

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

Ministère de l'Enseignement Supérieure et de La Recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

UNIVERSITE DE JIJEL

جامعة جيجل

FACULTE DES SCIENCES

كلية العلوم

DEPARTEMENT D'ÉCOLOGIE VÉGÉTALE ET ENVIRONNEMENT

قسم علم البيئة و المحيط



01
09

MEMOIRE

En vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état
En écologie végétale et environnement

Option : Pathologie des écosystèmes

Thème

Contribution à l'estimation des paramètres
Physico-chimiques des eaux et des sédiments
De L'oued Rhumel-Kebir

Membres jury

Président : Mr. Laib. S
Examineur: Dr. Leghouchi.E
Encadreur : Mr. Kriba .A

Présenté par :
Illas leila
Bechnoune Zouleykha



Année Universitaire 2006/2007

Sommaire

Introduction	1
--------------------	---

Synthèse bibliographique

1- Pollution	2
1-1- Définition.....	2
1-2- Classification des pollutions.....	3
1-3- Principaux polluants.....	3
1-4- Origine de la pollution des eaux	3
1-4-1- Origine urbaine.....	4
1-4-2- Origine industrielle.....	5
1-4-3- Origine agricole.....	5
2- Effet de la pollution de l'eau	5
3- Le plomb (Pb).....	6
3-1- Description du métal	6
3-2- Propriétés physico-chimiques.....	7
3-3- Utilisations.....	7
3-4- Le plomb dans la biosphère.....	7
3-4-1- Le plomb dans l'air	8
3-4-2- Le plomb dans le sol.....	8
3-4-3- Le plomb dans l'eau	8
4- Facteurs modifiant la mobilité et la rétention des métaux	9
4-1- La texture du sol.....	9
4-2- Influence du pH.....	10
4-3- La capacité d'échange cationique	10
4-4- La matière organique.....	10

Matériels et méthodes

1- Présentation de la zone d'étude	11
--	----

1-1- Description de l'Oued Rhumel-kebir	11
1-2- Aperçu géologique et pédologique	12
1-3- Etude climatique	12
1-3-1- Le climat général	12
1-3-2- Les précipitations	12
1-3-3- Les températures	12
1-3-4- Le vent	14
1-4- La couverture végétale	14
2- Justification de choix des paramètres physico-chimiques	15
2-1- La température	15
2-2- Le pH.....	15
2-3- La conductivité électrique	16
2-4- Oxygène dissous	17
2-5- La demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	17
2-6- La demande chimique en oxygène (DCO)	18
3- Analyse de l'eau	18
3-1- Plan d'échantillonnage	18
3-2- Technique de prélèvements des échantillons des eaux et des sédiments	19
3-3- Nature des analyses	20
3-3-1- L'eau.....	20
3-3-1-1- La température	20
3-3-1-2- Le pH.....	20
3-3-1-3- La conductivité électrique.....	20
3-3-1-4- L'oxygène dissous.....	20
3-3-1-5- La demande biochimique en oxygène.....	20
3-3-1-6- La demande chimique en oxygène.....	21
3-3-2- Les sédiments.....	21
3-3-2-1- Préparation des échantillons	21
3-3-2-2- Analyse physico-chimiques des sédiments.....	21

2- Discussion globale des résultats	41
2-1- L'eau.....	41
2-1-1- La température	41
2-1-2- Le pH :	42
2-1-3- La conductivité électrique.....	43
2-1-4- L'oxygène dissous.....	43
2-1-5- Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	43
2-1-6- La demande chimique en oxygène (DCO)	44
2-2- Les sédiments :	44
Conclusion.....	47
Référence bibliographique	

Introduction

La terre est souvent appelée " la planète bleu " parce que près de trois quarts de sa surface sont recouverts par les océans et les mers. L'eau joue un rôle important dans la répartition des êtres vivants et elle est le principal constituant de ces derniers. L'eau est indispensable à toute forme de vie, car sans elle aucun organisme qu'il soit végétal ou animal, simple ou complexe, petit ou gros peut survivre.

La pollution de l'eau définie par une dégradation physique, chimique ou biologique de ses qualités naturelles est l'un des problèmes qui altère ses propriétés physico-chimiques, organoleptiques, microbiologiques ...ect

L'Oued Rhumel-Kebir, est une ressource importante en eau. Il reçoit quotidiennement un important volume d'eaux usées de la ville de Constantine et de Mila, ce qui influe sur la qualité des eaux; chose qui aura par la suite des répercussions sur les autres compartiments de l'environnement particulièrement le sol et la végétation.

La présente étude est une tentative à travers laquelle nous essayons d'étudier l'état et la qualité des eaux et des sédiments de cet Oued donc c'est l'analyse de l'impact de ces rejets sur la qualité de ce système aquatique, en se basant sur certains nombres de paramètres physico-chimique que nous jugeons indispensables pour l'établissement d'un diagnostic préliminaire de cet écosystème.

L'étude s'articule sur trois parties principales: la première partie est une synthèse bibliographique concernant la pollution et ses différents types le plomb et son comportement dans l'environnement. La deuxième partie est réservée à l'étude expérimentale et les techniques d'analyses. La troisième partie est consacrée à la discussion des différents résultats ainsi obtenus.

Le travail sera clôturé par une conclusion générale.

Synthèse bibliographique

1- Pollution

1-1- Définition

La pollution, est la contamination de l'air, de l'eau ou du sol par des substances qui altèrent la santé de l'homme, la qualité de la vie ou le fonctionnement naturel des écosystèmes. La pollution de l'atmosphère est essentiellement provoquée par les rejets des usines industrielles, des incinérateurs, des moteurs à combustion interne et autres. Dans le cas de la pollution de l'eau, des rivières, des lacs et des mers, il s'agit plutôt de rejets domestiques, municipaux, nucléaires et industriels (**Encarta, 2003**).

1-2- Classification des pollutions

La classification des pollutions n'est pas une entreprise aisée, car on peut la réaliser à partir de nombreux critères, mais aucune n'est entièrement satisfaisante. On peut grouper les agents de pollution selon leur nature (chimique, physique, biologique...), ou de façon écologique. On peut aussi les classer d'un point de vue anthropocentrique et considéré le milieu ou la matière par laquelle ils contaminent l'organisme.

Le tableau (I) montre la classification de **Ramade (1993)**.

1-3- Principaux polluants

Les principaux polluants de l'eau sont les eaux usées et autres déchets consommateurs d'oxygène (essentiellement les substances organiques dont la décomposition entraîne un épuisement de l'oxygène) ; les agents contaminants ; les engrais ; les produits chimiques organiques, notamment les pesticides, les tensio-actifs et divers produits ou déchets industriels ; le pétrole ; les minéraux et les composés chimiques ; les sédiments composés de particules minérales extraits du sol ; les substances radioactives provenant des activités nucléaire, industrielle, médicale et scientifique (**Cabriden, 1980**).

Les systèmes de refroidissement de l'eau des industries et des centrales, notamment les centrales nucléaires, représentent une source de pollution par réchauffement de la température de l'eau. (**Angeli, 1980**).

1-4- Origine de la pollution des eaux

Les pollutions urbaine, industrielle et agricole représentent les trois causes essentielles de la pollution de l'eau (**Micha et Noiset, 1982**).

Tableau I. Classification des principaux types de pollutions et de nuisances.

1-pollutions physiques			
-radionucléides (rayonnement)			
-caléfaction (ou pollution thermique)			
-bruit et vibration à basse fréquence (infrasons)			
2-pollution chimique			
	Atmosphère	Eaux continentales et océaniques	Sols
Dérives gazeux du carbone et hydrocarbures liquides	+	+	+
Détersifs		+	
matières plastiques	+	+	+
Pesticides et autres composés organiques de synthèse	+	+	+
Dérivés de soufre	+	+	+
Dérivés de l'azote	+	+	+
Métaux lourds	+	+	+
Fluorures	+	+	+
Articles solides (aérosols)	+		+
Matières organiques fermentescibles		+	
3- pollution biologique			
-contamination microbiologique des milieux inhalés et ingérés (bactéries et virus)			
modification des biocénoses pour introduction intempestives d'espèces animales ou végétales.			
4- nuisances esthétiques			
-dégradation des paysages et des sites par l'urbanisation sauvage ou un aménagement mal conçu			
-implantations des industries dans les biotopes vierges ou peu modifiés par l'homme.			

1-4-1- Origine urbaine

Les eaux usées des habitations et des commerces entraînent la pollution urbaine de l'eau. L'objectif essentiel du traitement de ces eaux usées urbaines consiste à réduire leur teneur en substances solides en suspension, en matériaux consommateurs d'oxygène, en composés inorganiques dissous (notamment les composés phosphorés et azotés) et en bactéries nocives. **(Maitland, 1978)**. Ces dernières années, l'accent a été mis sur l'amélioration des moyens d'élimination des résidus solides issus de ce processus de traitement. Le traitement des eaux usées urbaines est effectué en trois étapes : le traitement primaire, qui comprend l'élimination des impuretés, le criblage, le broyage, la floculation (l'agglomération des solides) et la sédimentation ; le traitement secondaire, qui est une oxydation des matières organiques, complétée par leur épuration, et le traitement tertiaire, qui met en jeu des techniques d'élimination de l'azote, puis des procédés de filtration et l'absorption sur du charbon actif. Le traitement et l'élimination des résidus solides peuvent représenter entre 25 et 50 % des coûts d'investissement et d'exploitation d'une usine de traitement **(Pesson, 1980)**.

1-4-2- Origine industrielle

Les caractéristiques des eaux usées industrielles peuvent varier selon leur origine. L'impact des rejets industriels sur la qualité de l'eau est fonction de leur affinité avec l'oxygène, de la quantité de solides en suspension, et de leurs teneurs en substances organiques et inorganiques **(Riviere, 1980)**. Dans le meilleur des cas, une première étape d'épuration se fait sur le site même de la production, le reste des eaux usées étant ensuite dirigé vers les systèmes de traitement municipaux. Dans quelques cas, beaucoup plus rares, le traitement dans son ensemble est effectué sur place, puis l'eau est réutilisée ou simplement déversée dans un cours d'eau. Malheureusement, pour de nombreuses unités de production, les eaux usées retournent dans un cours d'eau sans traitement préalable, ou insuffisamment assainies **(Rodier, 1984)**.

1-4-3- Origine agricole

L'agriculture, l'élevage et l'aviculture sont responsables du rejet de nombreux polluants organiques et inorganiques dans les eaux de surface et souterraines. Ces contaminants comprennent à la fois des sédiments provenant de l'érosion des terres agricoles, des composés phosphorés ou azotés issus des déchets animaux et des engrais commerciaux, notamment des nitrates **(Roux, 1979)**. Les déchets animaux sont avides d'oxygène, riches en azote et en phosphore, et renferment souvent des organismes pathogènes. Les résidus issus des engrais

sont retenus par les sols, mais peuvent contaminer les nappes phréatiques et les cours d'eau par ruissellement et lessivage par les eaux naturelles (Tuffery, 1980).

2- Effet de la pollution de l'eau

La pollution de l'eau peut avoir des conséquences sur la santé de l'Homme. Les nitrates (sels de l'acide nitrique) existants dans l'eau potable peuvent être la cause de maladies mortelles chez les jeunes enfants. Le cadmium, présent dans les engrais dérivés des boues d'épuration, est susceptible d'être stocké par les plantes cultivées. La consommation ultérieure de ces végétaux contaminés peut provoquer des troubles digestifs sérieux et une atteinte du foie ou des reins. Le mercure, l'arsenic et le plomb sont toxiques (Willard et Roback, 1974).

Les lacs sont particulièrement exposés à la pollution. L'eutrophisation, un des problèmes majeurs, se produit lorsque l'eau s'enrichit artificiellement et excessivement en nutriments, provoquant une croissance anormale de la végétation. Elle peut être déclenchée par l'écoulement des engrais chimiques depuis les terres cultivées (Fretter et Graham, 1976).

Le processus d'eutrophisation entraîne des odeurs désagréables, une prolifération d'algues vertes, l'épuisement des réserves d'oxygène des eaux profondes et des modifications de la composition chimique de l'eau (Mounier, 1933).

Le problème des pluies acides est également devenu très préoccupant ces dernières années. Ces dépôts ont anéanti toute forme de vie dans de nombreux lacs d'Europe du Nord et de l'Est, et dans le nord-est des Etats-Unis (Tachet et al, 1980).

3- Le plomb (Pb)



De tous les métaux lourds contaminant la biosphère, le plomb constitue après le mercure le plus préoccupant des polluants par suite à ces effets écotoxicologiques (Ramade, 1979). Il s'agit d'un

élément ubiquitaire qui représente 0.002% de la croûte terrestre (Derache, 1986). Selon Bonte et Cormis (1979), les variations normales de la teneur en plomb de l'écorce terrestre sont comprises entre 15 et 200ppm. Son utilisation commence à avoir le jour avant l'ère chrétienne, alors que son accumulation dans le sol a été augmentée rapidement depuis le début de ce siècle en raison des activités minières et de divers usages industriels (Manceau et al, 1997). Dans les sols organiques le plomb est connu par son immobilité avec un demi-temps de résidence de l'ordre de 150 à 500 ans (Heinrich et al, 1977).

3-1- Description du métal

-Nom de la substance : Plomb

-Nom anglais : Lead

-Description générale : métal gris, brillant et de couleur gris bleuâtre sur les surfaces fraîchement entaillées. C'est un métal mou, malléable et ductile. Il résiste à l'acide sulfurique, il est en revanche rapidement dissous dans l'acide nitrique pour donner du nitrate de plomb ainsi que des vapeurs nitreuses.

3-2- Propriétés physico-chimiques

-Formule brute : Pb

-Masse atomique relative : 207.21

-Masse volumique : 11.34g/cm³

-Point d'ébullition : 1740 °C

-Point de fusion : 327.4 °C

-Solubilité dans l'eau : à l'exception de Pb (NO₃) et Pb (CH₃-COO)₂, les composés inorganiques du plomb sont quasi insolubles dans l'eau.

3-3- Utilisations

D'importantes quantités de plomb sont utilisées dans les batteries et dans les revêtements des câbles électriques. De grandes quantités sont également utilisées dans l'industrie pour garnir les conduites, les réservoirs et les appareils à rayons X. Du fait de sa densité élevée et de ses propriétés nucléaires, le plomb est largement employé pour protection des matériaux nucléaires. Parmi les nombreux alliages contenant un pourcentage important de plomb figurent certaines soudures et différents métaux antifriction. Une quantité considérable de plomb est également consommée sous forme de dérivés, en particulier dans les peintures et les pigments.

3-4- Le plomb dans la biosphère

3-4-1- Le plomb dans l'air

La concentration en plomb dans l'air est naturellement très basse, on l'estime à environ $0,0005\mu\text{g}/\text{m}^3$ (**Impens., 1974**). En plein milieu du pacifique, l'air renfermait de 0,0003 à $0,0015\mu\text{g}$ de plomb par mètre cube. Il s'agissait là de plomb minéral porté par les poussières véhiculées par les vents (**Chow et al., 1969**).

