Les corrélations négatives sont observées pour les comptes :

- ✦ 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 de l'oued;
- ✦ Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) et les teneurs en nitrates ou le Eh diminue lors de l'augmentation de ces teneurs, 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 (PO_4^{3-} , Th, Mg, NO_3 , Ca, NH_4 , MES, $^{\circ}\text{C}$) outre l'ensemble qui contient le grand

nombre des observations, qui sont corrélées avec les variables (Hauteur, NO_2 , Q, Eh, Cl, Ip, CE).

D'après la configuration du nuage des points (Fig. 3.26), les mois d'octobre et novembre sont liées par le flux de phosphates qui sont les plus élevées, et les autres mois sont liés aux flux d'azote minéral qui sont les plus importants.

Tableau 3.5: Matrice de corrélation de Pearson. *Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05*

	Mg	Ca	TH	Ip	PO4	NH4	NO2	NO3	Q	Cl	H	MES	EH	Ce	pH	T°C
T°C	0,332	0,762	0,716	-0,179	0,177	0,787	-0,311	0,278	-0,437	-0,653	-0,845	0,316	-0,806	-0,055	-0,225	1
pH	0,327	-0,178	-0,057	-0,001	0,731	-0,123	0,287	-0,072	0,170	-0,022	0,268	-0,552	-0,160	-0,264	1	
Ce	-0,286	0,061	-0,028	-0,205	-0,347	-0,221	0,144	-0,022	0,571	0,489	0,155	-0,065	0,119	1		
EH	-0,366	-0,649	-0,632	-0,042	-0,365	-0,725	0,070	-0,493	0,229	0,684	0,739	-0,085	1			
MES	0,550	0,614	0,654	-0,257	0,080	0,183	-0,100	0,418	-0,444	-0,407	-0,289	1				
H	-0,207	-0,595	-0,545	0,122	-0,006	-0,597	0,266	-0,208	0,395	0,732	1					
Cl	-0,500	-0,737	-0,742	0,169	-0,451	-0,495	0,413	-0,472	0,626	1						
Q	-0,441	-0,453	-0,493	0,128	-0,283	-0,322	0,572	0,088	1							
NO ₃	0,323	0,471	0,475	0,118	0,262	0,432	0,014	1								
NO ₂	0,100	-0,298	-0,217	0,298	-0,018	-0,059	1									
NH ₄	0,252	0,467	0,452	0,390	0,160	1										
PO ₄	0,817	0,390	0,544	-0,261	1											
Ip	-0,346	-0,399	-0,422	1												
TH	0,734	0,974	1													
Ca	0,560	1														
Mg	1															

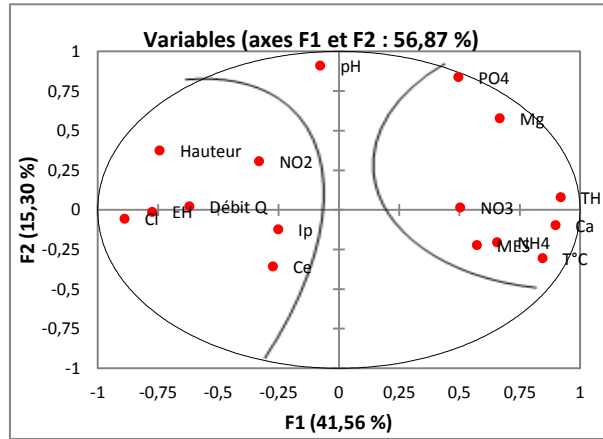


Figure 3.24: Nuage des points pour la contribution des différentes variables.

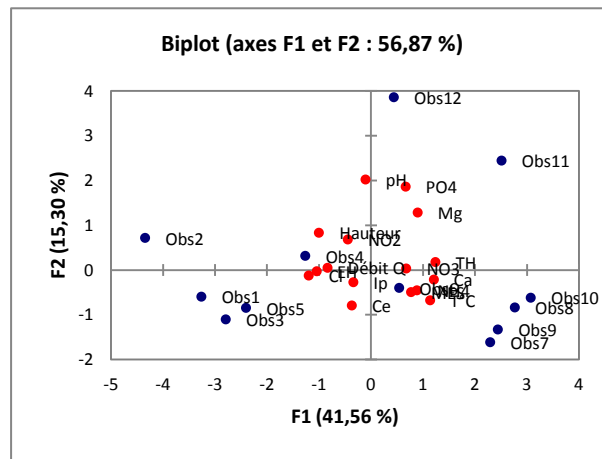


Figure 3.25: Nuage des points pour la contribution des variables et des observations.

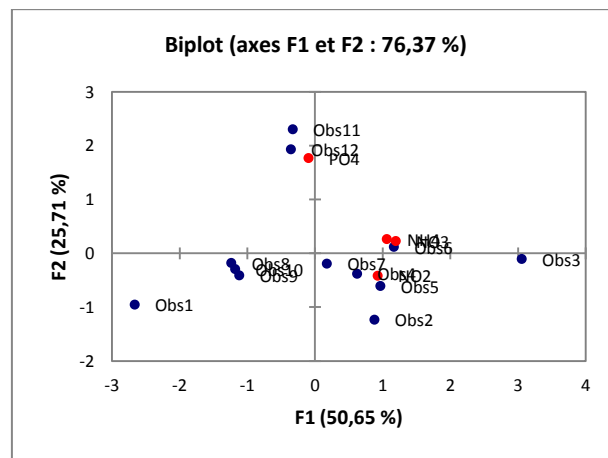


Figure 3.26: Nuage des points pour la contribution des flux des nutriments et les observations.

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 ou la lutte contre l'eutrophisation ne peuvent s'appuyer en premier lieu que sur la connaissance des flux des éléments chimiques précurseurs de l'eutrophisation en l'occurrence les ions azotés et phosphorés déversés dans les milieux aquatiques.

