

**REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE IBN KHALDOUN DE TIARET
FACULTE DES SCIENCES ET DES SCIENCES DE L'INGENIEUR
DEPARTEMENT DES SCIENCES EXACTES**

MEMOIRE DE MAGISTER

SPECIALITE : CHIMIE

OPTION : CHIMIE DES MATERIAUX POUR L'ENVIRONNEMENT

THEME

**Contribution à l'étude de la pollution hydrique de l'Oued
Mina à travers la méthode du bilan d'oxygène
(application du modèle de Streeter et Phelps)**

Présenté par

Mr : YKHLEF LAIDANI

Date de soutenance : le , Février 2006

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE IBN KHALDOUN DE TIARET
FACULTE DES SCIENCES ET DES SCIENCES DE L'INGENIEUR
DEPARTEMENT DES SCIENCES EXACTES

MEMOIRE DE MAGISTER

SPECIALITE : CHIMIE

OPTION : CHIMIE DES MATERIAUX POUR L'ENVIRONNEMENT

THEME

**Contribution à l'étude de la pollution hydrique de l'Oued
Mina à travers la méthode du bilan d'oxygène
(application du modèle de Streeter et Phelps)**

Présenté par

Mr : YKHLEF LAIDANI

Soutenu à Tiaret devant le jury composé de :

Président:

Mr A. Dellal	M C	Université Ibn Khaldoun - Tiaret
---------------------	------------	---

Examineurs:

Mr M. Maatoug	M C	Université Ibn Khaldoun - Tiaret
Mr M. Chaïb	M C	Université Ibn Khaldoun - Tiaret
Mr A. Sassi	C C	Université Ibn Khaldoun - Tiaret

Rapporteur:

Mr B. Khatemi	C C	Université Ibn Khaldoun - Tiaret
----------------------	------------	---

Remerciements

A l'issue de mon travail de mémoire de magister effectué au laboratoire « chimie et l'environnement » de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret, j'adresse mes vifs remerciements à mon encadreur Dr. B. Khatemi de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret pour son aide précieuse, sa profonde collaboration, son entière disponibilité et pour ses conseils fructueux qu'il m'a apportés tout au long de la concrétisation de cet ouvrage.

J'exprime ma gratitude à Mr. Dr. M. Chaib, Maître de conférence à l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret, directeur du laboratoire « chimie et l'environnement » qui a toujours fort généreusement mis à ma disposition une grande partie du matériel scientifique du laboratoire et son entière disponibilité tout au cours de mes travaux de recherche.

Je remercie Mr A. Dellal Maître de conférence à l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret pour l'honneur qu'il me fait en examinant ce mémoire et en présidant le jury de soutenance de mes travaux, qu'il trouve ici le témoignage de ma profonde gratitude.

Je souhaite exprimer ma toute particulière reconnaissance à Mrs. M. Maatoug, Maître de conférence à l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret, M. Chaïb, Maître de conférence à l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret et A. Sassi, Chargé de cours à l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret d'avoir accepté d'examiner et de juger mes travaux et de faire partie du jury.

Je n'oublierai pas d'exprimer ma gratitude sans limite à toutes les personnes et à tous les organismes qui ont contribué de près ou de loin à la finalisation de mon travail dont notamment Mr. H. Fatmi et Melle. F. Madani, de la direction hydraulique de la Wilaya de Tiaret; qu'ils trouvent dans ces pages l'assurance de mes meilleurs sentiments de respect et d'estime.

Mes remerciements les plus forts vont également à Melles. B. Bensaadia et N. Baghani de l'Inspection de l'environnement de Tiaret, au personnel du laboratoire de l'Algérienne des eaux de Tiaret, sans oublier mes collègues de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret et ceux de l'Université de Laghouat.

Enfin je serai heureux plus que jamais de recevoir les observations et les suggestions que mes lecteurs voudront bien m'adresser ; je les remercie de la collaboration qu'ils pourraient ainsi m'apporter dans l'ultime intérêt de rehausser le niveau et la qualité de mes travaux de recherche.