Le plomb émit par le trafic routier est sous forme inorganique (halogénures, sulfate et carbonate) (**Ter Haar et coll., 1971**). Les deux tiers de ces particules ont un diamètre inférieur à $5\mu\text{m}$ (**Habibi., 1970**). Il semble que la teneur des particules en plomb est d'autant plus élevée que leur diamètre est plus petit **Chovin et coll (1970)**, ont trouvé que, par exemple, dans les poussières en suspension de Los Angeles que 90% du plomb atmosphérique se trouve dans les particules moins de $1,6\mu\text{m}$.

3-4-2- Le plomb dans le sol

Présent à l'état de trace, le plomb est un constituant normal des sols et des végétaux. La teneur moyenne en plomb de la croûte terrestre, d'après **Swaine (1955)**, est de 16 ppm, avec un minimum de 2 et un maximum de 200 ppm dans les sols agricoles.

La particularité de ces derniers est l'utilisation des fertilisants, et des pesticides renfermant du plomb; les superphosphates contiennent 7 à 92 ppm de plomb (**Ramade., 1982**), l'arséniate de plomb en contient 6 ppm. (**Horiuchi., 1970**).

Des concentrations de plusieurs centaines de ppm sont retrouvées très fréquemment dans les sols urbains et à proximité des autoroutes (**Impens., 1974**). Les teneurs en plomb des poussières récoltées dans les rues et sur les sols des parcs publics des grandes villes sont elles aussi très élevées. **Ramad (1993)**, a pu préciser que la poussière déposée dans une rue fréquentée par 14000 véhicules contenait en moyenne 355 ppm de plomb. Les fractions les plus fines de cette poussière contiennent plus de 3000 ppm de ce métal (**Ramade., 1982**).

L'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes du plomb. A pH acide ou neutre, les ions Pb^{2+} et $\text{Pb}(\text{OH})^+$ prédominent dans la solution du sol; quand le pH augmente, ces formes sont remplacées par $\text{Pb}(\text{OH})_2$, $\text{Pb}(\text{OH})_3$ et $\text{Pb}(\text{OH})_4$ (**Juste., 1995**).

Le plomb étant peu mobile, donc il reste généralement fixé dans la partie supérieure du sol il s'accumule dans les dix à vingt premiers centimètres de terre (**Ramade., 1982**). Il n'est pas

entraîné en profondeur par lessivages. Il en résulte un gradient de concentration décroissant selon la profondeur du prélèvement. La majorité du plomb véhiculé par les eaux de surface se trouve dans les sédiments (Rodier et al., 1984).

3-4-3- Le plomb dans l'eau

L'eau à l'état naturel contient toujours des traces de métaux. Généralement, la teneur en plomb des eaux de surfaces non contaminées ne dépasse pas 0.1 mg/l (en moyenne 0.025 mg/l), l'eau de mer en contient 0.03 µg/l, les eaux de pluies présentent 5 µg/l (Rodier et al., 1984). Les teneurs moyennes des lacs et des rivières seraient comprises entre 1 et 10 µg/l. Dans le cas des fleuves traversant les zones industrielles, on note cependant de grandes quantités du contaminant. Ainsi, le Rhin près de son embouchure charrie annuellement entre 1500 et 2600 tonnes de plomb (Guicherit., 1973).

Actuellement, ce qui peut être considéré comme contenu normal du métal dans chaque eau n'est pas encore définie, dès qu'il varie d'une place à une autre selon la nature géologique de la zone de prélèvement. La plus part des publications montrent une limite de 50 µg/l pour l'eau potable (Fernet., 1991).

4- Facteurs modifiant la mobilité et la rétention des métaux

L'objet de ce paragraphe est d'envisager les conditions qui contrôlent les mécanismes de mobilisation-immobilisation des éléments traces métalliques dans les sols (dissolution-précipitation et adsorption-désorption), c'est-à-dire si l'élément trace est soluble, il va passer dans les nappes souterraines ou dans la plante, s'il est insoluble, il va rester dans le sol (Miquel, 2001)

Cette solubilité dépend de deux types de facteurs :

- ⌘ Facteurs liés au sol ;
- ⌘ Facteurs liés à la végétation.

4-1- La texture du sol

Des études récentes menées au Québec ont révélé que les concentrations des éléments traces métalliques dans le sol varient selon la texture de ce dernier. Elles sont les plus élevées dans les argiles puis dans les limons argileux, les limons et les sables (Weber et Sing, 1999). De petites quantités de cadmium ont été prélevées par les plantes beaucoup plus pour les sols à texture lourde (Tableau II)

Tableau II. Teneurs limites maximales (normales) dans les horizons superficiels des sols belges en fonction de leur texture en ppm

Eléments	Sable, limon-sableux	Sablo-limoneux	limon	Limon caillouteux, argileux
Cd	1	1	1	1
Cr	80	10	200	300
Cu	15	2	25	30
Mn	00	800	800	2000
Pb	50	50	50	50
Zn	100	100	150	200

4-2- Influence du pH

La solubilité de métaux lourds dans le sol est fortement liée au pH. Lorsque les éléments sont stables sous forme cationique Cd, Zn, Cu, Ni, Pb ; l'augmentation du pH favorise la déprotonation des complexe aqueux, donc la diminution de la charge et des répulsions. La solubilité diminue lorsque le pH augmente, passe par un minimum, puis lorsque les éléments sont stables sous forme anionique, la solubilité augmente ; donc l'abaissement du pH favorise la mobilité des éléments traces, notamment par mise en solution de sel métalliques ou destruction de la phase de rétention. Inversement, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation de composées insolubles ou accroissement de la capacité d'échange cationique.

4-3- La capacité d'échange cationique

La concentration maximale d'éléments traces métalliques qu'un sol peut contenir devrait être fonction de sa capacité d'échange cationique ; c'est-à-dire de sa capacité de retenir les ions des métaux lourds (Webber et Singh, 1999).

De façon générale, le rôle et la contribution des capacités d'échanges cationiques dans l'assimilation des éléments traces par les plantes n'est pas entièrement comprise. La capacité d'échange cationique augmente avec la teneur en argile du sol, il est logique donc que les concentrations maximales des métaux soient plus élevées dans le cas des sols à texture fine (comme l'argile) que dans celui des sols à texture grossière comme le sable.

4-4- La matière organique

La matière organique joue un rôle important dans la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol (Singh et al., 1997)

Eliot et al., (1986), montrent que dans deux sols différents contenant 20 à 40 g/kg de carbone organique. Selon les mêmes auteurs, la matière organique augmenterait la rétention préférentielle du plomb à celle du cuivre et celle du cadmium à celle du zinc.

De ce fait, ils constatent que la diminution de la matière organique du sol entraîne la réduction de l'adsorption des quatre métaux cités précédemment, par contre, elle favorise leur disponibilité pour les plantes ce qui provoque des phénomènes de toxicité

Matériels & méthodes

1- Présentation de la zone d'étude

1-1- Description de l'Oued Rhumel-kebir

L'Oued Rhumel-Kebir prend naissance dans les massifs D'El Eulma (wilaya de Setif) avec une direction d'écoulement est-ouest puis nord-sud. Le bassin versant de L'Oued s'étend sur une superficie de l'ordre de 525km², dont 80 km² est située dans la wilaya de Constantine. Les crues enregistrées dans ce cours d'eau sont de l'ordre de 600 m³/s, la largeur de L'Oued est de 30 à 50 m, tandis que le lit majeur pendant la période des crues varie de 100 à 400 m.

1-2- Aperçu géologique et pédologique

La zone d'étude appartient au domaine du massif métamorphique et atlasique. Un ensemble de terrains sédimentaires du secondaire et le tertiaire, ainsi que des terrains métamorphiques peuvent être aperçu dans cette région.

L'ensemble est composé de collines qui sont de formation marneuses. Il y a dépôt alluvionnaire le long des cours d'eau.

Les sols sont de type brun calcaire à caractère vertique présentant une texture lourde, d'épaisseur variable développée sur marne.

1-3- Etude climatique

1-3-1- Le climat général

Le climat générale est défini à l'aide des données fournis par la station météorologique de Ain El Bey, sur une période de 10 ans, de 1996 à 2005.



1-3-2- Les précipitations

Le bassin versant reçoit en moyenne 738,3 mm par an, de façon irrégulière sur toute la durée de la période pluvieuse. Pour la période étudiée (1996 – 2005), le mois le plus humide étant Décembre avec une moyenne de 134,6 mm, et le mois le plus sec est celui de Juillet qui présente une faible quantité des pluies de l'ordre de 5,1 mm.

Tableau III. Moyennes mensuelles des précipitations

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
Précipitation (mm)	122,3	80,4	42,09	67,09	45,8	17,2	5,1	13,9	52,1	43,9	122	134,6	738,3

Source. ONM (1996 – 2005)

1-3-3- Les températures

Les températures moyennes maximales enregistrées pendant la période étudiées (1996 – 2005) sont celle des mois de Juin, Juillet, Aout et Septembre. Les autres mois présentent des températures moyennes maximales plus faibles.

Les températures moyennes minimales les plus basses sont de l'ordre de 5,2°C, elles sont enregistrées au mois de Janvier. (Tableau IV)

Tableau IV. Les températures moyennes observées de 1996 à 2005

T (°C) Mois	M (°C)	m (°C)	M+m (°C)	M-m (°C)
J	22,2	5,2	13,8	16,6
F	14,4	5,5	9,8	9,2
M	17,7	7,7	12,7	10
A	19,8	9,4	14,6	10,4
M	24,2	13,2	18,7	11
J	29,3	16,3	22,8	13
J	30,6	19,6	25,1	11
A	31,1	11,8	21,4	19,3
S	28,3	17,7	23	10,5
O	24,8	13,9	19,3	10,8
N	18,5	9,8	14,1	8,7
D	15	6,8	10,9	8,15
Année	21,7	12,2	16,9	9,5

Source. ONM (1996 – 2005)

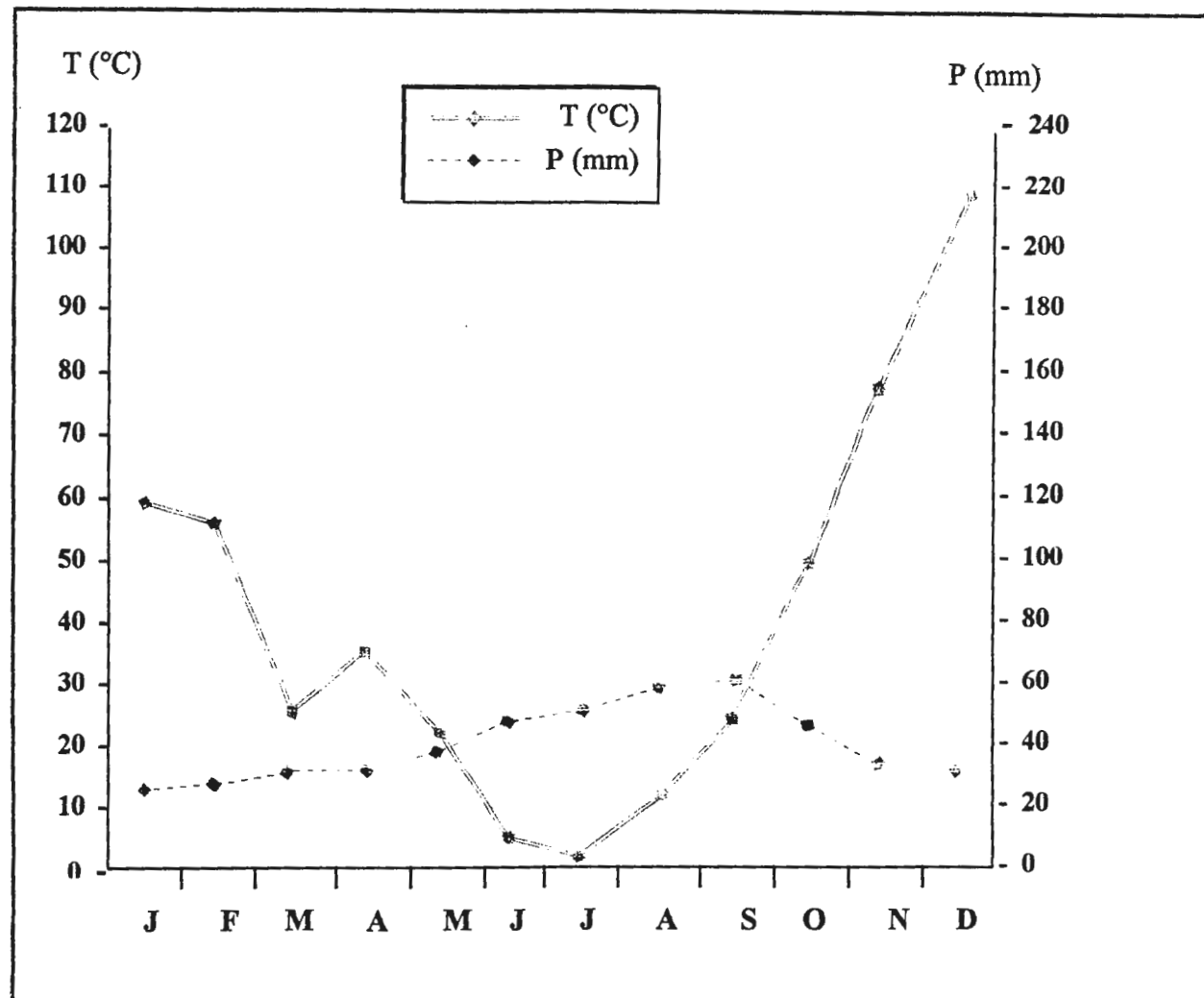


Figure 01. Diagramme ombrothermique de GUAUSSEN pour la région d'étude

1-3-4- Le vent

En hiver, les vents dominants sont souvent secs et froides, ils ont une direction Nord-Ouest et parfois Nord-Est. Ces vents ne tempèrent pas seulement la région, ils lui apportent aussi les pluies d'hiver.

Pendant la période estivale et particulièrement de Mai à Septembre, les vents secs et chauds (Siroco) ont une direction Sud-Ouest et parfois Sud-Nord, ils soufflent en moyenne durant 15 jours par an.

1-4- La couverture végétale

Elle est représentée par la présence de diverses espèces faisant partir aux différentes strates

connues, le Tamarix et le Peuplier noir de la strate arborée, le lentisque et laurier rose de la strate arbustive, et Cystus (Cyste) de la strate herbacée. Il est à noter que la présence de ces espèces se répète régulièrement dans les quatre stations échantillonnées.

2- Justification de choix des paramètres physico-chimiques

L'intérêt croissant porté à la qualité de l'eau dans ces multiples aspects et usages, conduit à définir pour les eaux usées un certain nombre de paramètres physico-chimiques, dans le but de diagnostiquer le degré de pollution et par conséquent les effets néfastes sur l'environnement.

2-1- La température

Il est utile de connaître la température d'une eau mais, les variations de celle-ci selon les saisons ou les intempéries (**Mounier, 1973**). La température conditionne la solubilité des sels, et surtout celle des gaz. Elle influe la conductivité électrique et la détermination de pH (**Rodier, 1984**). Cependant, ce facteur par sa très grande importance, peut être très dangereux et menacer l'équilibre écologique d'une rivière.