Dans le cadre de cette problématique nous avons cherché à estimer quantitativement les flux en éléments nutritifs azotés et phosphorés de la séquence finale de l'Oued Seybouse et d'en prévoir l'incidence de l'eutrophisation de la zone littorale récepteur des eaux de cet oued.

L'Oued Seybouse est l'un des plus importants cours d'eau en Algérie, ses eaux ont des usages agricoles, industriels et urbains.

Pour atteindre cet objectif, nous avons effectué des analyses physico-chimiques et chimiques sur des échantillons d'eau de l'Oued Seybouse, prélevée dans une station choisie judicieusement pour assurer la représentativité de nos échantillons et par conséquent la signification réelle des valeurs des paramètres analysées.

A la lumière des résultats obtenus durant la période d'étude (12 mois successifs: Décembre 2010/ Novembre 2011), il s'avère que les eaux de l'Oued Seybouse sont chargées en ions nutritifs (azotés et phosphorés). Par ailleurs leurs caractéristiques physicochimiques comparées, montrent que les eaux de l'Oued Seybouse sont des eaux polluées.

Nos résultats des flux annuels moyens des nutriments sont les suivants:

- pour les matières azotées : les nitrates sont de l'ordre de 407,59 Kg/s, pour les nitrites sont de l'ordre 382,42 Kg/s et les ions ammoniums sont de l'ordre de 30,92 Kg/s.
- pour les matières phosphorées sont de l'ordre de 80,95 Kg/s.

Ce qui donne des quantités des éléments apportées au littoral sont respectivement de: 8105,63 t/an, 6953,13 t/an, 652,2 t/an et 1851,3 t/an pour les nitrates, nitrites, ions ammoniums et les phosphates.

Sur la base des concentrations et ratios en ions nutritifs, de la présence en abondance des micro-algues des genres Cladophora ou Oedogonium et de macrophytes dans les eaux de la séquence de l'Oued Seybouse échantillonnée, nous estimons, que la zone étudiée présente un état d'eutrophisation.

Selon l'agence européenne de l'environnement, l'Oued Seybouse est dans un état de pollution par les éléments nutritifs.

Sur la base des résultats obtenus, nous pouvons dire donc que les teneurs déversées en matières azotées et phosphorées caractérisent une situation favorable ou phénomène d'eutrophisation.

Les activités agricoles et industrielles aussi que les zones urbaines sont les sources essentielles de ces matières au niveau des quelles, il faudrait prendre des mesures de contrôles et de traitement des effluents.

Aussi les flux de matières évalués ne concernent que les formes azotées et phosphorées minérales dissoutes dans l'eau de l'oued.

Les quantités des matières évacuées en amont par les eaux de l'oued seraient certainement plus grandes en intégrant les matières organiques dissoutes ou particulières et les stocks de phosphores piégés dans les sédiments.

Ce ci peut faire l'objet d'une étude plus complète afin de mieux appréhender le processus d'eutrophisation de la zone littorale de Sidi Salem et de pouvoir prendre les mesures les plus appropriées pour lutter localement contre ce phénomène environnementale.

Par ailleurs, le littorale de la wilaya d'Annaba reçoit d'autres cours d'eau importants pouvant contribuer la même tant que l'Oued Seybouse à l'élargissement de l'eutrophisation. Ils se doivent être pris en considération par l'étude des flux de l'azote et de phosphore responsables de phénomène d'eutrophisation dans un cadre d'intérêt environnementale méditerranéen.

Références bibliographiques

Agence de Bassins hydrographiques Seybouse-Mellag-constantinois (ABH), 2002, Bassin de la Seybouse, Actualisation, Les cahiers de l'agence, 7: 32p.

Agence Européenne de l'environnement (EEA), 1999, State and pressure of the marine and coastal Mediterranean environment, Environmental assessment series : 137 p.

Aimène B., 2007, Suivis de quelques paramètres physico-chimiques de la qualité des eaux de la séquence finale de Oued Seybouse et sa zone alluviale, Mémoire de fin d'étude ing., P5-6, P17-18, 31 p.

Aminot A., Belin C., Chapelle A., Guillaud J.F., Joanny M., Lefebvre A., Ménesguen 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.

Aminot A., Guillaud J.F. & Le Guellec A.M., 1990, Suivi à long terme des apports des matières organiques et nutritives par les effluents urbains de Morlaix, IFREMER DRO, EL 90-30: 42 p.

Auby I., Manaud F., Maurer D., Ifremer G.T., 1994, Etude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'ARCACHON. IFREMER - CEMAGREF - SSA – SABARC. Ed. , Agence de l'eau Adour Garonne, 270p.

Barth H., Fegan L., 1990, Eutrophication- related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones: proceedings of workshop held in Rome, 28-30 May 1990.

Bontoux J., 1993, Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usées, eaux de boissons, techniques et documentations, Belgique, 169p.

Caron D.A., Lim E.L., Sanders R.W., Dennett M.R., Berninger U.G., 2000, Response of bacterioplankton and phytoplankton to organic carbon and inorganic nutrient additions in contrasting oceanic ecosystems, *Aquat. Microb. Ecol.* 22, 175–184.

Cotner J.B., Ammerman E.R.P., Bentzen E., 1997, Phosphorus-limited bacterioplankton growth in the Sargasso Sea, *Aquat. Microb. Ecol.* 13, 141–149.

Cózar A., Bergamino N., Mazzuoli S., Azza N., Bracchini L. & Dattilo A.M. (2007) Relationships between wetland ecotones and inshore water quality in the Ugandan coast of Lake Victoria, *Wetlands Ecol Manage* 15 (6) pp. 499–507.

Daouda M., 2010, Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du Lac Nokoue (Bénin), Thèse de Doctorat de l'université Limoges, 177p.