Que ce mémoire puisse être à l'avenir un outil de travail pour tous les étudiants intéressés à l'étude de l'Oued Mina, le plus grand cours d'eau de la région de Tiaret et de surcroît le plus grand affluent du barrage Bakhada.

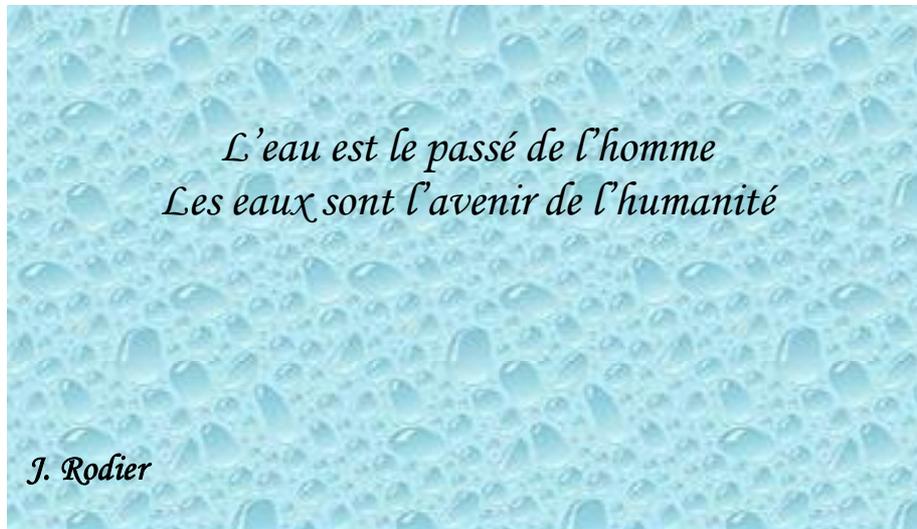
DEDICACES

Je dédie ce travail à la mémoire de mon père ABDELRAHMANE.

A ma chère mère

A ma famille

Enfin à tous ceux qui m'ont aimé dans la vie.



Résumé

Le régime hydraulique de l'Oued Mina est caractérisé par deux comportements extrêmes :

- période d'étiage (mai à septembre) durant laquelle la matière organique polluante se concentre dans l'oued et forme une masse de sédiments de boues polluants (faible débit).
- période de forte pluviométrie (octobre à mars), la matière polluante et les sédiments de boues formés durant la période d'étiage sont évacués par un phénomène de vidange (fort débit).

Le débit du cours d'eau joue un rôle important dans le processus d'autoépuration car le mouvement tumultueux des eaux favorise la fixation de l'oxygène dans les différentes couches des eaux, d'où une réoxygénation significative des eaux de l'oued.

Les conditions morphodynamiques variables (section, pente) font que l'Oued Mina est caractérisé par un profil de vitesse de l'eau ralenti de Tounina à l'entrée du barrage Bakhada compris entre 1,05 m/s à l'amont et 0,4 m/s à l'aval.

L'étude des analyses physico-chimiques et bactériologiques des eaux, effectuées sur le trajet de l'Oued Mina montre que la qualité des eaux se détériore au fur et à mesure qu'on se rapproche du barrage Bakhada atteignant un pic de pollution important à proximité de Tagdmet.

Les valeurs de la D.C.O et la D.BO₅ caractérisant les eaux de l'Oued Mina en période des basses eaux sont de bonne qualité sur le trajet Tounina-Medroussa. Cependant la qualité tend à se détériorer au fur à mesure qu'on se rapproche du barrage Bakhada.

Les analyses des eaux de l'Oued Mina ont montré que la matière organique contenue dans les eaux présente un caractère passablement biodégradable.

Dans le but de déterminer le degré et l'évolution de la pollution des eaux de l'Oued Mina, l'auteur a conçu un modèle mathématique basé sur le bilan de l'oxygène dissous (modèle de Streeter et Phelps).

La forte teneur des nitrates (35,5 mg/l) à proximité Tagdmet se justifie par la présence de nitrates dans les sols et de l'apport des produits azotés provenant de divers engrais et de déversement des eaux usées communales.