D'après plusieurs auteurs (**Bremond et Vuichard, 1973 ; Hynes, 1970 ; Leynaud et Verrel, 1980 ; Tuffery, 1980**) la pollution thermique est causée par les eaux chaudes, utilisées dans les systèmes de refroidissement des usines, rejetées directement dans les effluents. Selon les mêmes auteurs, une augmentation de la température accélère la décomposition des matières organiques présentes dans l'eau, entraînant ainsi un déficit en oxygène. De plus, elle augmente le métabolisme des organismes aquatiques, causant une baisse de la résistance des macro-invertébrés ou la mort de ces derniers (**Clegg, 1974**). L'élévation de la température de l'eau a des répercussions écologiques très importantes. Le réchauffement de l'eau peut causer un autre type de dégâts : **Bremond et Vuichard (1973)** et **Tuffery (1980)** ont trouvé, qu'il exacerbe la toxicité de certaines substances comme le cyanure de potassium qui est doublée pour une élévation de la température de 10 °C. Par ailleurs, ce facteur a une grande importance dans la répartition longitudinale des espèces et dans la durée de leurs cycles saisonniers (**Mathey et coll, 1984**), il peut être à la base d'un développement planctonique important.

2-2- Le pH

Le pH est le nombre variant de 0 à 14 exprimant la quantité d'ions H_3O^+ présents dans une solution. Dans la nature, le pH de l'eau est compris entre 5 et 9. On peut trouver des eaux très

acides (eaux de tourbières avec un pH de 1.8) et des eaux très basiques (pH de 11) (Loup, 1974).

La mesure du pH est très importante. Ce paramètre conditionne l'équilibre physico-chimique d'une eau. Cet équilibre dépend de l'origine de ces eaux qui peut être naturelle (nature géologique du lit et du bassin versant de la rivière) ou artificielle, provenant des rejets domestiques, des eaux résiduaires des tanneries et des teintureries, utilisant des colorants acides ou basiques (Bremond et Vuichard, 1973).

D'après plusieurs auteurs (Dussart, 1966 ; Clegg, 1974 ; Leynaud et Verrel, 1980), l'activité photosynthétique provoque dans le milieu naturel d'importantes variations du pH. Pendant la journée, l'absorption intense du gaz carbonique (CO_2) entraîne une élévation du pH. Le mécanisme inverse intervient pendant la nuit. Généralement, le pH est élevé en été, quand la photosynthèse est rapide, et bas en hiver où la plupart de la végétation de l'été se décompose. Sa valeur change dans l'espace et dans le temps.

2-3- La conductivité électrique

Plusieurs auteurs (Dussart, 1966 ; Bremond et Vuichard, 1973 ; Rodier, 1984) ont défini la conductivité électrique d'une eau comme étant la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2). Cette conductance s'exprime en $\mu\text{s/cm}$.

La conductivité électrique nous renseigne avec une bonne approximation sur la salinité d'une eau. Elle est étroitement liée à la concentration des substances dissoutes et à leurs natures. Or, si les sels minéraux sont dans l'ensemble de bons conducteurs, ce n'est pas le cas des matières organiques et colloïdales qui n'ont qu'une très faible conductance. Une conductivité élevée, traduit soit des PH anormaux, soit le plus souvent une salinité élevée provoquée par des rejets salins. Parmi les industries à rejets salins, on trouve : les mines de potasse, les eaux des mines de houille et de lignite ; les eaux de lavage de la houille par voie humide ; les eaux résiduaires de mines de fer ou de gisements de pyrénéites ...etc.

Dans le cas des eaux résiduaires, chargées de matières organiques, cette mesure ne donnera pas forcément une idée immédiate de la charge du milieu. Notons aussi que la température modifie beaucoup la conductivité électrique d'une solution. En général, elles varient dans le même sens.

Les sels dissous dans l'eau exercent une pression osmotique sur les organismes qui y vivent. Dans le cas d'une variation brusque en sels des eaux, on assiste à des migrations et parfois

même des mortalités dans les populations animales. Une pression osmotique très élevée peut provoquer au niveau des branchies et d'autres organes externes, un phénomène de diffusion à travers les parois cellulaires qui peut être fatale.

2-4- Oxygène dissous

Les eaux superficielles en contact permanent avec l'atmosphère, sont généralement les plus riches en oxygène (7 à 8 mg/l) (Mounier, 1933). En particulier, les eaux courantes sont plutôt bien oxygénées car, la turbulence de l'eau assure une bonne alimentation en oxygène par le brassage air-eau. Cependant, la solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend encore de la salinité du milieu, de la température et de la pression atmosphérique. A une pression normale de 760 mb, le taux de saturation en oxygène dissous est de 12.5 mg/l à 20 °C (Dussart, 1966 ; Clegg, 1974).

Leynaud et Verrel (1980) ; Cabridenc (1980) ont montré que la présence de substances tels que les détergents et la formation de nappe continue d'hydrocarbures et de mousse, interdisent tout échange gazeux entre la rivière et l'atmosphère, ce qui ralentit considérablement le transfert d'oxygène et de ce fait, perturbe les processus d'autoépuration.

Hynes (1970) a montré que la désoxygénation est toujours causée par des décomposeurs de matières organiques mais, aussi due à d'autres réducteurs. D'après les recherches effectuées par Connolly (1995), l'eau doit avoir un taux de saturation en oxygène de 80 % pour maintenir les poissons et les autres organismes en vie.

Des teneurs anormalement faibles en oxygène peuvent présenter des effets néfastes, se traduisant par des migrations, des adaptations ou par des mortalités massives, par l'accélération des mouvements respiratoires chez les poissons, ce qui favorise la pénétration des éléments toxiques (Bremond et Vuichard, 1973 ; Leynaud et Trocherie, 1980) et la disparition des macroinvertébrés inféodés aux zones oxygénées tels que les plécoptères et les éphéméroptères (Hynes, 1970).

2-5- La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène est représentée par la quantité d'oxygène dissous nécessaire pour la dégradation par voie biologique des matières organiques présentes dans 1 litre d'eau à 20 °C et pendant 5 jours (DBO₅). Elle nous renseigne sur la teneur en matières organiques présentes dans l'eau (Riviere, 1980).

Le test de la DBO₅ a constamment fait l'objet de discussion améliorée et précisée dans des conditions de pH, de température et de salinité. Il constitue un moyen valable de l'étude des phénomènes naturels de destruction des matières organiques (Rodier, 1984). Il nous indique les caractéristiques d'eau vis-à-vis du bilan de l'oxygène.

La température accélère considérablement la vitesse de dégradation de la matière organique aggravaant ainsi la pollution en été (Hynes, 1960 ; Leynaud et Verrel, 1980).

La DBO₅ est un indicateur crucial de la santé d'une rivière, certains organismes vivant dans l'eau sont très importants pour en assurer l'équilibre. Ils décomposent les matières organiques en des substances moins complexes, mais, ces organismes ont besoin de l'oxygène pour leur existence. Une DBO₅ élevée indique que l'oxygène est en déficit et que les organismes vont mourir et qu'il n'y a pas de renouvellement de l'oxygène perdu (Connolly, 1995). L'augmentation de la charge en matières dégradables, par conséquent de la DBO₅ entraîne une augmentation parallèle des bactéries et des cyanophycées, et une diminution de la diversité de phytoplancton (Angeli, 1980).

L'effet principal d'un rejet de matières organiques dégradables dans le milieu naturel est la consommation d'oxygène qui en résulte (Bremond et Vuichard, 1973). L'oxygène est un élément fondamental du maintien et du développement de la flore et de la faune présents dans le milieu naturel.

La valeur déterminée par l'organisation mondiale de la santé pour la DBO₅ est de 4 mg/l. Dépassant cette valeur, l'eau n'est plus consommable car, elle peut être favorable au développement de bactéries et de germes pathogènes ou indésirables (Kemp, 1970). Lorsqu'il s'agit d'eaux de surface, la valeur de base pour la DBO₅ est de 6 mg/l, norme utilisée notamment en Belgique.

2-6- La demande chimique en oxygène (DCO)

La pollution par les matières organiques dégradables, ou non dégradables est essentiellement due aux rejets industriels et urbains. Les matières organiques sont des substances consommant indirectement l'oxygène, leur dosage s'exprime en quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation à partir d'un oxydant commun. Les oxydants les plus couramment utilisés sont les biocarbonates de potassium et les permanganates de potassium.

3- Analyse de l'eau

3-1- Plan d'échantillonnage

Quatre stations ont été localisées dans le périmètre d'étude d'une manière systématique (figure. 02). La première station est située près de la localité (hameau) de Sidi Marouane.

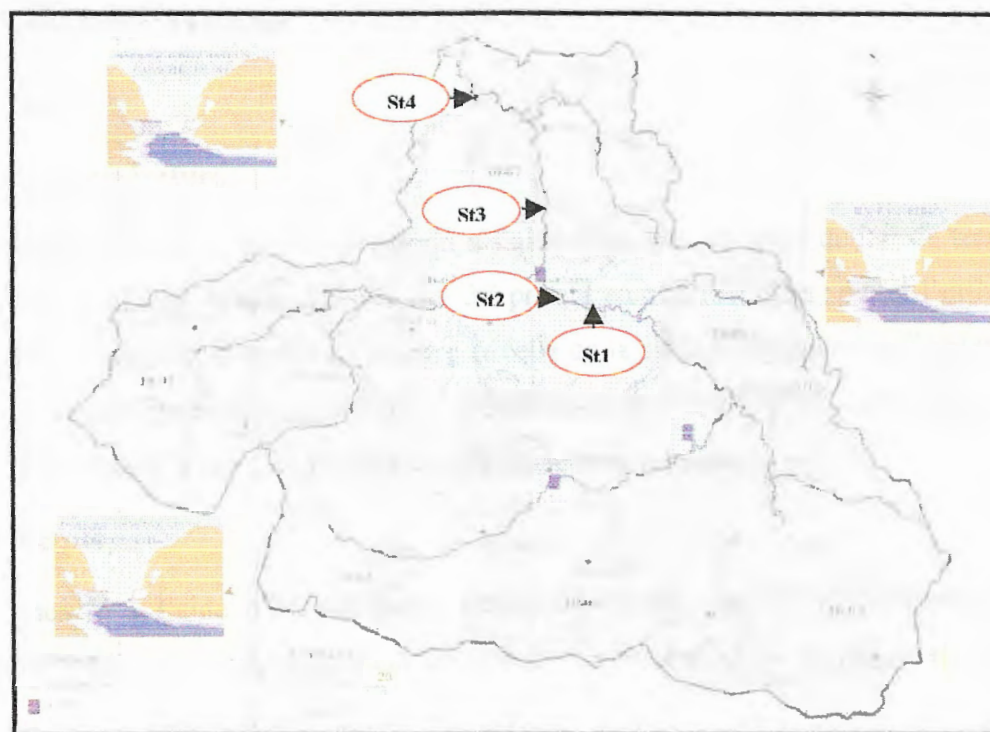


Figure 02. Localisation de la zone d'étude

La deuxième station est située après le barrage, à proximité du petit pont menant vers la localité de Chigarra. La troisième station est située à la région de Sidi Marouf au lieu dit Mouzina, tandis que la quatrième station est localisée à la région d'El-Anser à la place du marché hebdomadaire.

3-2- Technique de prélèvements des échantillons des eaux et des sédiments

Pour l'eau, les techniques de prélèvement sont celles décrites par **Rodier (1984)**. La quantité d'eau à prélever tient compte des dosages à effectuer. Les prélèvements de l'eau doivent se faire au milieu du lit de l'Oued en plein courant à une profondeur d'environ 50 cm ou à mi-profondeur si la hauteur de l'eau est faible.

Il est impératif de prélever loin des rives et à des obstacles naturels ou artificiels, en dehors des zones mortes et des remous, tout en évitant la remise en suspension des dépôts (**Rodier, 1984**).

La mesure se fait par immersion de la sonde à 6 cm de la surface dans le cours d'eau pendant deux minutes pour respecter la circulation du liquide, comme il est recommandé par le mode d'emploi de l'appareil. La lecture se fait en mg d'oxygène par litre et en % de saturation à une référence de 20 °C. La sonde est préalablement étalonnée par exposition dans l'air.

3-3-1-5- La demande biochimique en oxygène

Nous avons utilisé un DBO-mètre fonctionnant selon le système WARBURG qui permet d'enregistrer une dépression. Les échantillons sont introduits dans des enceintes thermostatées. Ils sont mis à incuber en présence d'air pendant 5 jours. Les micro-organismes présents dans l'échantillon, consomment l'oxygène dissous qui est remplacé en permanence par l'oxygène en provenance du volume d'air, situé au dessus de l'échantillon. L'anhydride de carbone piégé par l'hydroxyde de sodium, crée une dépression qui sera mesurée. Les résultats sont lus directement sur la colonne de mercure multiplié par le coefficient de dilution. Les résultats sont exprimés en mg/l d'oxygène consommé.

3-3-1-6- La demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité exprimée en milligramme qui est consommée par les matières oxydables (organiques ou minérales), dans les conditions de l'essai, contenus dans 1 litre. Elles sont oxydées par un excès de dichromate de potassium en milieu acide en présence de sulfate d'argent (jouant le rôle de catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure (agent complexant des chlorures). L'excès de dichromate est déterminé à l'aide d'une solution titrée de sulfate de fer (II) et d'ammonium (0.25 N) (Rodier, 1984). La DCO est exprimé en mg/L d'Oxygène.

3-3-2- Les sédiments

3-3-2-1- Préparation des échantillons

Le sol a été séché à l'air libre, puis tamisé à 2 mm avant de servir aux différentes analyses physico-chimiques.

3-3-2-2- Analyse physico-chimiques des sédiments

3-3-2-2-1- La granulométrie

Les analyses granulométriques ont porté seulement sur quatre stations du périmètre d'étude. Celles-ci sont localisées en amont du terrain d'étude pour l'une, au milieu pour la deuxième et la troisième et en aval pour et la quatrième. Les résultats seront par la suite extrapolés à l'ensemble des stations. Ceci, selon Gaucher, cité par Duthyl (1971), est dû au fait que la

composition granulométrique varie très peu quand il s'agit de la même gamme de sol et du même régime climatique, surtout du point de vu de la pluviométrie et de l'action du gel.

La méthode utilisée pour la détermination des fractions granulométriques est la méthode internationale, à la pipette de Robinson, améliorée par **AFNOR (1994)**. Elle consiste à séparer la partie minérale du sol en fractions selon le diamètre des particules et à déterminer, les proportions relatives à ces fractions.

Les fractions grossières, sables grossiers et fins, sont séparés par tamisage, tandis que les fractions fines, limons et argiles, sont séparés par sédimentation. Le prélèvement de ces dernières se base sur la relation liant le temps de sédimentation et le diamètre des particules, donnée par la loi de Stocks. On prélève un petit volume connu de la suspension dont on pèsera le résidu solide après évaporation du liquide.