Derradji F., Kherici N., Romeo M., Caruba R., 2004, Aptitude des eaux de la vallée de la Seybouse à l'irrigation (Nord-Est algérien). Ed, Science et changements planétaires / Sécheresse. Volume 15, Numéro 4, 353-60, Étude de cas, 5p.

Downing J.A., Marine nitrogen:phosphorus stoichiometry and the global N:P cycle, *Biogeochemistry* 37 (1997) 237–252.

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.

Fekrache F., 2009, Distribution des sels nutritifs et des matières organiques dans l'embouchure de l'Oued Seybouse, Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar-Annaba, 52p.

Feuchtmayr H., Moran R. Hatton K., Connor L., Heyes T. Moss B. Harvay I., Atkinson D., 2009, Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, 46, 713–723.

Fréhi H., 1995. Etude de la structure et du fonctionnement du système phytoplanctonique dans un écosystème marin côtier : Eutrophisation de la Baie d'Annaba. Thèse de magister, Université d'Annaba. Algérie, 160p.

Ghachi S., 1982. Hydrologie et utilisation de la ressource en eau en Algérie, le bassin de Seybouse. P8-9, P13-17, p21.

Ghachi A., 1986, Hydrologie et utilisation de la ressource en eau en Algérie « Le Bassin de la Seybouse », Ed. Office des publications Universitaires, Ben Aknoun-Alger, 510p.

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.

Gouiez H., 2006, Apport en sels nutritifs et en Matières organiques oxydables au littoral d'Annaba par Oued Seybouse et l'estuaire de la Mafrag, Mémoire de Magister, Université d'Annaba, 30p.

Granéli E., Carlsson P., Turner J.T., Tester P., Bechemin C., Dawson R., Funari E., 1999, Effects of N:P:Si ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea. I. Nutrients, phytoplankton biomass, and polysaccharide production, *Aquat. Microb. Ecol.* 18, 37–54.

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.

Group of Expertson the ScientificAspects of Marine Pollution (GESAMP) Joint IMO/FAO/UNESCO/WMO/IAEA//UN/UNEP, 1990, Global Changes in the Air-Sea Exchange of Chemicals, p. 48.

Guettaf M., 2007, Aspects chimiques d'Oued Seybouse : apports en sels nutritifs et en matières organiques, Mémoire Magister, Université d'Annaba, 48 p.

- Halimi A., 2004, L'homme et l'environnement, Ed. ANPEP.
- 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.
- 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.
- Ibanez, C., Prat, N. 2002. The environmental impact of the spanish national hydrological plan on the lower Ebro River and Delta. *Water Resources Development* 19 (3): 485-500, September 2003.
- Journal Officiel de la République Algérienne (JORA), 2002, Loi N° 2-2 du 22 Dhou El-Kaada 1422 correspondant au 5 février 2002 relative à la protection et à la valorisation du littoral. 12 février 2002, 10: 5p.
- Kemp S., Degens E., Richey J., 1990, Biogeochemistry of major world rivers, In *Biogeochemistry of major world rivers*, SCOPE, 42, Ed., J. Wiley., 323–347.
- Khalaf G., Slim K., Abi-Ghanem C., Nakhlé K. et Fakhri M., 2009. Caractérisation et corrélation des paramètres biotiques et abiotiques des eaux du Nahr El bared, Ed. *Lebanese Science Journal*, Vol. 10, No. 1, 13p.
- Khaled-Khodja S., Ounissi M., Saker I-E., Kennouche M., Laabed S., Gouiez H., 2004, Impacts des activités anthropiques sur la qualité des eaux de l'oued Seybouse (Algérie), Université Jijel.
- Khammar, H. 2007. Caractères chimiques des effluents urbains introduits au littoral d'Annaba. Mémoire de Magister, Université d'Annaba. 46p.
- Kress N., Thingstad T.F., Herut B., Zohary T., Pitta P., Psarra S., Polychronaki T., Spyres G., Mantoura F., Tanaka T., Rassoulzadegan F., Groom S., Krom M., 2005, Effect of P and N addition to oligotrophic Eastern Mediterranean waters influenced by nearshore waters: A microcosm experiment, *Deep-Sea Res. II* 52, 3054–3073.
- Laabed S., Gouiez H., Ounissi M., Saker I., Haridi A., Khélifi-Touhami M., Abdennour, C., 2006, Apport en sels nutritifs et en matières organiques au littoral d'Annaba par les effluents urbains et industriels. Actes 8eme Congres des Limnologies d'Expression Française, Hammamet, Tunisie, 17-21.
- Laboratoire Central d'Hydraulique de France (LCHF), 1976. Extension du port d'Annaba: synthèse de l'étude générale des conditions naturelles dans le golfe d'Annaba, Maisons-Alfort, 50p.
- Lacaze J.C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Ed. Ellipses. 192p.
- Laurentides C.R.E., 2009, L'eutrophisation, 4p.

Lefebvre S., 2003, Interface eau-sédiments des cours d'eau en région agricole: Rôle dans les cycles biogéochimiques, Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1., 288.

Lemercier B., 2003, La pollution par les matières phosphorées en Bretagne Sources, transfert et moyens de lutte. Ed. Direction Régionale de L'environnement. Bretagne. 83p.

Levi Y., Harvey M., Cervantès P., 2006, Rapport sur l'évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives, Ed. Agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA), 231p.

Mainstone C.P., Parr W., 2002, Phosphorus in rivers, Ed: ecology and management, The Science of the Total Environment 282-283: 25-47.

Margat J., 2004, L'eau dans le bassin méditerranéen: situation et prospective, Les fascicules du Plan Bleu, Ed. MAP Technical Report Series No. 158, Athena, 366p.