Mot clés : Analyses physico-chimiques, analyses bactériologiques, DCO, DBO, OD, modèle mathématique.

Summary

The hydraulic regime of the Wadi Mined is characterized by two extreme behaviours :

- period of low-water mark (May to September) during who organic polluting matters concentrates in the wadi and forms a mace of sediments of polluting muds (debit weak person)
- period of strong pluviometry (October to March), the polluted matter and sediments to formed muds during the period of low-water mark are evacuated by a phenomenon of draining (strong debit).

The delivery of the stream play a part important thing in the process of autoépuration because the tumultuous waters movement favours the fixation of the oxygen in different waters layers, whence a réoxygénation signifiant waters of the wadi.

Conditions morphodynamiques variable (section, slope) do that the Wadi Mined is characterized by a profile of speed of the slow water of Tousnina-the barring Bakhada included between 1,05 s/m to the upper water and 0,4 s/ms to the downstream direction.

The study physico-chemical bacteriological waters analyses, effected on the journey of the Wadi Mined watch that the waters quality deteriorates simultaneously and proportionately that one closes in of the barring Bakhada attaining a pick of pollution importing close to Tagdmet.

Values of the DCO and the D BO₅ characterizing waters of the Wadi Mined in basses waters period are of good quality on the journey Tousnina-Medroussa.

Yet the quality stretches to deteriorate to the fur as one closes in of the barring Bakhada.

Analyse them waters of the Wadi Mined have shown that the organic contained. matter in waters presents a character passably biodegradable.

For the purpose to determining the percentage of alcohol and the evolution of the waters pollution of the Wadi Mined, the author has conceived a mathematical based model on the balance sheet of the oxygen dissolve (model of Streeter and Phelps)

The strong nitrates amount (35,5 mg/l) to proximity Tagdmet justifies himself by the presence of nitrates in sohs and of the contribution azotized products proceeding from Div.

Keys words : Physico-chemical analyses, bacteriological analyses, DCO, DBO, OD, mathematical model

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE	1
------------------------------	----------

CHAPITRE I

HISTORIQUE ET CARACTERISTIQUES GENERALES DU BASSIN

VERSANT DE L'OUED MINA

INTRODUCTION	5
I. 1 PRESENTATION DE L'OUED MINA ET DE SON BASSIN RECEPTEUR LE BARRAGE BAKHADA	5
I. 2 CARACTERISATION HYDROGEOLOGIQUE ET GEOMORPHOLOGIQUE DU BASSIN VERSANT DE L'OUED MINA	8
I. 2. 1 Hydrogéologie du bassin versant	8
I. 2. 2 Géomorphologie du bassin versant	8
I. 3 ETUDE GEOLOGIQUE ET HYDROCLIMATIQUE DE LA REGION DE TIARET	9
I. 3. 1 Régime pluviométrique du bassin versant de l'Oued Mina	10
I. 3. 2 Régime des températures	11
I. 3. 3 Evapotranspiration potentielle (E.T.P) et bilan hydrique de la région de l'Oued Mina	16
I. 3. 3. 1 Evapotranspiration potentielle (E.T.P)	16
I. 3. 3. 2 Bilan hydrique de l'Oued Mina	17
I. 3. 4 Débit et vitesse d'écoulement de l'Oued Mina	20
II. 3. 5 Régime hydrique du bassin versant de l'Oued Mina	21
CONCLUSION	22