Il est à noter, qu'avant toute analyse granulométrique, on doit procéder à :

- une destruction de la matière organique avec 100ml de H_2O_2 (110V), ainsi que celle du calcaire avec 100ml de HCL 0,2 N ;
- une dispersion des colloïdes par l'adjonction d'un agent défloculant (peptisant) : l'hexamétaphosphate.

3-3-2-2-2- Le pH

La détermination du pH s'effectue en mesurant la force électromotrice qui apparaît entre deux électrodes plongées dans la solution à étudiée. L'une d'entre elle est l'électrode de mesure ou électrode indicatrice (électrode de verre), l'autre est une électrode de référence ou de comparaison.

Le procédé consiste à ajouter à 4 g de sol, 10 ml d'eau distillée. La suspension est agitée pendant 60 minutes, puis laissée en repos pendant 18 heures. Elle est par la suite réagitée de nouveau pendant 15 minutes. Le pH est mesuré par la suite à l'aide d'un pH mètre préalablement étalonné avec les solutions étalon pH4, pH7 et pH11.

La valeur du pH de la solution du sol est lue sur l'écran digital du pH mètre.

3-3-2-2-3- la matière organique

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants les plus importants : le carbone. Le dosage de ce dernier est effectué par la méthode de **WALKEY-BLACK (1934)**. Celle-ci se base sur l'oxydation du carbone par le bichromate

de potassium en milieu acide. Le procédé consiste à introduire 1g de sol dans un erlenmeyer de 500ml, auquel est ajouté 10ml de solution de bichromate 1N et 20ml d'acide sulfurique concentré pur. Après agitation pendant une minute on laisse reposer durant 30 minutes. Au contenu de l'erlenmeyer on ajoute 150ml d'eau distillée, 10 ml de H_3PO_4 et 1 ml de l'indicateur de diphénylamine.

La titration est effectuée avec la solution de $FeSO_4$ jusqu'au virage de l'indicateur au vert. Un essai à blanc doit être effectué.

Le pourcentage de la matière organique est donné par l'équation suivante :

$$\% MO = 4,1725 (a-b)/a$$

où:

a= volume en ml de la solution de $FeSO_4$ ajouté au blanc ;

b=volume en ml de la solution de $FeSO_4$ ajouté au sol.

3-3-2-2-4- La capacité d'échange cationique

La méthode utilisée est celle décrite par la norme française (AFNOR, 1998). Elle consiste à saturer par les ions NH_4^+ par traitement de l'échantillon avec une solution d'oxalate d'ammonium, l'excès de NH_4^+ qui sature les pores est éliminé par lavage à l'alcool éthylique à 95 %. Les ions NH_4^+ adsorbés sont déplacés à l'aide d'une solution de chlorure de potassium. L'ammoniaque est alors déterminée par titration avec une solution de H_2SO_4 (0,025 mol/L). Pour cela, on procède d'abord à la préparation de la solution du sol. Celle-ci correspond au surnageant d'un mélange de 5 g de sol, de 750 mg de $CaCO_3$ et de 50 ml de la solution d'oxalate d'ammonium, obtenu après centrifugation à 4000 tr/min pendant 10 minutes.

Dix millilitres de cette solution du sol sont ensuite prélevés et mélangés à 10 ml de Na OH, 190 ml d'eau distillée et quelques gouttes de la phénol phtaléin, dans un ballon de un litre placé dans un chauffe-ballon surmonté d'un ensemble tube-réfrigérant dont l'ensemble débouche dans un bêcher collecteur renfermant 40 ml de l'acide borique et quelques gouttes de l'indicateur de Tachiro.

Le calcul de la capacité d'échange cationique s'effectue selon l'équation suivante :

$$T = \frac{(V_2 - V_1) \times C \times 50 \times 2 \times 100}{m \times V}$$

où :

V_2 = volume du témoin ; V_1 = volume de l'échantillon ; C = concentration de H_2SO_4 , égale 0,025 mol/L ; m = 5 g du sol ; V = 10 ml de la solution du sol.

4- Méthode de dosage du plomb dans les sédiments

4-1- Extraction des Totaux

L'extraction des teneurs totales du plomb dans les sédiments est réalisée avec de l'eau régale (mélange 3 parts d'acide chlorhydrique, HCl concentré, et d'une part de l'acide nitrique HNO_3). Cette technique consiste à ajouter 5 ml d'eau régale à 0,5 g de sédiment dans les flacons de téflon. La digestion est effectuée sous pression et à chaud dans un micro-onde (Modèle : **MWS-2. Bergraf B**) au niveau de laboratoire de Biologie et Environnement de Constantine. Elle est réalisée en deux étapes selon les conditions suivantes :

1^{ère} étape : - Temps : 15 mn.

- T° : 150°C

- Puissance : 80%

2^{ème} étape : - Temps : 10 mn.

- T° : 100°C

- Puissance : 40%

Après la digestion, on filtre dans une fiole de 50 ml, et on ajoute avec de l'eau pure.

5- Appareillage : spectrométrie d'absorption atomique

Il existe plusieurs techniques de dosage des métaux traces. Actuellement, les plus utilisées sont : l'analyse par activation neutronique, la spectrométrie d'émission atomique utilisant la torche à plasma comme source d'énergie, la spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A) utilisant la flamme ou le four graphite.

D'autres techniques comme la colorimétrie, la polarographie impulsionnelle couplée à la redissolution anodique ou l'utilisation d'électrodes spécifiques, sont des méthodes peu pratiquées dans ce domaine car, leur sensibilité et/ou leur spécificité ne sont pas suffisantes.

Nous avons choisi le spectrophotomètre d'absorption atomique (S.A.A) Analyst 100 de marque Perkin Elmer comme outil de dosage du plomb dans les extraits des sédiments (Figure 03).

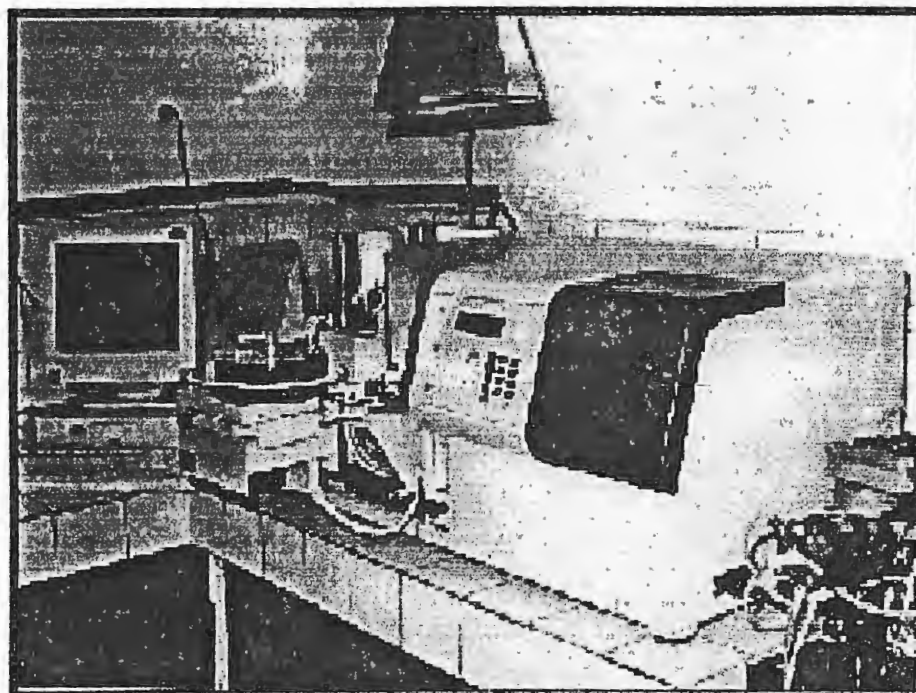


Figure 03. Spectrophotomètre d'absorption atomique de type Analyst 100.

5-1- Principe de l'absorption atomique

5-1-1- Présentation générale

L'absorption atomique est une méthode générale d'analyse élémentaire. On utilise l'absorption résonnante des atomes avec leur propre radiation d'émission. Lorsque l'on chauffe suffisamment un échantillon contenant le métal étudié sous forme dissoute, celui-ci se vaporise et une partie des éléments constitutifs de cet échantillon se retrouve sous forme d'un gaz d'atome. On mesure la concentration d'un atome d'un élément particulier de ce gaz par l'absorption qu'il induit sur un rayonnement d'une longueur d'onde caractéristique. La figure suivante est un schéma synoptique d'un spectromètre d'absorption atomique :

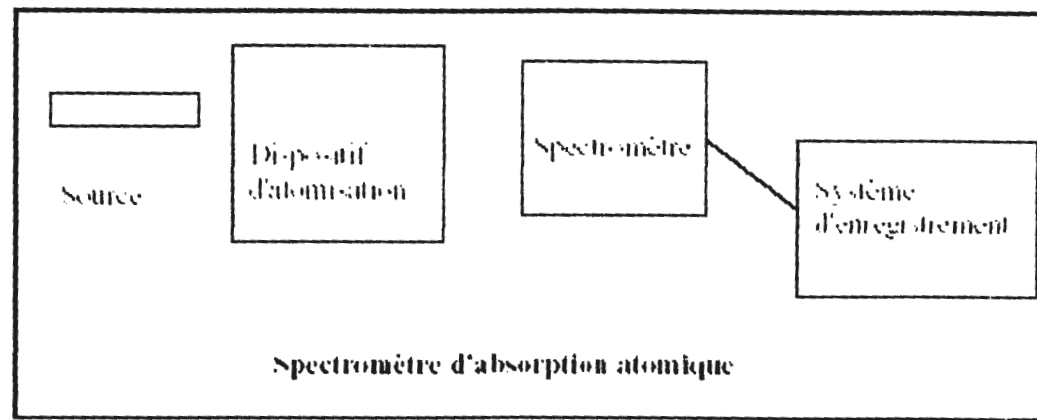


Figure 04. Schéma synoptique d'un spectromètre d'absorption atomique.

La source est constituée du métal que l'on désire analyser. Lorsque celui-ci est convenablement excité, il émet une série de raies très fines dont la longueur d'onde est caractéristique de l'élément chimique, celles-ci ne sont en général absorbées que par un atome du même élément. Le terme "en général" signifie seulement qu'il y a parfois des coïncidences entre une raie d'un élément A et une raie d'un autre élément B. Si on a choisi d'analyser l'élément A sur cette raie particulière, alors la présence de B sera détectée comme étant du A.

On appelle cette coïncidence une interférence, de B sur A si c'est A que l'on mesure, ou de A sur B si c'est l'inverse. L'absorbance obéit à la loi de Beer-Lambert :

$$A = \epsilon_i l c$$

Où :

A : est l'absorbance mesurée à travers le dispositif d'atomisation,

ϵ_i : le coefficient d'extinction atomique pour la raie i,

l : la longueur du chemin optique absorbant,

c : la concentration en atome dans le milieu absorbant.

La sensibilité d'une raie i est proportionnelle au coefficient d'extinction atomique ϵ_i . Souvent, on norme les sensibilités de toutes les raies i d'un atome donné par rapport au plus fort ϵ (max). On obtient alors une table de raies où figurent d'une part les différentes longueurs d'onde caractéristiques de l'atome considéré, et d'autre part un facteur d'intensité, égal à 1 pour la raie la plus intense et à ϵ (max)/ ϵ_i pour les autres. On remarquera que plus le coefficient est important, plus la raie est faiblement absorbée. On peut lire ce coefficient différemment en

remarquant qu'il peut aussi signifier la quantité d'élément à atomiser pour obtenir la même absorbance qu'avec 1 unité de quantité de ce même élément sur la raie la plus intense.

5-1-2- La source de raies atomiques

On utilise pour cela une lampe à cathode creuse formée d'une coupelle (la cathode) du métal recherché surmontée d'une pointe portée à un potentiel très positif, le tout dans de l'argon à très basse pression. Le champ électrique très intense présent sur la pointe va arracher un électron aux atomes d'argon présents à sa proximité. Les ions Ar^+ ainsi formés vont se précipiter sur la coupelle (potentiel négatif) et arracher des atomes du métal à la surface de cette coupelle en les portant à l'état gazeux dans une forme excitée. Avant de se condenser à nouveau sur la surface de la coupelle, ces atomes auront émis un ou plusieurs photons en retombant à l'état fondamental. La forme creuse de la cathode confine le métal à l'intérieur et l'empêche de se déposer sur les parois de la lampe.

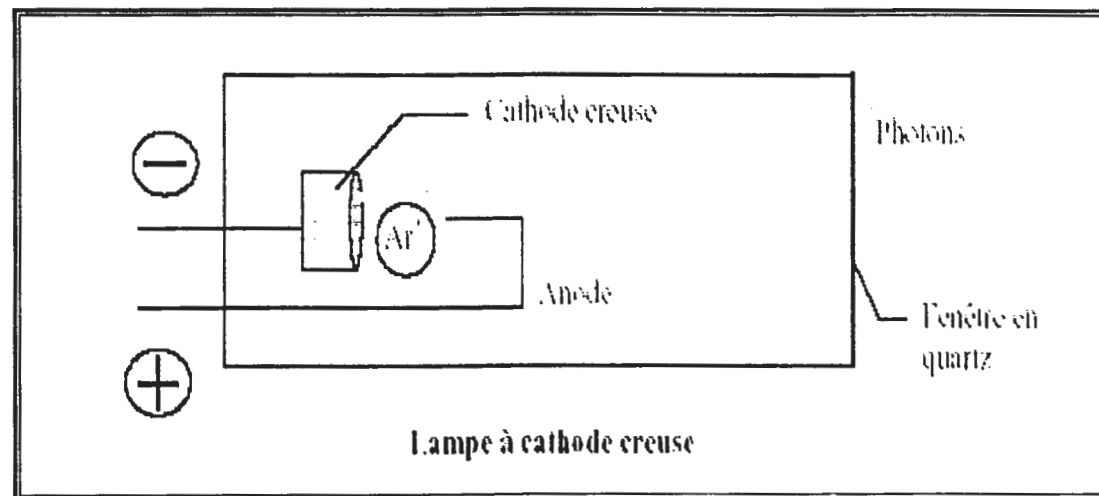


Figure 05. Schéma d'une lampe à cathode creuse.

Le flux des photons émergent porte un bruit de fond principalement dû à la luminescence de l'argon excité sur lequel se surimpose des raies très intenses de l'atome choisi. La luminosité de la lampe est proportionnelle au courant qui la traverse et est limitée par le "claquage", formation d'un arc électrique entre la cathode et la pointe et par l'évaporation excessive du métal dû à l'échauffement de la cathode.

5-1-3- Le dispositif d'atomisation

On utilise un dispositif qui permet d'une part un échauffement très rapide de l'échantillon à très haute température et d'autre part la réduction des cations métallique dont on désire utiliser les atomes pour absorber le rayonnement de la lampe. On peut utiliser soit une flamme

air/acétylène ou N₂O/acétylène (absorption atomique en flamme ou FAAS), soit un tout petit four en graphite (absorption atomique sans flamme ou GFAAS, le four a des dimensions de l'ordre du cm). Ces deux dispositifs permettent de porter l'échantillon rapidement à des températures de l'ordre de 1500 à 3000°C.