Matejka G., Feuillade G., Heulot I., Lemehaute P. & Mazet M. (1992) Les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiments. Etudes et mémoires. Tribune de l'eau, 556, 19-25.

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

Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec (MDDEPQ), 2008, Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 7 – Méthodes de mesure du débit en conduit ouvert, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 248 p.,

Ministère de l'Environnement du Québec (MENV), 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. [Disponible en ligne à : http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm].

Moatar F., Birgand F., Meybeck M., Fauchaux C., Raymond S., 2009, Incertitudes sur les métriques de qualité des cours d'eau (médianes et quantiles de concentrations, flux, cas des nutriments) évaluées à partir de suivis discrets, *La Houille Blanche* N°3, 9p (68-76).

Moss B., Backer T., Stephen D., Williams A., Balayla D., Beklioglu M. & Carvalho L., 2005, Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment: Deviations from the norm? *Freshwater biology*, 50, 1687 – 1705.

Moss B., 2007, The art and science of lake restauration; *Hydrobiologia* 58, 15 – 2.

Necib A., Rezig H., 2011, La bio-indication de la pollution aquatique par les algues (cas de l'Oued Seybouse, l'Oued Bounamoussa, le Lac des oiseaux et le Lac El-Mellah, Mémoire de Master, Université Badji Mokhtar-Annaba, 67 p.

Noui N., 2010. Annaba face aux risques urbains et technologiques : Quel avenir ? (Cas de Seybouse), 14p.

Ogutu –Ohwayo R., Hecky R.E., Cohen S.A. & Kauf L., 1997, Human Impacts on the African Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes* 50, 117–137.

Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), 1982, *Eutrophisation des eaux: Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte*, Paris, 164 pp.

Ounissi M., 2007, Devenir et incidences des flux de matières continentales enrichissantes et polluantes dans le littoral d'Annaba. Bilan final du projet de recherche ONEDD/MATE/05/04, 11 p.

Pagou K., Assimakopoulou G., 1996, Distribution of phytoplankton populations in Thermaikos Gulf, in: C. Ed. Anagnostou, *Monitoring of the Marine Ecosystem of Thermaikos Gulf*, Technical Report, NCMR, Athens, p 103–134 (in Greek).

Piehl 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.

Pinckney J.L., Paerl H.W., Haugen E., Tester P.A., 2000, Response of phytoplankton and Pfiesteria-like-dinoflagellate zoospores to nutrient enrichment in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 192, 65–78.

Pourriot R. & Meybeck M. (1995) *Limnologie générale*, Masson Edition, 956p.

Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP), 1995, *Evaluation de l'état de l'eutrophisation en mer méditerranée*, Ed. Athènes, 225p.

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

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.

Rodier J., 1987, *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux de mer*. Dunod. P1365.

Rodier J., 1996, *L'analyse de l'eau 'eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer'*, 8ème Edition, Paris, Dunod, 1394p.

Rodier J., Bernard LEGUBE, Nicole MERLET et coll., 2005, *L'analyse de l'eau*, 9ème Edition, Paris, Dunod, 1529 p.

Rosenberg R., 1985, Eutrophication- the future marine coastal nuisance, *Ed. Marine pollution. bull.*, 16 (6): 227-231.

Saker I., 2007, *Caractères chimiques des effluents industriels directs introduits au littoral d'Annaba*. Mémoire de Magister, Université. Annaba, 38p.

Schindler D.W., 1971, Régimes de luminosité, de température et d'oxygène d'une sélection de lacs de la Région des lacs expérimentaux (RLE), nord-ouest de l'Ontario, Centre de documentation Can. J. Fish. 28: 157-170.

S.E.E.E., 2007, Normes de Qualité Eaux de surfaces « Grille de qualité », Ed. Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau et de l'Environnement Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau Rue Hassan Benchekroun, Agdal-Rabat, 2p.

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

Smith V.H., 2003, Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems – a global problem, Environnement Science Pollution Res, 10p, 126–139.

Steizinger, K.A., Burklew M.A., Ingle R.M., 1973, The effect of *Gymnodinium breve* toxin on estuarine animals. In: Marine Pharmacognosy (D. Martin & G.M. Padilla, Ed, Academic Press: 179.

Sylvie A., BOUAÏCHA N., BAAN R., 2006, Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries dans les eaux destinées et de leurs toxines à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Ed., Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, 231p.

Tymen R., 1997, Traitement curatifs de l'eutrophisation sur quelques retenues du bassin Loire Bretagne, Rapport de synthèse, Agence de l'eau Loire Bretagne, Université Louis Pasteur de Strasbourg (Institut de Géologie), 56 p.

Vitousek P.M., Gosz J.R., Grier C.C., Melillo J.M., Reiners W.A., Todd R.L., 1979, Nitrate Losses from Disturbed Ecosystems, Science, 204, 469–474.

Vollenweider R.A., Rinaldi A., Montanari G., 1992, Eutrophication, Structure and Dynamics of a Marine Coastal System: results of ten years monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic Sea). In: Marine coastal eutrofication, Ed. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March,1990, J. Sci.Total Environ.,Elsevier, Suppl. : 63-106.

Vorosmarty C.J., Sahagian D., 2000, Anthropogenic disturbance of theterrestrial water cycle. BioScience, 50(9):753–765.

Walling D. E., Webb W., 1985, Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers; some cautionary comments, Mar. Poll. Bull. 16 (12), p448-492.

Annexe I

Dosage des nitrates : « Méthode au Salicylate de sodium »

Principe :

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

Réactifs :

- Solution de salicylate de sodium à 0,5% ;
- Acide sulfurique concentré. ($d=1,84$) ;
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium.