CHAPITRE II
ETUDE GENERALE DES EAUX
CARACTERISTIQUES FONDAMENTALES

INTRODUCTION	23
II. 1 CARACTERISATION PARTICULIERE DES EAUX SOUTERRAINES	24
II. 2 CARACTERISATION GENERALE DES EAUX SUPERFICIELLES	25
II. 3 PARAMETRES ORGANOLEPTIQUES	25
II. 3. 1 Saveur	25
II. 3 .2 Odeur	26
II. 3. 3 Transparence (turbidité)	26
II. 3. 4 Couleur	27
II. 4 PARAMETRES PHYSIQUES	28
II. 4. 1 Température	28
II. 4. 2 pH de l'eau	28
II. 4. 3 Conductivité électrique (C.E)	28
II. 4. 4 Dureté	28
II. 5 PARAMETRES CHIMIQUES	29
II. 5. 1 Caractérisation des ions contenus dans l'eau	30
II. 5. 2 Demande chimique en oxygène (D.C.O)	31
II. 5. 3 Demande biochimique en oxygène (D.B.O)	32
II. 5. 4 Biodégradabilité (K)	33
II. 5. 5 Oxygène dissous (O.D)	33
II. 5. 6 Résidu sec (R.S)	34
II. 6 ANALYSE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX	36

CHAPITRE III
PARTIE EXPERIMENTALE-RESULTATS DES ANALYSES ET LEUR
INTERPRETATION

INTRODUCTION	37
III. 1 DEFINITION DES PARAMETRES DE POLLUTION ET METHODES D'ANALYSE	38
III. 1. 1 Demande biologique en oxygène (D.B.O₅)	38
III. 1. 1. 1 Définition	38
III. 1. 1. 2 Méthode d'analyse de la demande biologique en oxygène	38
III. 1. 2 Demande chimique en oxygène (D.C.O)	38
III. 1. 2. 1 Définition	38
III. 1. 2. 2 Méthode d'analyse de la demande chimique en oxygène	39
III. 1. 3 Biodégradabilité (K)	40
III. 1. 4 Oxygène dissous (O.D)	40
III. 1. 4. 1 Définition	40
III. 1. 4. 2 Méthode de mesure de l'oxygène dissous	43
III. 1. 5 Carbone organique total (C.O.T)	47
III. 1. 6 Examen bactériologique	48
III. 1. 6. 1 Définition	48
III. 1. 6. 2 Méthode d'analyse bactériologique	48
III. 1. 7 Température	49
III. 1. 7. 1 Définition	49
III. 1. 7. 2 Méthode de mesure de la température	49
III. 1. 8 pH	49
III. 1. 8. 1 Définition	49
III. 1. 8. 2 Méthode de mesure du pH	50
III. 1. 9 Conductivité électrique (CE)	50
III. 1. 9. 1 Définition	50
III. 1. 9. 2 Méthode de mesure de la conductivité électrique	50
III. 1. 10 Résidu sec	50
III. 1. 10. 1 Définition	50

III. 1. 10. 2 Méthode de détermination du résidu sec _____	51
III. 2 RESULTATS DES ANALYSES ET LEUR INTERPRETATION _____	51
III. 2. 1 pH _____	55
III. 2. 2 Température _____	55
III. 2. 3 Résidu sec _____	56
III. 2. 4 Conductivité _____	57
III. 2. 5 Oxygène dissous _____	58
III. 2. 6 Demande biologique en oxygène (D.B.O ₅) _____	59
III. 2. 7 Demande chimique en oxygène (D.C.O) 60	
III. 2. 8 Biodégradabilité (K) 61	
III. 2. 9 Pollution par les nitrates _____	63
III. 2. 10 Examen bactériologique (examen au laboratoire) _____	71
CONCLUSION _____	73

CHAPITRE IV
MODELISATION DU POUVOIR
AUTOEPURATEUR DE L'OUED MINA

INTRODUCTION _____	74
IV. 1 IMPACT D'UNE CHARGE ORGANIQUE SUR L'OXYGENE DISSOUS DANS UN COURS D'EAU 74	
IV. 2 SIGNAL INDICATEUR DE LA POLLUTION ORGANIQUE _____	77
IV. 3 EVOLUTION DE LA POLLUTION ORGANIQUE DANS UN COURS	
D'EAU _____	78
IV. 4 PARAMETRES A MESURER _____	79
IV. 5 INFLUENCE DE L'HYDRAULICITE _____	80
IV. 6 BILAN D'OXYGENE _____	81
IV. 6. 1 Modèle de Lefort _____	82
IV. 6. 1. 1 Mise en évidence du bilan et détermination des termes du modèle	
_____	84
IV. 6. 1. 1. 1 Détermination du terme $K_2 (C_s - C_m)$ _____	85
IV. 6. 1. 1. 2 Détermination du terme $K_{1c} L_c$ (D.B.O. carbonée) _____	89