L'échantillon, le plus souvent introduit sous la forme d'une solution aqueuse doit subir un traitement thermique avant son atomisation pour le porter dans un état chimique reproductible.

6- Préparation des gammes d'étalonnage

Avant de doser le plomb dans les échantillons, il faut établir une courbe d'étalonnage. Pour cela, une gamme d'étalonnage doit être préparée à partir d'une solution mère de 1000 ppm de plomb (Tableau V)

Tableau V. Gammes d'étalonnage du plomb

	Solution étalons			
Eléments (Pb)	0	1	5	20

7- Analyse statistique

L'analyse statistique des résultats a été réalisée à l'aide du logiciel **STATISTICA**[®]. L'analyse de différences des concentrations entre les stations étudiées a été vérifiée par l'analyse de la variance. Le risque α choisi est de 5%. r^2 est le coefficient de corrélation. Les moyennes sont données \pm écart-type. Les résultats seront présentés sous forme d'histogrammes.

Résultats & discussion

1- Résultat et discussion :

1-1- L'eau

Les résultats des paramètres physico-chimiques de l'eau sont rassemblés dans les tableaux VII à XIII, et représentés graphiquement dans les figures 07 à 12.

Les résultats obtenus seront comparés par la suite à ceux de la norme Algérienne dans le tableau VI.

Tableau VI. Normes Algériennes de la qualité des eaux de surface (1999).

Paramètres	Unités	Normes Algériennes
T (°C)	°C	25
pH	/	6,5 – 7,5
CE	$\mu s / cm$	1000
O ₂ dissous	mg / l	7,1
DBO ₅	mg / l	40
DCO	mg / l	120

1-1-1- La température

Dans l'Oued Rhumel-Kebir, la température la plus basse de l'eau est de l'ordre de $20,70 \pm 2,17$ °C enregistrée au niveau de la station (St02) tandis que la température la plus élevée est celle enregistrée au niveau de la station (St01), elle est de l'ordre de $22,93 \pm 0,15$ °C (Tableau VII)

L'étude de la figure (06) ainsi que l'analyse de la variance nous permet de constater que les valeurs de la température de l'eau ne varient pas significativement d'une station à l'autre.

Nous y constatons aussi que les températures prélevées sont inférieures à la norme Algérienne de la qualité de l'eau de surface (25°C) (Figure 07)

Tableau VII. Valeurs moyennes de températures de l'eau

	St01	St02	St03	St04
T (°C)	23,1	19,6	22,8	22,7
	22,9	19,3	22,7	22,6
	22,8	23,2	22,8	22,6
Moy \pm écartype	$22,93 \pm 0,15$	$20,70 \pm 2,17$	$22,77 \pm 0,06$	$22,636 \pm 0,06$

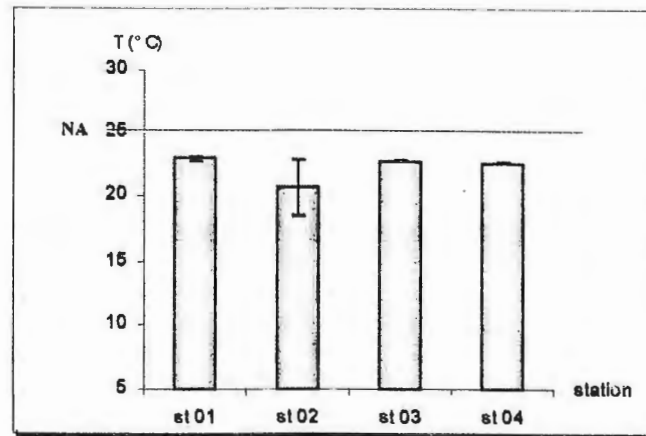


Figure 06. Valeurs moyennes de températures de l'eau.

1-1-2- Le pH

Selon la figure (07), les valeurs du pH de l'eau varient significativement ($F= 7,31, p=0,01$) (annexe 01) d'une station à l'autre. La plus faible valeur est celle enregistrée dans la station (St04), elle est de l'ordre de $7,72 \pm 0,03$, alors que la plus grande est menée dans la station (St02), elle est de l'ordre de $8,19 \pm 0,27$ (Tableau VIII)

En totalité, les différentes valeurs du pH mesurées au niveau des quatres stations localisées le long du cours d'eau sont au dessus de la norme (6,5 – 7,5)

Tableau VIII. Valeurs moyennes du pH de l'eau

	St01	St02	St03	St04
pH	7,88	7,90	8,02	7,75
	7,86	8,42	8,13	7,69
	7,84	8,26	8,15	7,72
Moy ± écartype	$7,86 \pm 0,02$	$8,19 \pm 0,27$	$8,10 \pm 0,07$	$7,72 \pm 0,03$

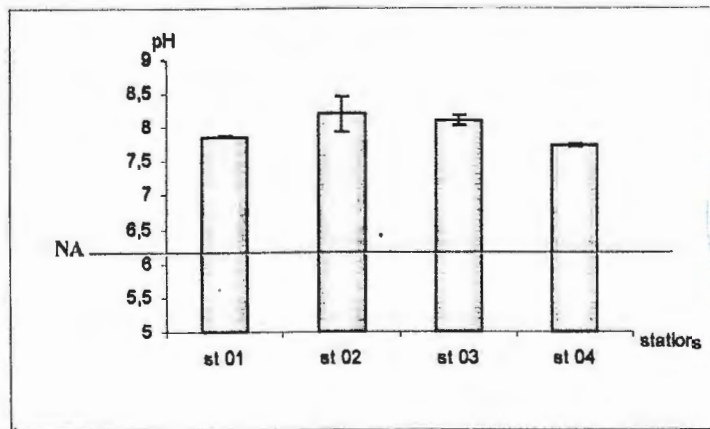


Figure 07. Valeurs moyennes du pH de l'eau.

1-1-3- La conductivité électrique

La valeur moyenne la plus faible de la conductivité électrique est de l'ordre de $1293,33 \pm 11,55 \mu\text{s/cm}$ enregistrée au niveau de la station (St04), tandis que la plus élevée est de l'ordre de $1660 \pm 346,99 \mu\text{s/cm}$ enregistrée à la station (St02) (Tableau VIII)

D'après le tableau, il est à constater que l'ensemble des valeurs enregistrées dans la totalité des stations sont au dessus de la norme de la qualité des eaux de surface ($1000 \mu\text{s/cm}$) (Figure 08)

Tableau VIII. Les valeurs moyennes de la conductivité électrique de l'eau

	St01	St02	St03	St04
CE($\mu\text{s/cm}$)	1380	2040	1410	1300
	1360	1360	1390	1280
	1350	1580	1370	1300
Moy \pm écartype	$1363,33 \pm 15,28$	$1660,00 \pm 346,99$	$1390,00 \pm 20,00$	$1293,33 \pm 11,55$

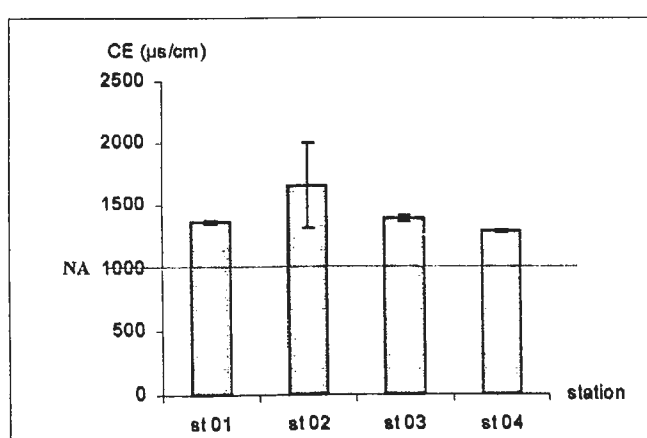


Figure 08. Valeurs moyennes de la conductivité électrique de l'eau

1-1-4- L'oxygène dissous

Les résultats obtenus au niveau des quatre stations d'échantillonnage nous permettent de constater que la valeur la plus basse était signalée dans la station (St04), elle était de l'ordre de $5,40 \pm 0,70 \text{ mg/l}$, alors que celle la plus élevée était de l'ordre de $7,90 \pm 0,60 \text{ mg/l}$ enregistrée au niveau de la station (St02). (Tableau X).

On constate d'après les résultats du tableau, que les valeurs de la deuxième et la troisième station sont au dessus de la valeur normale ($7,1 \text{ mg/l}$), contrairement à celle de la première station et la quatrième qui restent au-dessous de la norme (Figure 09).

Tableau X. Valeurs moyennes en l'oxygène dissous de l'eau

	St01	St02	St03	St04
O₂ dissous	6,93	8,35	6,97	6,28
	5,65	8,13	7,74	7,50
	6,73	7,21	6,69	7,48
Moy ± écartype	6,44 ± 0,69	7,90 ± 0,60	7,13 ± 0,54	5,40 ± 0,70

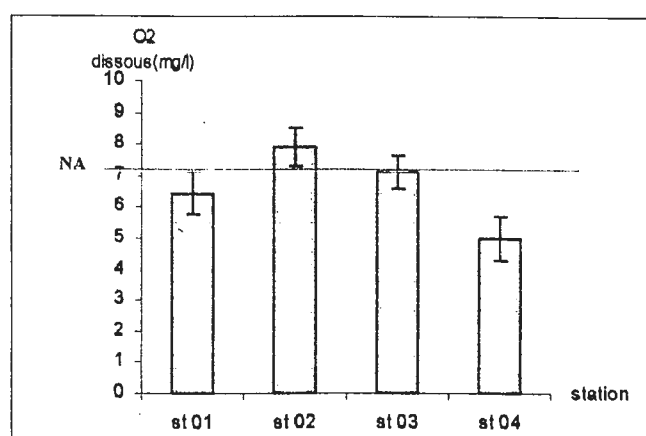


Figure 09. Valeurs moyennes en l'oxygène dissous de l'eau.

1-1-5- La demande biologique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ permet d'estimer la teneur en matière organique d'une eau usée. Dans les eaux superficielles, les phénomènes d'autoépuration résultent de la dégradation des charges polluantes, sous l'action des microorganismes.

D'après nos résultats, on constate que la plus faible valeur de la DBO₅ était enregistrée dans la station (St04), elle est de l'ordre de 5,89 ± 0,79 mg/l, tandis que la plus forte valeur était de l'ordre de 9,84 ± 0,12 mg/l au niveau de la station (St02) (Tableau XI).

Dans la totalité, les valeurs de la DBO₅ mesurées pour l'ensemble des stations sont inférieures à la norme Algérienne (40 mg/l) (Figure 10)

Tableau XI. Valeurs moyenne de la demande biologique en oxygène de l'eau

	St01	St02	St03	St04
DBO₅ (mg/l)	8,4	9,71	7,83	5,44
	7,9	9,93	6,41	6,81
	4,51	9,89	6,97	5,43
Moy ± écartype	6,94 ± 2,12	9,84 ± 0,12	7,07 ± 0,72	5,89 ± 0,79

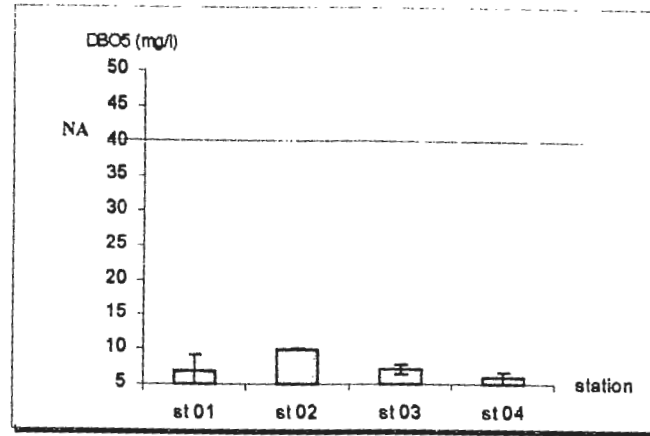


Figure 10. Valeurs moyennes de la DBO₅ de l'eau.

1-1-6- La demande chimique en oxygène (DCO)

Les eaux d'égouts, les eaux résiduaires industrielles et les eaux polluées en général, consomment de l'oxygène par les actions réductrices sans interventions des micro-organismes.

Pour notre zone d'étude, la valeur de la DCO la plus faible, était celle enregistrée au niveau de la station (St04) de l'ordre de $12,67 \pm 0,40$ mg/l, tandis que la valeur la plus élevée était enregistrée dans la station (St01), elle est de l'ordre de $22,73 \pm 2,03$ mg/l (Tableau XII).

En moyenne, on peut dire que les valeurs de la DCO de la zone d'étude diminuent de l'amont en aval. Elles sont toujours inférieures à la norme Algérienne (Figure 11)

Tableau XII. Valeurs moyennes de la demande chimique en oxygène de l'eau

	St01	St02	St03	St04
DCO (mg/l)	24,1	19,3	16,3	13,1
	23,7	19,7	14,8	12,6
	20,4	15,9	15,1	12,3
Moy ± écartype	22,73 ± 2,03	18,30 ± 2,09	15,40 ± 0,79	12,67 ± 0,40

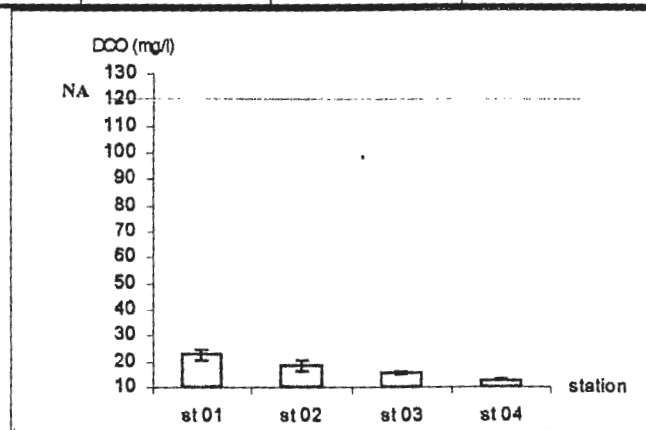


Figure 11. Valeurs moyennes de la DCO de l'eau.

1-1-7- Le rapport DCO/DBO₅

Le rapport DCO/DBO₅ définit la biodégradabilité de l'eau de la matière organique calculée à partir de l'équation suivante:

$$F = \text{DCO} / \text{DBO}_5$$

Le résultat du rapport permet d'établir la classification suivante:

- ✓ $F = 1$: eau domestique.
- ✓ $1,4 \leq F \leq 2,5$: eau usée domestique.
- ✓ $2,5 \leq F \leq 3,5$: eau usée industrielle.

D'après les résultats du tableau XIII, on peut dire que la totalité des eaux traversant le périmètre d'étude fait partir de la classe des eaux usées domestiques issues principalement des agglomérations et hameaux mitoyens, à l'exception de la station (St01) caractérisée par une eau usées industrielle issue dans sa totalité des rejets urbains et industriels des régions de Constantine et Mila.