Mode opératoire :

Introduire 10 ml d'eau à analyser dans une capsule de 60 ml. Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Ajouter 1ml de salicylate de sodium puis évaporer à sec dans étuve portée à 75-80°C. Laisser refroidir. Reprendre le résidu par 2ml d'acide sulfurique concentré en ayant soin l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15ml d'eau distillée puis 15ml de la solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium. Préparer de la même façon un témoin avec 10ml d'eau distillé. Effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 415nm et tenir compte la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats :

Pour une prise d'essai de 10ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée milligramme par litre d'eau. Pour obtenir la teneur en nitrate (NO_3), multiplier ce résultat par 4,43.

Annexe II

Dosage des nitrites : « Méthode au Réactif de Zambelli »

Principe :

L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions NO_2^- un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites.

Réactifs :

- Ammoniaque pure ($d=0,925$) ;
- Réactif de Zambelli.

Mode opératoire :

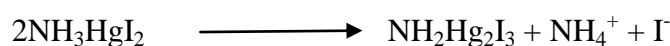
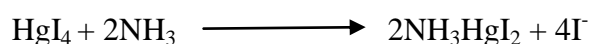
Introduire 50 ml d'eau à analyser dans une fiole jaugée à 50 ml, ajouter 2ml de Réactif de Zambelli. Agiter et laisser au repos 10min. Ajouter ensuite 2ml d'ammoniaque pure. Effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 435nm et tenir compte la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats :

Pour une prise d'essai de 50ml, la courbe donne directement la teneur en NO_2^- , exprimée en milligramme par litre d'eau. Cette valeur multipliée par 0,305 donne la teneur en azote nitreux, exprimée en milligramme par litre d'eau.

Annexe III**Dosage des ions ammonium : « Méthode de Nessler »****Principe :**

Le réactif de Nessler (iodo-mercurate de potassium alcalin) en présence d'ions ammonium est décomposé avec formation d'iodure de dimercuriammonium qui permet le dosage colorimétrique des ions NH_4^+ :

**Réactifs :**

- Réactif de Nessler ;
- Bichlorure de mercure ;
- Iodure de potassium ;
- Eau distillée.

Mode opératoire :

Introduire 50 ml d'eau à analyser dans une fiole jaugée. Ajouter 2ml de Réactif de Nessler et mélanger. Préparer un témoin à partir d'eau distillée. Laisser repos 10min. Effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 425nm et tenir compte la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats :

La courbe donne la teneur en azote ammoniacal exprimée en milligrammes dans la prise d'essai.

Annexe IV**Oxydabilité au permanganate de potassium « Indice permanganate »****Principe :**

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.

Réactifs :

- Acide sulfurique ($d = 1,84$) ;
- Acide sulfurique (à 1,96 g/l) ;
- Solution mère de permanganate de potassium (à 3,2 g/l) ;
- Solution fille de permanganate de potassium (à 0,32 g/l) ;
- Solution mère d'oxalate de sodium (à 6,7 g/l) ;
- Solution fille d'oxalate de sodium (à 0,67 g/l).

Matériel spécial:

- ✓ Bain marie permettant de maintenir les échantillons à une température de 96 à 98 °C ;
- ✓ Burette de précision de 10 ml graduée au 1/20 ;
- ✓ Fioles coniques ou flacons de 100 ml.

Mode opératoire :

Prélever une prise d'essai de 25 ml, ajouter 5 ml d'acide sulfurique à 196g/l. Mélanger avec précaution. Placer le récipient au bain-marie pendant 10 min puis ajouter 5 ml de solution de permanganate de potassium. Noter l'heure. Au bout de 10 min ajouter 5 ml de solution d'oxalate de sodium et attendre la décoloration de la solution. Titrer la solution encore chaude avec la solution fille de permanganate de potassium jusqu'à l'apparition d'une coloration rose pâle persistant environ 30 s. Noter le volume de solution de permanganate consommé, soit V_1 . Parallèlement à l'essai, procéder à un essai à blanc dans les mêmes conditions mais sur 25 ml d'eau distillée; soit V_0 le volume de permanganate de potassium utilisé, V_0 doit être inférieur à 0,3 ml.

Vérification du titre de la solution de permanganate de potassium :

Ajouter 5 ml de solution d'oxalate de sodium à l'essai à blanc. Si nécessaire, réchauffer la solution à 80 °C. Titrer avec la solution de permanganate de potassium jusqu'à l'apparition d'une coloration rose persistant environ 30 s; Soit V_e , le volume utilisé.

Expression des résultats :

L'indice de permanganate, exprimé en milligrammes par litre d'oxygène, est donné par la formule suivante :

$$16 (V_1 - V_0) / V_e$$

16 : Equivalent en oxygène exprimé en mg/milli mol, d'une milli mole d'oxalate.

V_0 : Volume en ml de solution de permanganate de potassium consommé pour l'essai à blanc.

V_1 : Volume en ml de solution de permanganate de potassium consommé pour l'essai.

V_e : Volume en ml de solution de permanganate de potassium consommé pour le titre de solution de permanganate.

Annexe V

Dosage des phosphates

Principe :

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

Certaines formes organiques pouvant être hydrolysées au cours de l'établissement de la coloration et donner des orthophosphates, le développement de la coloration est accélérée par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium.

Réactifs :

- Solution de para molybdate d'ammonium ;
- Acide sulfurique ;
- Solution d'acide Ascorbique ;
- Solution d'oxytartrate de potassium et d'antimoine.

Mode opératoire :

Introduire 100 ml d'eau à analyser dans une fiole jaugée. Ajouter 10 ml de mélange:

- ✓ 2ml de solution para molybdate d'ammonium ;
- ✓ 5ml d'acide sulfurique ;
- ✓ 2ml de solution d'acide Ascorbique ;
- ✓ 1ml de solution d'oxytartrate de potassium et d'antimoine.
- ✓ Préparer en parallèle un témoin avec de l'eau distillée.
- ✓ Effectuer la lecture spectrométrique, à la longueur d'onde de 885 nm et tenir compte la valeur pour le témoin

Expression des résultats :

La teneur en phosphate est exprimée en milligramme par litre d'eau.