IV. 6. 2 Modélisation de la consommation d'oxygène	90
IV. 6. 2. 1 Equation de la demande biologique en oxygène	90
IV. 6. 2. 2 Résolution de l'équation de la demande biologique en oxygène selon la méthode de Thomas	92
IV. 6. 2. 2. 1 Critique du modèle de la demande biologique en oxygène	92
IV. 6. 3 Modèle de Streeter et Phelps	93
IV. 6. 3. 1 Développement du modèle	93
IV. 7 APPLICATION PRATIQUE DU MODELE DE STREETER ET PHELPS POUR L'OUED MINA	101
IV. 7. 1 Méthode de détermination des paramètres du modèle K_1, K_2 et L_0	101
IV. 7. 1. 1 Détermination du coefficient de consommation de l'oxygène K_2 dans les quatre tronçons étudiés de l'Oued Mina	103
IV. 7. 1. 2 Détermination de K_1 et L_0 selon la méthode Thomas (absence de flux de pollution)	104
IV. 7. 2 Correction de K_1 et K_2 en fonction de la température	107
IV. 7. 3 Détermination du coefficient cinétique réel K_1 (présence de flux de pollution)	109
IV. 7. 4 Calcul du coefficient d'auto épuration (f)	112
CONCLUSION	114
CONCLUSION GENERALE	115
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	
ANNEXES	

Liste des figures et des tableaux en annexe

Figure 5 : Débit mensuel inter-annuel de l'Oued Mina durant la période 1964-1997, A.N.R.H. Bir mandreis.

Tableau 1: Caractéristique générale du barrage Bakhada et de son affluent l'Oued Mina (DHW 1998 Tiaret).

Tableau 2 : Pluviométrie moyenne mensuelle et annuelle de la région de Tiaret correspondant à la période 1998-2004, A.N.R.H 1998.

Tableau 3 : Valeurs moyennes inter-annuelles et valeur absolue de la température de l'air dans la région de l'Oued Mina, A.N.R.H.de Tiaret 1998.

Tableau 7 : Débit mensuel inter-annuel de l'Oued Mina durant la période 1964-1997, A.N.R.H. Bir mandreis.

Tableau 12 a : Tableau comparatif des normes de l'eau potable selon la CEE et l'OMS.

Tableau 12 b : Substances chimiques indésirables dans l'eau - limites acceptables.

Tableau 12 c : Substances chimiques indésirables dans l'eau selon l'OMS et l'UE.

Tableau 12 d : Substances chimiques toxiques dans l'eau selon l'OMS et l'UE.

Tableau 12 f : Normes Internationales applicables à l'eau de boisson

Substances chimiques toxiques selon l'OMS.

Tableau 12 g : Directives des communautés européennes qualité requise des eaux destinées à la baignade (J.O. des Communautés Européennes du 5-02-1976).

Tableau 12 h : Eléments à contrôler.

LISTE DES ABREVIATIONS

A.D.E	Algérienne des eaux
A.N.B	Agence nationale des barrages
A.N.R.H	Agence nationale des ressources hydriques
B.B	Barrage Bakhada
BE	Basses eaux
C.E	Conductivité électrique
C.E.E	Communauté économique européenne
C.O.T	Carbone organique total
C.I.T	Carbone minéral total
C.T	Carbone total
C_s	Concentration saturante en oxygène
C_m	Concentration d'oxygène mesuré
C_{so}	Solubilité de l'oxygène dissous
D.C.O	Demande chimique en oxygène
D.B.O	Demande biologique en oxygène
Df	Déficit hydrique
D.H.W	Direction hydraulique de la wilaya
E.T.R	Evapotranspiration réelle
f	Coefficient d'auto-épuration
HE	Hautes eaux
I.R	Infra-rouge
J	Jour
K	Coefficient de biodégradabilité
K_1	Coefficient de consommation d'oxygène
K_2	Coefficient de réaération naturelle
K_c	Indice de compacité de Gravelius
L_0	Demande biologique en oxygène ultime
Md	Medroussa
Ml	Mellakou