Tableau XIII. Calcul du rapport DCO / DBO₅

Station	St01	St02	St03	St04
DCO / DBO ₅	3,27	1,85	2,17	2,15

1-2- Les sédiments :

1-2-1- la texture

Les résultats de l'analyse granulométrique regroupés dans le tableau XIII et représentés graphiquement dans la figure (12) montrent que l'argile est la fraction la plus importante comparativement aux autres fractions principalement le sable et le limon. Le taux le plus élevé était celui de la station (St01) avec une moyenne de $50,16 \pm 1,03\%$, alors que le plus faible est celui de la station (St04) avec une moyenne de $25,6 \pm 2,8\%$. La station (St02) marque un taux de $48,8 \pm 4,32\%$, tandis que la station (St03) présente un taux d'argile de $26,76 \pm 3,52\%$.

Pour la fraction limoneuse, les résultats du tableau XIII montrent que la quatrième station (St04) manifeste le pourcentage le plus élevé de $41,73 \pm 3,06\%$, alors que le plus faible est celui de la station (St01) avec un taux de $31,46 \pm 0,85\%$.

Pour les deux autres stations (St02) et (St03), le pourcentage de limon est respectivement $31,76 \pm 2,90\%$ et $40,53 \pm 1,02\%$.

Pour la fraction sableuse, on constate que le pourcentage de cette dernière varie de $32,6 \pm 2,36\%$ pour la station (St04) à $17,96 \pm 2,25\%$ pour la station (St02). Les stations (St01) et (St03) présentent des taux en sable respectivement $18,76 \pm 1,33\%$ et $26,00 \pm 1,41\%$.

En reportant les pourcentages d'argile, limon et sable dans le triangle textural proposé par le ministère de l'agriculture des Etats-Unis (USDA), cité par DUTHYL (1971), nous avons dégagé deux classes texturales argileuse pour les station (St01) et (ST02) et limono argileuse pour les stations (St03) et (St04) (Figure 12).

Tableau XIII. Résultats de l'analyse granulométrie

Stations	A%	L%	S%
Station01	$50,16 \pm 1,03$	$31,46 \pm 0,85$	$18,76 \pm 1,33$
Station02	$48,8 \pm 4,32$	$31,76 \pm 2,9$	$17,96 \pm 2,25$
Station03	$26,76 \pm 3,52$	$40,53 \pm 1,02$	$26,00 \pm 1,41$
Station04	$25,6 \pm 2,8$	$41,73 \pm 3,06$	$32,60 \pm 2,36$

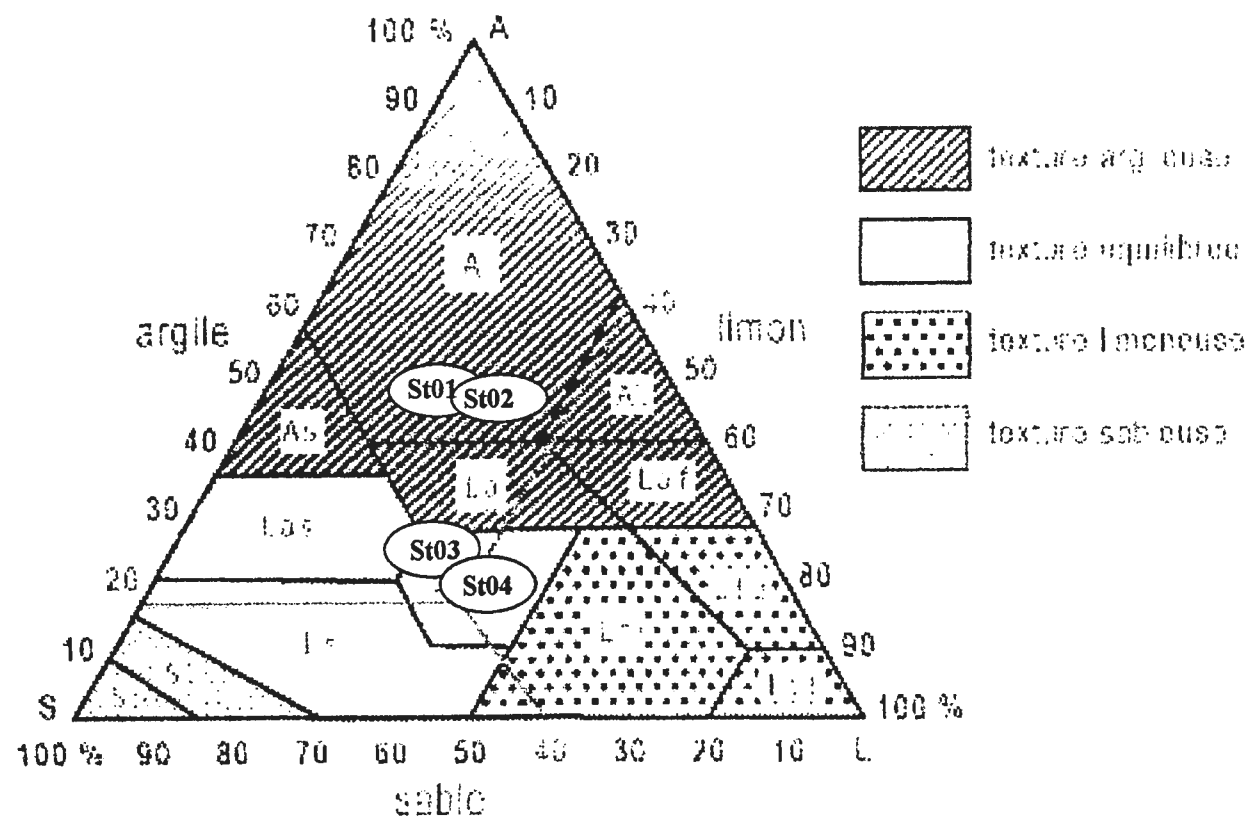


Figure 12. Triangle et classe texturale des sédiments

1-2-2- Le pH

Les résultats de l'analyse du pH ont été récapitulés dans le tableau XV et représentés graphiquement dans la figure (13).

En moyenne, le pH varie de $8,12 \pm 0,16$ au niveau de la quatrième station (St04), à $7,42 \pm 0,38$ au niveau de la première station (St01).

Au niveau de la deuxième station (St02), la valeur moyenne du pH est de l'ordre de $7,65 \pm 0,28$, tandis que la valeur moyenne de la troisième station (St03) est de l'ordre de $7,90 \pm 0,08$.

L'analyse de la variance manifeste un effet station significatif ($F = 4,37$; $p = 0,04$) (Annexe02). Les valeurs moyennes du pH augmentent d'amont en aval.

Tableau XV. Valeurs moyennes du pH des sédiments.

	St01	St02	St03	St04
pH	7,86	7,97	7,83	8,01
	7,2	7,54	7,98	8,05
	7,19	7,45	7,9	8,3
Moy \pm écartype	$7,42 \pm 0,38$	$7,65 \pm 0,28$	$7,90 \pm 0,08$	$8,12 \pm 0,16$

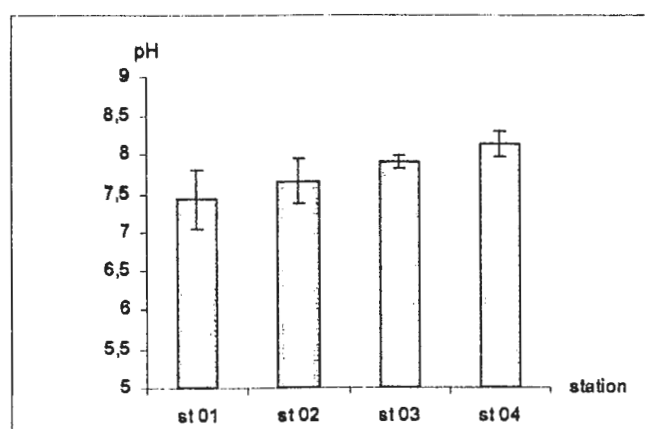


Figure 13. Valeurs moyennes du pH des sédiments.

1-2-3- La matière organique (MO)

L'étude des teneurs moyennes de la matière organique portée dans le tableau XVI et représentée graphiquement dans la figure (14), fait ressortir que celles-ci se situent en général entre 1 et 5% en moyenne. De telles teneurs sont considérées par **Duthyl (1971)** comme des teneurs normales. En effet, les teneurs moyennes en matière organique augmentent d'amont en aval ; elles varient de $3,2 \pm 0,48\%$ pour la station (St01) située en amont de l'Oued à

4,18 ± 0,12% pour la station (St04) située en aval de l'Oued, tandis que pour les autres stations (St02) et (St03), les teneurs moyennes en matière organique varient respectivement de 3,38 ± 0,44% à 4,05 ± 0,23%.

Il a été constaté que les teneurs moyennes en matière organique sont variables d'une station à l'autre, ceci était très bien démontré par l'analyse de la variance qui illustre bien cette variabilité ($F = 5,79$; $p = 0,02$) (Annexe02).

Tableau XVI. Valeurs moyennes de la matière organique des sédiments

	St01	St02	St03	St04
MO (%)	2,78	3,15	4,17	4,3
	3,1	3,89	4,2	4,07
	3,72	3,11	3,79	4,17
Moy ± écartype	3,20 ± 0,48	3,38 ± 0,44	4,05 ± 0,23	4,18 ± 0,12

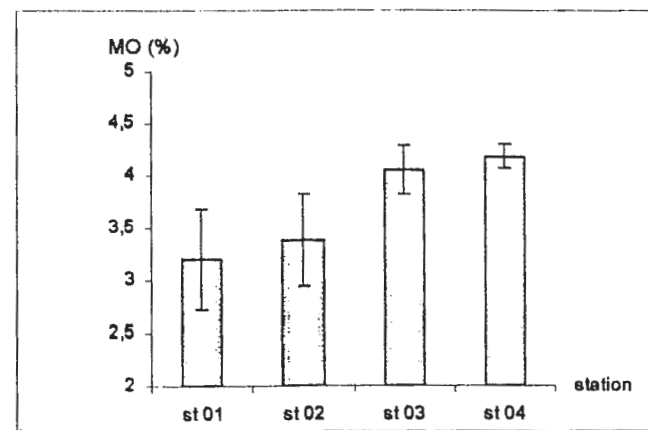


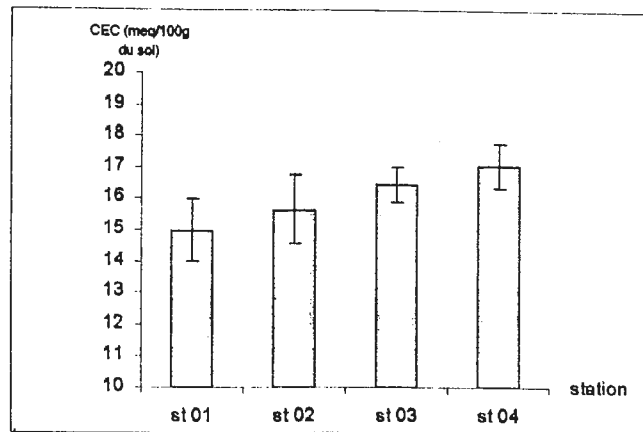
Figure 14. Valeurs moyennes de la matière organique des sédiments.

1-2-4- La capacité d'échange cationique (CEC)

Les valeurs moyennes de la CEC portées dans le tableau XVII et représentée graphiquement dans la figure (15), montrent que ces dernières sont comprises dans un intervalle variant de 14,97 ± 0,98 meq/100g de sol pour la station (St01) à 17,03 ± 0,72 meq/100g de sol pour la station (St04). Les stations (St02) et (St03) sont marquées par des valeurs moyennes variant respectivement de 15,63 ± 1,10 meq/100g de sol à 16,43 ± 0,58 meq/100g de sol. En effet, pour ce paramètre, l'analyse de la variance montre un effet station ($F=3,23$, $p= 0,01$) (Annexe02).

Tableau XVII. Valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique des sédiments.

	St01	St02	St03	St04
CEC (meq/100g)	16,1	15,1	16,1	16,2
	14,4	16,9	16,1	17,5
	14,4	14,9	17,1	17,4
Moy ± écartype	14,97 ± 0,98	15,63 ± 1,10	16,43 ± 0,58	17,03 ± 0,72

**Figure 15.** Valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique des sédiments.**1-2-5- Le plomb**

Les résultats de l'analyse des échantillons sont regroupés dans le tableau XVIII et représentée graphiquement dans la figure (16). Il ressort de ces résultats que les teneurs moyennes en plomb diminuent d'amont en aval. Elles sont comprises dans un intervalle varie de $112,97 \pm 12,33$ ppm pour la station (St01) à $16,83 \pm 5,51$ ppm pour la station (St04). A l'intérieur de cet intervalle, se situe les teneurs moyennes des deux autres stations (St02) et (St03), elles sont respectivement de l'ordre de $92,8 \pm 6,29$ ppm et $43,43 \pm 11,21$ ppm.

Cette différence entre le maximum et le minimum, nous laisse supposer qu'il existe une grande variabilité stationnelle. Ceci était très bien élucidé par l'analyse de la variance, qui reflète la présence d'une différence hautement significative entre les quatre stations ($F = 67,32$; $p = 0,000005$) (Annexe02). Elle manifeste aussi que la présence du métal n'est la même d'une station à l'autre.

L'étude de l'histogramme nous permet de dire aussi que certains teneurs moyennes en plomb soulevées pour les quatre stations sont en dessus de la norme en vigueur (AFNOR, 1998) qui fixe la valeur (100 ppm) comme valeur limite, au delà de laquelle, les sédiments seront contaminés, c'est le cas de la station (St01). Pour le reste des trois autres stations, les valeurs enregistrées sont toutes inférieures à la valeur limite.

Tableau XVIII. Teneurs totales moyennes en plomb des sédiments.

	St01	St02	St03	St04
CEC (meq/100g)	118,1	87,4	50,4	10,5
	121,9	91,3	30,5	20,5
	98,9	99,7	49,4	19,5
Moy ± écartype	112,97 ± 12,32	92,80 ± 6,29	43,43 ± 11,21	16,83 ± 5,51

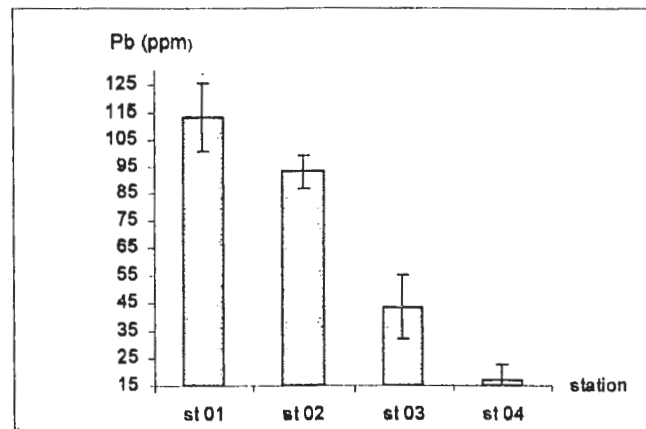


Figure 16. Teneurs totales moyennes en plomb dans les sédiments.