Annexe VI

Dosage des Chlorures

Principe :

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

Réactifs :

- Solution de Nitrate d'Argent (Ag NO_3) à 0,01 N ;
- Indicateur coloré, Chromates de Potassium (K_2CrO_4) à 10%.

Mode opératoire :

Pour une prise d'essai de 5 ml d'eau à analyser, ajouter 2 gouttes de Chromates de Potassium (K_2CrO_4), il apparaitre une coloration jaunâtre. Puis titrer avec Nitrate d'Argent (Ag NO_3) jusqu'à l'apparition de coloration brunâtre.

Expression des résultats :

Les teneurs en chlorure sont calculées par l'équation suivante :

$$(\text{Cl}) = V_{(\text{Ag NO}_3)} \times 71 \times F \quad / F = 1, \text{ facteur de correction.}$$

Il est exprimé en (mg/l).

Annexe VII**Dosage des matières en suspension (MES).****Principe :**

L'eau est filtrée et le poids de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle.

Matériel spécial :

- Dispositif de filtration sous vide;
- Disques filtrants.

Mode opératoire :

Laver le disque de filtration à l'eau distillée, le sécher (105 °C) jusqu'à masse constante, puis le peser après passage au dessiccateur. Le mettre en place sur l'équipement de filtration. Mettre en service le dispositif d'aspiration. Verser un volume d'échantillon (V) sur le filtre. Rincer la fiole ayant contenu l'eau à analyser avec 10 ml d'eau permutée. Faire passer sur le filtre cette eau de lavage. Laisser essorer le filtre, sécher à 105 °C. Laisser refroidir au dessiccateur et peser, jusqu'à masse constante.

Expression des résultats :

La teneur en MES est exprimée en (mg/l) est donnée par l'expression suivante.

$$\text{MES} = 1000 \times (\text{P2} - \text{P1}) / \text{V}$$

P1 : Poids du filtrant avant utilisation (mg).

P2 : Poids du filtrant après utilisation et séchage à 105°C (mg).

V : Volume de l'échantillon utilisé (ml).

Annexe VIII**Dosage du calcium.****Méthode titrimétrique à l'EDTA****Principe**

Toutefois, comme le dosage se fait à un *pH* élevé, le magnésium est précipité sous forme d'hydroxyde et n'intervient pas. Par ailleurs, l'indicateur choisi, Murixide, ne se combine qu'avec le calcium pour former un complexe rouge.

Réactifs

- Solution d'EDTA 0,02 N.

Dissoudre 3,721 g de sel disodique de l'acide éthylène-diamine tétracétique (cristallisé 2 H₂O) dans un litre d'eau déionisée. 1 mL d'EDTA 0,02 N correspond à 0,4008 mg de calcium, soit 1 mg de carbonate de calcium. À conserver dans des flacons en polyéthylène.

- Solution d'hydroxyde de sodium 2 N.
- Indicateur : Murixide.

Mode opératoire

Dans une fiole conique de 250 ml, introduire successivement : eau à analyser 50 ml et indicateur 0,2 g environ.

Titrer avec l'EDTA jusqu'au virage violet. Soit *y* le nombre de millilitres versés.

Effectuer le dosage une deuxième fois. Prendre la moyenne des deux résultats. Soit *V* le volume ainsi déterminé.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 50 mL, la teneur en calcium est égale à

$$\text{Ca (mg/L)} = (V \times f \times 0,4008 \times 1\,000) / 50$$

La teneur en carbonate de calcium est égale à

$$\text{CaCO}_3 \text{ (mg/L)} = (V \times f \times 1000) / 50$$

Annexe IX
Dosage du magnésium.

« Méthode titrimétrique à l'EDTA »

Principe

Le dosage se fait en utilisant un indicateur, Noire Eriochrome, qui se combine avec le magnésium pour former un complexe violet.

Réactifs

- Solution d'EDTA 0,02 N.

À conserver dans des flacons en polyéthylène.

- Solution d'hydroxyde d'ammonium à pH= 10,1.
- Indicateur : Noire Eriochrome.

Mode opératoire

Dans une fiole conique de 250 ml, introduire successivement : eau à analyser 50 ml et indicateur 0,2g environ.

Titrer avec l'EDTA jusqu'au virage bleu. Soit y le nombre de millilitres versés.

Effectuer le dosage une deuxième fois. Prendre la moyenne des deux résultats. Soit V le volume ainsi déterminé.

■ Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 50 ml, la teneur en calcium est égale à

$$\text{Ca (mg/l)} = \frac{[(V_2 - V_1) \times f \times 0,243 \times 1\,000]}{50}$$