M.E.S	Matières en suspension
NTU	Unité de turbidité néphélogétrie
O.D	Oxygène dissous
O.M	Oued Mina
O.M.S	Organisation mondiale de la santé
Pm	Profondeur moyenne
RS	Résidu sec
S.N.V.I	Société nationale des véhicules Industriels
T	Température
t	Temps
Tg	Tagdmet
To	Tousnina
U.E	Union européenne
U.V	Ultraviolet
Vm	Vitesse moyenne
SOTREFIT	Société de tréfilerie de Tiaret

INTRODUCTION

Introduction générale

Depuis plus de 30 ans, le Maghreb et plus particulièrement l'Ouest algérien est confronté à une insuffisance voire à une précarité alarmante de ressources en eau.

A travers ce diagnostic pessimiste et réaliste, il est devenu urgent de souligner avec insistance combien le manque d'eau guette les générations futures de notre pays et dont les solutions sont à trouver dès aujourd'hui.

En effet, en Algérie la demande d'eau douce ne cesse d'augmenter, la population s'accroît de plus en plus alors que les réserves en eau s'amenuisent, les précipitations sont de plus en plus incertaines et enfin la période de sécheresse perdure depuis très longtemps et tend à se prolonger durablement en raison des modifications climatiques de notre planète.

Le problème de l'eau en Algérie se traduit par :

- une pénurie chronique en eaux de consommation dont la qualité est de plus en plus menacée par la pollution. La dotation moyenne en eau en Algérie est estimée à 50 l/hab/jour, soit un tiers de celle recommandée, avec une recrudescence des maladies à transmission hydrique.

- une insatisfaction des besoins en eau en agriculture ; la superficie irriguée a pratiquement peu évolué depuis ces 20 dernières années soit 300000 hectares environ.

- une insatisfaction des besoins en eau au profit des unités industrielles, d'où la contrainte à faire appel à de nouvelles ressources en eau notamment par le recyclage des eaux usées et le dessalement de l'eau de mer.

La gestion rationnelle des eaux suppose avant tout la protection des eaux naturelles (souterraines et superficielles) par des programmes de dépollution et des limitations des pertes d'eau dues aux canalisations vétustes et inadaptées.

Il est connu que les oueds algériens sont caractérisés par un régime hydraulique régi par deux comportements extrêmes :

- en période de sécheresse, autrement dit d'étiage, tout déversement d'effluent polluant se concentre dans le cours d'eau en raison de dilution insuffisante et de forte évaporation ; aucun phénomène d'auto-épuration ne s'y déroule, c'est souvent l'état d'anaérobiose totale qui s'impose avec toutes ses conséquences d'infiltration vers les nappes souterraines.

- en période de forte pluviométrie et de crues, les effluents déversés sont fortement dilués et même les sédiments formés pendant la période d'étiage sont évacués par un phénomène de vidange.

La qualité de l'eau est généralement déterminée au moyen de critères organoleptiques, physico-chimiques suivis d'un examen bactériologique.

Les éléments globaux de l'écosystème à savoir l'eau, le bassin versant, la nappe, l'édifice biologique qui l'habite sont indiscutablement indissociables et par conséquent toute modification de l'un se répercute sur l'ensemble du système ; c'est ainsi par exemple qu'une variation assez sensible de certains paramètres comme la pente, la vitesse et le débit d'écoulement, la hauteur de l'eau et la granulométrie de fond induit des changements significatifs en quantité et en qualité sur le pouvoir auto-épurateur du système causant de facto une dégradation de la qualité de l'eau et une limitation dans son usage.

Cependant la capacité d'assimilation d'un cours d'eau autrement dit son pouvoir auto-épurateur dépend de l'existence d'une biomasse aquatique complète et diversifiée et même de son environnement immédiat caractérisé par :

- la forme, la dimension, la nature et la granulométrie des fonds des berges.
- la végétation et les caractéristiques morphodynamiques (profondeur, débit et vitesse du courant).
- absence ou non d'effluents polluants.