Le teste de régression (Figure 17) montre que les teneurs en plomb varient dans un sens inverse, mais elles sont toujours fortement et significativement ($R = -0,69$; $\alpha = 0,05$). En effet, il existe une grande affinité du plomb pour la matière organique.

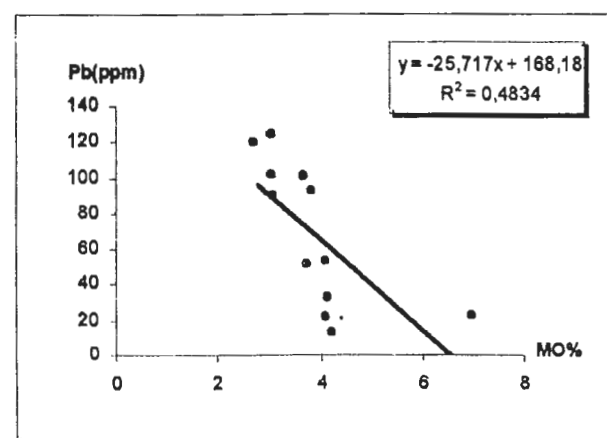


Figure 17. Régression du plomb avec la matière organique.

La régression des teneurs en plomb en fonction de la capacité d'échange cationique fait ressortir également une variation des deux variables dans un sens inverse ($\eta = -0,72$; $\alpha = 0,05$) (Figure 18). Celles-ci sont liées très significativement.

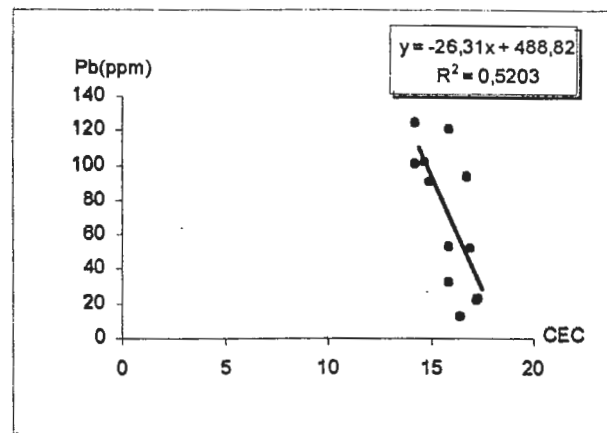


Figure 18. Régression du plomb avec la capacité d'échange cationique.

Aussi le teste de régression des teneurs en plomb en fonction du pH (Figure 19) montrent que les deux variables varient dans un sens inverse, et qu'elles sont très significativement liées ($\eta = -0,76$; $\alpha = 0,05$).

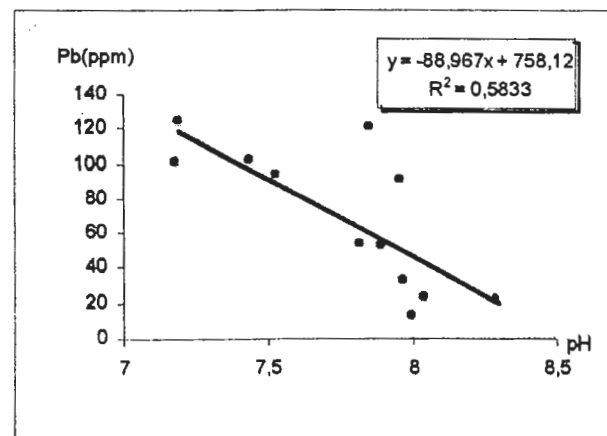


Figure 19. Régression du plomb en fonction du pH.

Finalement, le test de régression des teneurs totales moyennes du en plomb en fonction de l'argile montre que les deux variables varient dans le même sens, et qu'elles sont très significativement liées ($\eta = 0,93$; $\alpha = 0,05$) (Figure 20).

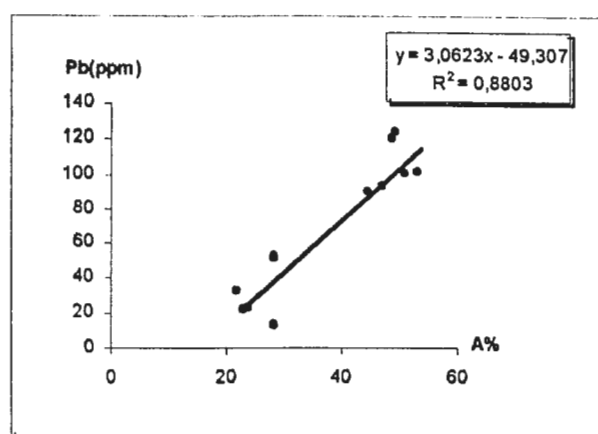


Figure 20. Régression du plomb avec la fraction de l'argile.

2-Discussion globale des résultats

2-1- L'eau

2-1-1- La température

La température est un facteur écologique de première importance, dont les effets sur les êtres vivants déterminent les préférences thermique pour les espèces qui vivent dans l'eau (Ramade,1993)

La température de l'eau dépend directement de la température ambiante qui reflète les variations saisonnières et représente un facteur éminent dans la biologie des êtres vivants aquatiques.

La différence de température constatée entre les stations de la zone d'étude peut trouver une explication dans la situation géographique de chacune d'elle, telle est le cas de station (St02) située sous le pont de Chigara et ayant une situation géographique basse par rapport à la première station (St01).

La station située dans la zone à couvert végétal peu important ou nul, est exposée pendant toute l'année à la chaleur du soleil et présente une valeur thermique importante, c'est le cas de la station (St01) exposé quotidiennement et d'une manière directe aux variations thermiques journalières et saisonnières.

La station (St03) couverte de végétation en particulier celle de la Strate arborée bénéficie d'un flux solaire moins important, et donc la température moins élevée.

La station (04) située en aval de l'oued à une température moins élevée car la température diminue de l'amont vers l'aval. (Hynes, 1970)

2-1-2- Le pH :

Le pH conditionne l'équilibre physico-chimique de l'eau et il est relié à la nature du substrat ; formant le lit de l'oued.

La nature calcaire du lit de l'oued étudié lui profère une tendance alcaline.

Selon JEWELL (1992), cité par ROBACK (1974), le pH augmente généralement d'amont en aval, ce qui n'est pas le cas pour notre étude, car le pH a diminué de l'amont vers l'aval, cas des stations (St01) et (St04) suite probablement aux rejets industriels (Activités industrielles de Constantine et de Mila pour la station (St01) et la tannerie de KHENIFER, unité de céramique sanitaire suite au complexe de Kaolin ENOF (El Milia) pour la station (St04).

Aussi, les variations du pH peuvent être influencées par d'autres facteurs comme la température élevée qui conduit au déplacement de l'équilibre carbonique vers la formation des carbonates sous l'effet de la photosynthèse qui provoque une élévation du pH ce qui expliquerait les valeurs obtenues pour les stations (St02) et (St03), ceci a été vérifié en consultant le tableau XVIII qui révèle l'existence d'une très bonne corrélation entre les deux paramètres ($r = 0,65$).

Tableau XVIII : Matrice de corrélation globale des paramètres physico-chimiques de l'eau.

	PH	CE	T_C	OD	DBO ₅	DCO
PH	1,00	-	+ 0,65	-	-	-
CE		1,00	-	-	-	-
T (°C)			1,00	-	+ 0,52	-
OD				1,00	-	-
DBO ₅					1,00	-
DCO						1,00

2-1-3- La conductivité électrique

Elle nous renseigne sur la charge minérale des eaux ainsi que leur salinité.

Selon **Rodier (1984)**, les valeurs supérieures à 1000 (us/cm) indiquent une très forte charge d'éléments minéraux. Ce qui est le cas dans notre étude, ceci peut être expliqué par le fait que la minéralisation de la matière organique s'accélère dans les eaux à température élevée a tendance alcaline, donc, cette eau est d'une mauvaise qualité pour l'utilisation en agriculture (**Khoubache et Laouar, 2006**)

2-1-4- L'oxygène dissous

C'est un élément indispensable à la vie et essentiel à la respiration et à la photosynthèse. La solubilité de l'oxygène dans l'eau est fonction de la température, or cette dernière influence aussi la consommation de l'oxygène.

En moyenne, le taux d'oxygène dissous diminue d'amont en aval marquant sa faible teneur dans la station (St01) du fait qu'au niveau de cette dernière la pente est très faible, ce qui va minimiser le brassage de l'eau avec l'atmosphère, chose qui va limiter l'enrichissement de cette dernière en matière d'oxygénée.

D'autres facteurs peuvent être mentionnés, c'est l'effet des débris végétaux qui leurs décomposition et leurs dégradation nécessite l'intervention des microorganismes qui nécessitent de leurs part la consommation d'oxygène.

Pour les trois autres stations, le taux en oxygène dissous est important, ce qui peut être due à la topographie de ces dernières, ce qui engendre un courant violent favorisant le brassage de l'eau.

D'autre part, nous avons constaté au niveau de ces trois stations, la présence des algues et des macrophytes, qui, par la photosynthèse, contribuent à un apport supplémentaire d'oxygène dissous dans l'eau et peuvent provoquer selon plusieurs auteurs des sur-saturations en oxygène dissous (**Dussard, 1966 ; Angeli, 1980**).

2-1-5- Demande biologique en oxygène (DBO₅)

Elle permet d'estimer le taux de matières organiques dégradées pendant une durée de 5 jours.

En théorie, il existe une très bonne corrélation entre la quantité en oxygène dissous dans l'eau et la valeur de la DBO₅ ($R = 0,52$) (tableau XVIII). Il est recommandé pour que la biodégradabilité de la matière organique s'effectue dans les meilleures conditions que le milieu renferme une quantité d'oxygène dissous suffisante.

Nous constatons que la valeur de la DBO_5 augmente avec l'augmentation de l'oxygène dissous en allant d'amont en aval en raison des mouvements de brassage, cas des stations (St02), (St03) et (St04).

L'ensemble des résultats nous laisse dire que pour la station (St04), nous sommes en présence d'une pollution organique, car la dégradation de matière organique reste insuffisante, cela est due à la faible vitesse de cours d'eau en raison de la faible pente.

2-1-6- La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est un teste permettant d'estimer la teneur en matière organique oxydable d'une eau. Les résultats montrent que les stations (St02), (St03) et (St04) révèlent des valeurs largement inférieures à la norme Algérienne (120mg/l). Ce qui nous renseigne sur la qualité de ces eaux qui sont faiblement chargés en substances chimiques.

Pour la station (St01), la faible valeur de la DCO enregistrée est inférieure à celle de la norme (120mg/l), mais reste toujours importante, ce qui est due probablement à la nature du substrat et à une éventuelle contamination due à l'emploi non contrôlé de certain type d'engrais de la part de certains cultivateurs de la région, vu que cette dernière est à vocation agricole.

Les valeurs du rapport DCO/DBO_5 (1,85. 2,27. 2,25) des stations (St02), (St03) et (St04) restent comparables à ceux des eaux usées domestique.

Le rapport 3.27 calculé pour la station (St01), révèle que les eaux de cette station sont de nature industrielle due à la présence de substances chimiques résultant des débris des végétaux déversées dans l'oued, ainsi qu'aux rejets industriel des deux villes de Constantine et de Mila qui déversent directement leurs déchets dans l'eau de ce cours d'eau.

2-2- Les sédiments :

A partir des résultats obtenus au cours de cette étude concernant la partie sédiment, on peut dire que la mobilité du métal dépend de certains types de paramètres physico-chimique tels que le pH, la matière organique, la capacité d'échange cationique, ainsi que le taux d'argile.

Pour la matière organique, elle joue un rôle primordial dans la mobilité du plomb. Plus cette teneur est importante, plus la mobilité du métal est moins importante. Ceci été très bien démontré par le teste de régression qui reflète une bonne liaison négative existante entre les deux paramètres.

Pour la capacité d'échange cationique, le test de régression révèle l'existence d'une très bonne corrélation négative avec le plomb. En théorie, il a été démontré que plus la capacité

d'échange cationique augmente, plus la concentration du métal augmente, plus la mobilité de ce dernier diminue (**Baize, 1997**).

Pour le pH, plus ce dernier est acide, plus la mobilité du plomb grande, le contraire est aussi juste. L'augmentation du pH provoque l'immobilisation du métal par la formation de composés insolubles. Nos pH obtenus sont dans la zone de neutralité ou les dépassements légèrement ; chose qui freine la mobilité du métal. Ceci était bien illusoire par le test de régression, qui révèle l'existence d'une bonne corrélation régressive entre le pH et le plomb.

Pour ce qui concerne la fraction argileuse, des études récentes menées au Canada ont révélés que les concentrations de plomb varient selon la texture, ce qui est était démontré dans notre étude, où le test de régression a mis en évidence une très bonne corrélation entre les teneurs en plomb et les taux en argile. Selon **Webber et al.,(1999)**, les teneurs sont plus élevées dans l'argile puis le limon sableux puis le sable.

Pour les teneurs en plomb obtenues après l'extraction à l'eau régale, nous avons constaté que se sont les teneurs enregistrées au niveau de la station (St01) qui sont au dessus de la norme, alors que pour le reste d'autres stations, elles sont toutes inférieures à la valeur limite. Ceci est tout à fait logique, sachant que la station (St01) est située à la confluence de l'Oued Rhumel et celui de Oued Enja, donc elle reçoit la charge polluante industrielle et urbaine de la wilaya de Constantine et celle de Mila. Une fois les deux cours d'eaux se rencontrent, la charge polluante sera augmentée à la cuve du barrage, où la stagnation de l'eau favorise cette accumulation métallique. Une fois on s'éloigne de la cuve du barrage, c'est-à-dire les stations (St02), (St03), et (St04), la charge polluante diminue progressivement. Ceci peut s'expliquer par l'absence des unités industrielles au niveau de ces stations, mais elles reçoivent uniquement des rejets urbains qui participent à la pollution des eaux. Une fois la densité de la population diminue, la quantité des eaux usées domestiques diminue, ce qui réduit la quantité des polluants rejetés dans les cours d'eau.

Conclusion

Pour conclure ce travail, il convient de rappeler que l'Oued Rhumel-Kebir est une ressource hydraulique importante en matière d'approvisionnement en eau d'irrigation. L'étude des paramètres physico-chimiques des eaux de ce dernier révèle les résultats suivants :

- ⊗ La température de l'eau dépend directement de la température ambiante, celle-ci est fonction de celle de l'air.
- ⊗ Le pH de l'eau est de tendance alcaline, du fait de la nature calcaire du substrat.
- ⊗ La conductivité électrique est au dessus de la norme recommandée.
- ⊗ L'oxygène dissous : en moyenne, la totalité des valeurs sont presque à la limite de la norme recommandée avec un certain dépassement entre les différentes stations.
- ⊗ La DBO₅: les valeurs diminuent d'amont en aval, et elles sont toutes inférieures à la norme.
- ⊗ La DCO: de même que la DBO₅, les valeurs restent toujours inférieurs à la valeurs limite, elles diminuent d'amont en aval.

Pour les sédiments, l'étude a montré aussi que la mobilité du plomb est gouvernée par un certain nombre de paramètres physico-chimiques, tel que le pH, matière organique, la capacité d'échange cationique et la texture du sol.