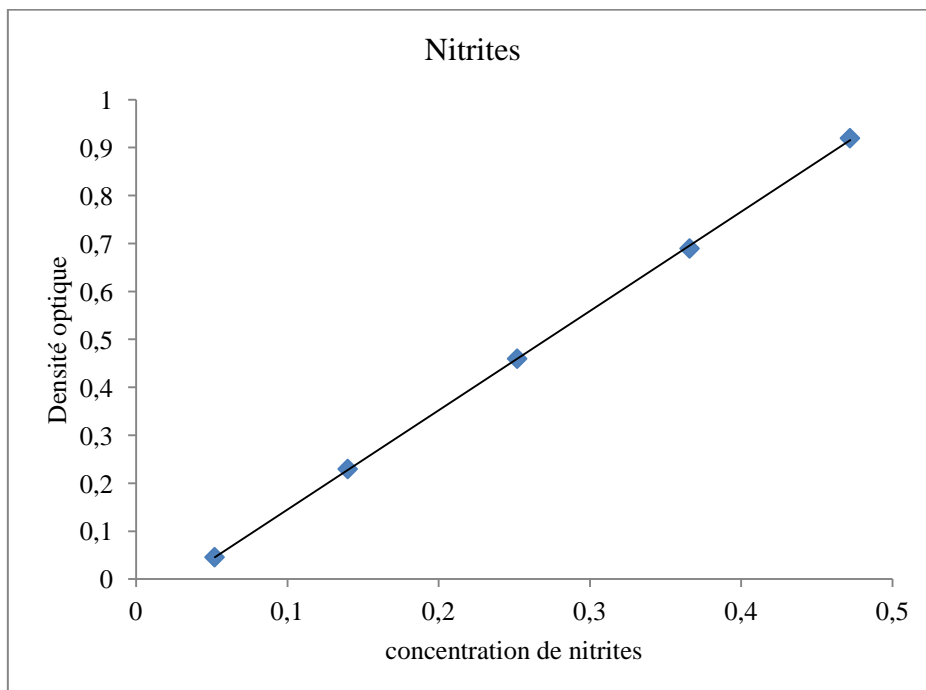
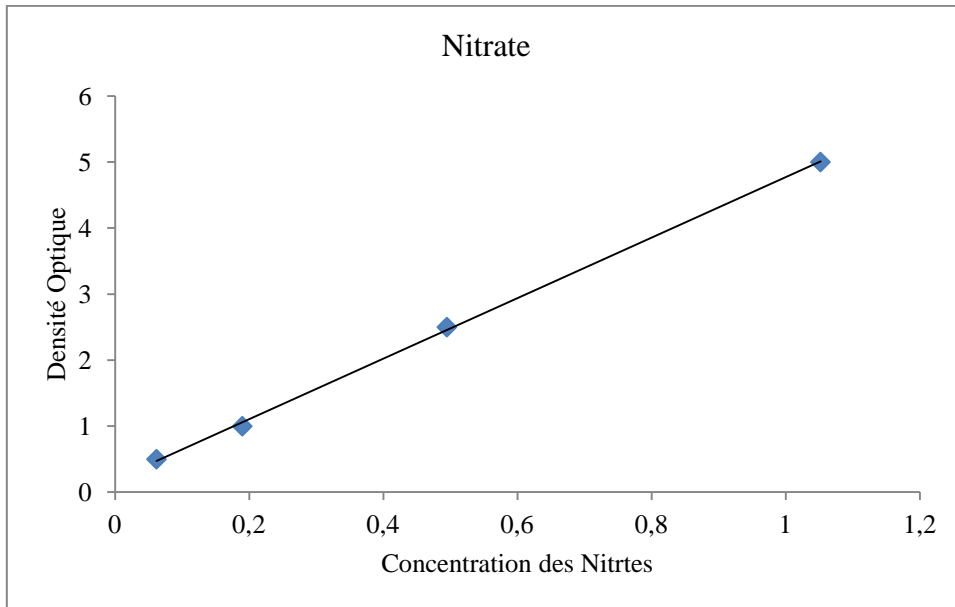
V₁ : Volume d'EDTA nécessaire pour le titrage.

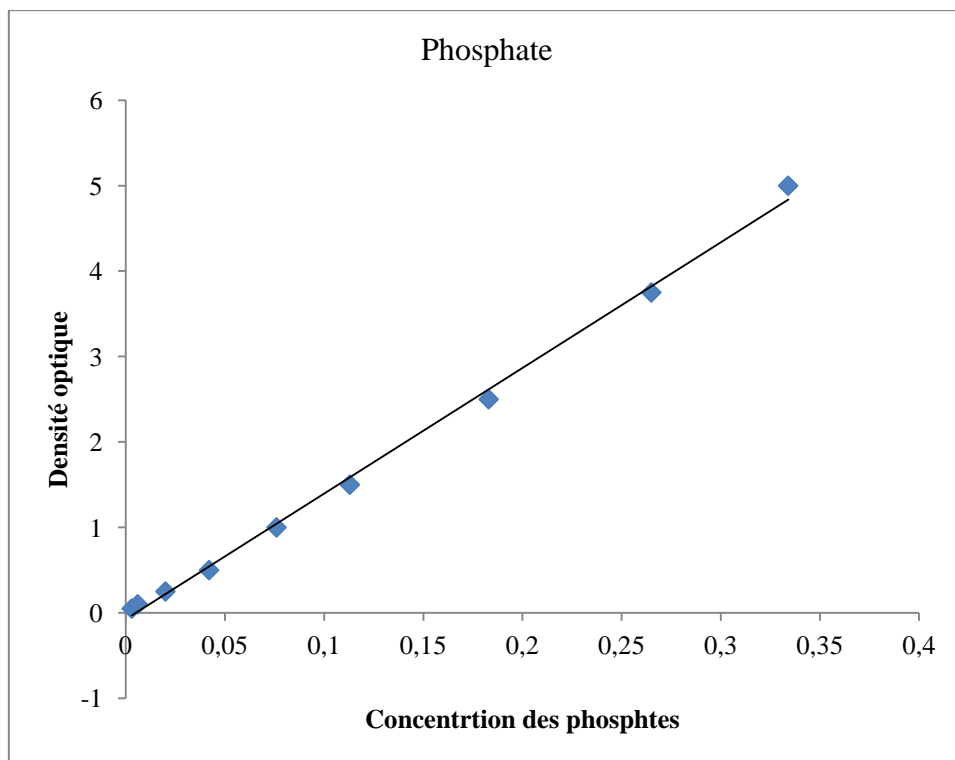
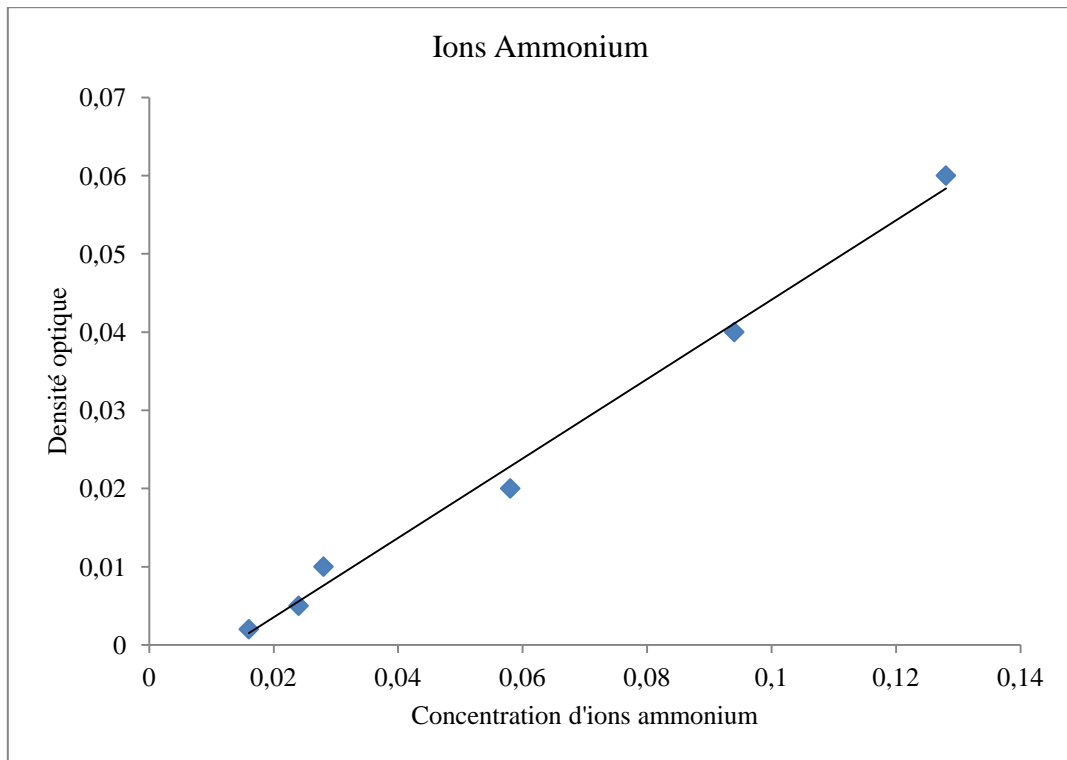
V₂ : Volume total d'EDTA.