Plus le pH est acide plus la mobilité est importante, plus le sol est riche en matière organique plus la mobilité est réduite, plus le sol possède une capacité d'échange cationique élevée plus la mobilité est freinée, plus la teneur en matière organique est importante, plus la mobilité est réduite. Et enfin, plus la texture est légère (argile) plus la mobilité est moins importante.

Suite à cette analyse sommaire, nous pouvons tirer la conclusion suivante : la qualité des eaux de l'Oued Rhumel-Kebir révèle une situation acceptable pour l'ensemble des stations échantillonnées (St02, St03 et St04). La situation n'est pas la même pour la station (St01), qui montre qu'elle est exposé à une pollution métallique et organique dû à sa proximité des deux villes de Constantine et de Mila.

Pour en finir, on peut dire que les eaux de cette station ne sont pas conseillées pour l'irrigation des terrains de proximité, tandis qu'elles sont beaucoup mieux acceptables pour les stations (St02, St03 et St04).

Références bibliographiques

- 01- AFNOR, 1994 - Qualité des sols- Recueil des normes françaises. 3^{ème} édition. Paris. La AFNOR., 1998- Qualité des sol- Recueil de normes françaises. 3^{ème} édition- paris- la défense. 534p
- 02- AFNOR., 1998- Qualité des sol- Recueil de normes françaises. 3^{ème} édition- paris- la défense. 534p.
- 03 – Angeli N, 1980-intracation entre la qualité de l'eau et les éléments de zooplometon. In ;PESSON (P) ,1980. la pollution des eaux continentales ,incidences sur les biocénoses aquatiques. Edition GAUTHIER-VILLARS ,pp.97-146.
- 04- ARNOR , 1974- Analyse de l'eau, méthode et instruction. Direction de la prévention des pollutions de l'eau. Neuilly sur sein.
- 05- Baize D., 1997- Teneurs totales en éléments traces métallique dans les sols. I.N.R.A édition, 408p.
- 06- Bremond R., Vuichard R., 1973- les paramètres de la qualité des eaux. La documentation française, 173p.
- 07- Bonte J et Cormis L, 1979- Etude bibliographique des risques de contamination des plantes par le plomb du sol et de l'atmosphère, qu'il soit naturel ou d'origine anthropique. JPollution atmosphérique N°81-Janvier-Mars, 9-14.
- 08- Cabriden. 1980 -la pollution des eaux par les détergents in PESSON (P), 1980 - Paris édition GAUTIDER - VILLARS.285p.(angeli N, 1980- interaction entre la qualité de l'eau et les éléments de zooplometon. In: PESSON (P), 1980. la pollution des eaux continentales, incidences sur les biocénoses aquatiques. Edition GAUTIDER - VILLARS, pp.97- 146.
- 09- Chovin C; Ernest S., Solda P;, 1970- Evalutionary biology of metal resistance in silene vulgaris. Evol trend plants, 4: 45-51.

- 10- **Chow S, Lion L, Juste C, 1969-** Trace elements in agriculture in the environment. Lab Anal. Agrochemistry, Ru.G, 180-182p.
- 11- **Cleyg,I, 1974-** Freshwaterlife. England, 283p.
- 12- **Connaly T., 1995-** River pollution oxygen deficiency. Science and Technology, pp40-45.
- 13-**Derache R, 1986-** Toxicologie et sécurité alimentaire - Paris, APRIA, pp 159-198. 19]
Heinrichs H et Mayer R, 1977- Distribution an cycling of major and traceelements in wi central euroean forest ecosysems.J.Envirm. QuaI., 6: 402-406
- 14- **Diehl' J, 1975-**Eléments d'écologie et d'agronomie- croissance du milieu- Tome 1.
Edition J.B.Bailliere et Fils, 385p.
- 15- **D,-!ssard D., 1966-** Limnologie. L'étudedes eaux Continentales. Ed. GHAUTHIER
VILLARD, Paris, 1967p.
- 16- **Duthyl J 1971-** Elément d'écologie et d'agronomie- Croissance du milieu- Tome J. Ed: J.B,
Bailliere et Fils, 385p.
- 17- **Elliot H.A., Liberty M.R., Huang CD., 1986-** competitive adsorption of Heavy metals
by soils.J.Envi. QuaI., 15: 214-219.
- 18- **Encarta , Microsoft, 2003.**
- 19-**Fennet P, 1991-** Les métaux traces en milieu aquatique. Océanis; 23 (4): 595-629.
- 20- **Fretter Vet Graham A.,1976 -** A functional anatomy ofinverbrates. Edition Academic
Press. London. 589p.
- 21- **Guicherit h, 1973-** Traité de toxicologie générale. Edition Springer- Verglas, 789p.

- 22- **Impens R.**,1974- Présence de plomb dans l'environnement. Annales des Gembloux, 80: 173-185.
- 23- **Habibi S., Morel J.L.; Mench M.J.**, 1970-les plantes pour l'extraction des métaux lourds
- 24- **Haunier P.** , 1973- parvie analyses chimique et écotoxicologie des eaux potables. Edition médicale Maloine. Paris. 342p.
- 25- **Heinrichs H et Mayer R**, 1977- Distribution an cycling of major and tracelements in twi central euroean forest ecosysems.J.Envirm. QuaI, 6: 402-406
- 26- **HiquelA.**, 2001- les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et techniques N°61. Avril:2001, 104 p
- 27- **Hor.iuchi P.**, 1970- Uplake of cadmium, lead and Zinc by radich from soiland air. SoilSci, Ill, 2: 129- 133.
- 28- **Hynes. H.B.**, 1970- Chemistry of natural waters, fundamental relationships. Water research, VolS, pp 297-311.research, VolS, pp 297-311.
- 29- **Jewell**,1992-uptake of cadmium ,lead and zinc by radish from soil and air .soil sci.,111,2 : 129-133.
- 30- **Juste -C.**, 1995- les micropolluants métalliques dans les bons résiduaire des stations
- 49- **Kemp P.H** 1971- The écology of frinig waters. Liverpool, 555p.
- 31- **Khoubache I.,laour N.**,2006-Etude de la pollution organique des eaux de l'oued Kebir. Mémoire d'ingéniorat , univ jijel .61 p .
- 32- **Lefnaud G. Trocherie F.**, 1980- Effets toxiques des pollutions sur la forme Pic*scicole. Ed. GHAUTHIER- VILLARD, Paris, 285p.

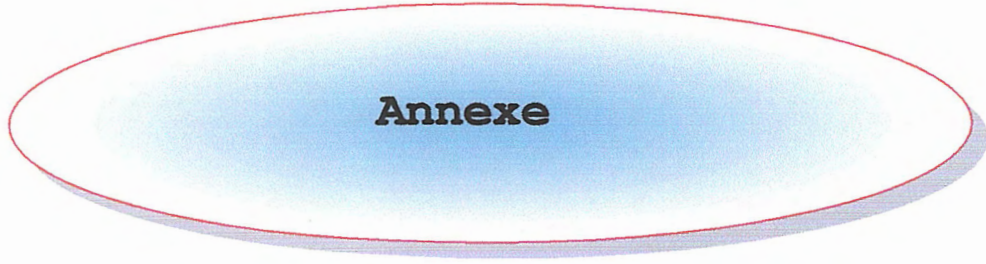
- 33- Leynaud G., Verrel IL., 1980- Modification. Ed GAUTHIER-VILLARD, 285p.
- 34- Loup I, 1974- Hydrologie Continentale. MASSON Paris, 171p.
- 35- Maitlaud S, 1978 - Biology of fresh waters. Edition R. Melhose and CO. London.
224p.
- 36- Manceau F., Page A., Pallier v., 1997- Environnement chemistry of soil. Oxford
University Press. New York, 406p.
- 37- Mathey W., Delasant E., 1984- Manuel pratique d'écologie. Ed. Daniel S. Le pedes.
907p.
- 38- Micha JC et NOISET TL, 1982 - Evaluation biologique de la pollution des ruisseaux et
rivières par les invertébrés aquatiques. Probo revue, vol 5, N°1, 104p.
- 39- ONM- Office national de météorologie. Station de Jijel.
- 40- Pessoin p , 1980- La pollution des eaux continentales. incidences sur les biocénoses
aquatiques. Edition GAUTIDER - VILLARS. 285p.
- 41- Ramade F, 1979- Ecotoxicologie. Edition Masson, Paris. 224p.
- 42- Ramade R, 1982- Précis d'écotoxicologie- Ediscience international. Paris, 139p .
- 43- Ramade F, 1993 - Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de
l'environnement. Ediscience international, Paris, 1000p
- 44- Raux A.L, 1979- dynamique des populations crustacées et qualité de l'eau. Edition
BORDAS. Paris 275p.
- 45- Roback C. , 1974- Ecologie générale. Masson , Paris 22p.
- 46- Rodier J', 1984 - l'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Edition
BORDAS. Paris, 1365p.

Liste des tableaux

- Tableau I.** Classification des principaux types de pollution et de nuisances.
- Tableau II.** Teneurs limites maximales (normales) dans les horizons superficiels des sols belges en fonction de leur texture en ppm
- Tableau III.** Moyennes mensuelles des précipitations
- Tableau IIII.** Les températures moyennes observées de 1996 à 2005
- Tableau V.** Gammes d'étalonnage du plomb
- Tableau VI.** Normes Algériennes de la qualité des eaux de surface (1999)
- Tableau VII.** Valeurs moyennes de températures de l'eau
- Tableau VII.** Valeurs moyennes du pH de l'eau
- Tableau VIII.** Les valeurs moyennes de la conductivité électrique de l'eau
- Tableau VIII.** Les valeurs moyennes de la conductivité électrique de l'eau
- Tableau X.** Valeurs moyennes en l'oxygène dissous de l'eau
- Tableau XI.** Valeurs moyenne de la demande biologique en oxygène de l'eau
- Tableau XII.** Valeurs moyennes de la demande chimique en oxygène de l'eau
- Tableau XIII.** Calcul du rapport DCO / DBO₅
- Tableau XIII.** Résultats de l'analyse granulométrie
- Tableau XV.** Valeurs moyennes du pH des sédiments
- Tableau XVI.** Valeurs moyennes de la matière organique des sédiments
- Tableau XVII.** Valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique des sédiments
- Tableau XVIII.** Teneurs totales moyennes en plomb des sédiments
- Tableau XVIII.** Matrice de corrélation globale des paramètres physico-chimiques de l'eau

Liste des Figures

- Figure 01.** Diagramme ombrothermique de GUAUSSEN pour la région de Jijel
- Figure 02.** Localisation de la zone d'étude
- Figure 03.** Spectrophotomètre d'absorption atomique de type Analyst 100
- Figure 04.** Schéma synoptique d'un spectromètre d'absorption atomique
- Figure 05.** Schéma d'une lampe à cathode creuse
- Figure 06.** Valeurs moyennes de températures de l'eau
- Figure 07.** Valeurs moyennes du pH de l'eau
- Figure 08.** Valeurs moyennes de la conductivité électrique de l'eau
- Figure 09.** Valeurs moyennes en l'oxygène dissous de l'eau
- Figure 10.** Valeurs moyennes de la DBO₅ de l'eau
- Figure 11.** Valeurs moyennes de la DCO de l'eau
- Figure 12.** Triangle et classe texturale des sédiments
- Figure 13.** Valeurs moyennes du pH des sédiments
- Figure 14.** Valeurs moyennes de la matière organique des sédiments
- Figure 15.** Valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique des sédiments
- Figure 16.** Teneurs totales moyennes en plomb dans les sédiments
- Figure 17.** Régression du plomb avec la matière organique
- Figure 18.** Régression du plomb avec la capacité d'échange cationique
- Figure 19.** Régression du plomb en fonction du pH
- Figure 20.** Régression du plomb avec la fraction de l'argile



Annexe

ANNEX 01

Tableaux I . Résultat de la l'analyse de la variance pour le ph de l'eau

	dl Effet	MC Effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	3	,141517	8	,019340	7,317277	,011102

Tableaux II . Résultat de la l'analyse de la variance pour la DBO₅

	dl Effet	MC Effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	3	8,558364	8	1,408650	6,075579	,018514

Tableaux III . Résultat de la l'analyse de la variance pour la DCO .

	dl Effet	MC Effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	3	55,59639	8	2,319167	23,97257	,000237

ANNEX 02

Tableaux I . Résultat de la l'analyse de la variance pour la ph . des sediments

	dl Effet	MC Effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	3	,278689	8	,063750	4,371591	,042295

Tableaux II : Résultat de la l'analyse de la variance pour C E C .

	dl Effet	MC Effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	3	2,456667	8	,758333	3,239560	,0181607

Tableaux III : Résultat de la l'analyse de la variance pour L' Argile .

	dl Effet	MC Effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	3	544,5054	8	10,14167	53,68984	,000012

Tableaux IV Résultat de la l'analyse de la variance pour la matière organique.

	dl Effet	MC Effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	3	,705453	8	,121717	5,795860	,020973

Tableaux V : Résultat de la l'analyse de la variance pour le Plomb .

	dl Effet	MC Effet	dl Erreur	MC Erreur	F	niveau p
1	3	5849,690	8	86,89000	67,32294	,000005

Thème

Estimation de la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments de l'Oued Rhumel-Kebir

Noms et prénom des étudiants : Melle Illas Leila Melle Bechnoune Zouleykha	Date de soutenance : 8/07/2007
---	--

Résumé

Dans le cadre d'une appréciation de la qualité des eaux et des sédiments de l'Oued Rhumel-Kebir, nous avons effectué des approches physico-chimique, qui révèlent un état acceptable de la qualité des eaux, sauf pour la station (St01) qui renferme une qualité industrielle de cette eau.

Pour les sédiments, la détermination par spectrophotométrie d'absorption atomique a confirmé la provenance anthropique du métal et a montré une nette différence significative entre les quatre stations.

Mots clés : Eaux, sédiments, plomb, pollution, Oued Rhumel-Kebir.

Summary

In the setting of an appreciation of the quality of the water and sediments of the Rhumel-Kebir Wadi. We did the physical-chemical approaches that reveal a state acceptable of the quality of the waters, except for the station (St01), that reveals an industrial quality for this water.

For sediments, the determination by atomic spectrophotometer confirmed the source anthropic of metal and showed a net significant difference between the four stations.

Keywords : Waters, sediments, lead, pollution, Rhumel-Kebir Wadi.

ملخص

في إطار تقييم المياه والتربة الرسوبية لوادي الرمال الكبير، قمنا بإجراء دراسة فيزيوكيميائية و التي أظهرت بأن نوعية المياه مقبولة ما عدا للمحطة (01) التي تحتوي على مياه صناعية.

بالنسبة للتربة الرسوبية، التقدير الكمي للمعدن بواسطة طيف الامتصاص الذري أكدت أن مصدر المعدن هو النشاط الإنساني، كما أظهرت فروقات معتبرة في كمية المعدن من محطة إلى أخرى.

الكلمات المفتاحية: المياه، التربة الرسوبية، الرصاص، التلوث، واد الرمال الكبير.