f : facteur.

Annexe X

Courbes d'étalonnages des différents paramètres.





Annexe XI

Tableau : 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	-

Annexe XII

Tableau: Données hydrologiques des principales rivières méditerranéennes (repris et modifié d'EEA, 1999).

Rivières	Flux (km ³ .an ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg/)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	N/P	Pays
Pô	48,90	2,03	0,21	0,08	55,31	Italie
Rhône	48,07	1,48	0,12	0,10	33,53	France
Drini	11,39					Albanie
Neretva	11,01	0,27	0,03			Croatie
Buna	10,09					Albanie
Ebre	9,24	2,30	0,17	0,03	181,46	Espagne
Tever	7,38	1,37	1,04	0,26	12,17	Italie
Adige	7,29	1,25	0,11	0,03	95,35	Italie
Seyhen	11,30	0,43	0,7	0,14	7,18	Turquie
Ceyhen	13,30	1,03	0,13	0,04	58,96	Turquie
Evros/Meric	6,80	1,90	0,05	0,36	12,06	Grèce/Turquie
Vijose	6,15					Albanie
Iseer	6,12					Algérie
Akheloos	5,67	0,60	0,035	0,02	0,06	Grèce
Manavgate Creek	3,81	0,22				Turquie
Axios	4,90	1,58	0,06	0,48	1,05	Grèce
Buyuk Menderes	0,40	0,75	0,33	0,07	51,87	Turquie
Mati	3,25					Albanie
Volturno	3,10					Italie
Semani	3,02	0,24				Albanie
Striymon	2,59	1,24	0,05	0,11		Grèce
Goksu	3,60	0,59	0,18	0,06	25,74	Turquie
Brenta	2,32				22,48	Italie
Arno	2,10	0,91	0,04	0,50		Italie
Shkumbini	1,94	0,73			4,17	Albanie
Gediz		1,18	0,01	0,14		Turquie
Pescara	1,70				19,26	Italie
Krka	1,61	0,45	0,03	0,03		Croatie
Moulouya	1,58				35,47	Maroc
Var	1,57	0,18	0,03	0,01		France
Reno	1,40			0,09	68,57	Italie
Aude	1,31	1,42	0,1		0,03	France
Chellif	1,26					Algérie
Jucar	1,26	0,40	0,05	0,10		Espagne
Aliakmon	1,17	1,24	0,07		0,02	Grèce
Nestos	1,03	0,61	0,06	0,05		Grèce
Herrault	0,92	0,67	0,44	0,14	63,03	France
Orb	0,86		1,2		10,06	France
Ter	0,84	2,32	0,17			Espagne
Pinios	0,67	1,90	3,2	1,20		Grèce
Liobreat	0,47	1,36	0	0,01	4,50	Espagne
Metauro	0,43	1,80	1,5	0,47	868,59	Italie
Tet	0,40	0,74	0,1	0,11	6,72	France
Argens	0,38		0,05		37,43	France
Fluvia	0,36	1,90				Italie
Nile	0,3		3,1			Egypte
Besos	0,13	0,34				Espagne
Kishon	0,06					Palestine
Tavignano	0,06					France (Corse)
Seybouse	0,5-2	0,57	2,15	0,62	5	Algérie