Il est admis scientifiquement que la nature et l'utilisation des sols conditionnent fortement la qualité physico-chimique des eaux alimentant l'oued et son régime, d'où la difficulté de procéder avec exactitude à une évaluation spatio-temporelle de la qualité des eaux superficielles des oueds algériens.

Le thème qui fera l'objet de ce travail s'intitule "Contribution à l'étude de la pollution hydrique de l'Oued Mina (affluent du barrage Bakhada) à travers la méthode du bilan de l'oxygène dissous (application du modèle de Streeter et Phelps)".

Ce présent travail de mémoire comporte quatre chapitres :

1. Le premier chapitre a été consacré aux aspects liés à l'hydrogéologie, à la géomorphologie du terrain, à la climatographie, au régime des températures et des précipitations en tenant compte du phénomène d'évapotranspiration des eaux du bassin versant de l'Oued Mina.
2. Le deuxième chapitre traite l'étude générale des eaux naturelles (souterraines et superficielles) en se référant aux caractéristiques fondamentales de la qualité des eaux

telles que les paramètres organoleptiques (saveur, goût, odeur, transparence etc.), physico-chimiques (pH, température, conductivité électrique, dureté, analyse chimiques, demande chimique en oxygène, demande biologique en oxygène pendant cinq jours d'incubation, résidu sec et oxygène dissous).

Ce présent chapitre est complété par une étude bactériologique.

3. Le chapitre III est consacré à la partie expérimentale y compris les méthodologies de mesure des différents paramètres caractérisant la qualité des eaux.

Il s'agit de déterminer avec le maximum d'exactitude possible les paramètres physico-chimiques et bactériologiques des eaux de l'Oued Mina sur le trajet allant de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada en période des basses eaux (mai à septembre) et hautes eaux (novembre à avril).

Dans le but essentiel d'évaluer le taux de pollution le long du parcours de l'Oued Mina, nous avons pris le soin de choisir cinq points de prélèvement des échantillons d'eau à savoir.

- point 1 Tousnina
- point 2 Medroussa
- point 3 Mellakou
- point 4 Tagdmet
- point 5 Entrée du barrage Bakhada

Les cinq points choisis sont représentés sur la figure 1.

Dans ce cadre, pour chaque point de prélèvement d'eau nous avons déterminé les paramètres physico-chimiques (D.C.O, D.B.O₅, O.D, pH, T et RS) et bactériologiques (coliformes totaux et fécaux) des eaux en période des hautes et basses eaux.

Pour compléter ce chapitre, une contribution succincte portant sur l'évaluation de la pollution par les nitrates est mise en évidence motivée par le fait que les eaux de l'Oued Mina à proximité du village agricole de Tagdmet accuse une teneur élevée en nitrates de l'ordre de 35,5 mg/l, teneur proche de celle admise par l'O.M.S qui est de 45 mg/l.

4. Le chapitre IV est consacré exclusivement à l'élaboration d'un modèle mathématique basé sur la méthode du bilan de l'oxygène dissous dans l'eau en se référant au modèle pratique de Streeter et Phelps et ceci dans le but de décrire voire

d'évaluer l'état de pollution de l'Oued Mina. Dans l'ensemble, il s'agit d'un modèle simple qui traduit la concentration de l'oxygène dissous dans l'eau dans n'importe quel point du cours d'eau par suite d'une décharge organique (D.B.O₅) en un point situé en amont du point considéré.

Toutes les recommandations utiles à l'élaboration d'une stratégie de lutter contre la pollution de l'Oued Mina seront consignées dans la conclusion.

CHAPITRE I

HISTORIQUE ET CARACTERISTIQUES GENERALES DU BASSIN VERSANT DE L'OUED MINA

Introduction

Le bassin versant de l'Oued Mina, de part sa situation géomorphologique et géodynamique a largement contribué à l'alimentation des différents affluents de l'Oued Mina qui, à son tour, a constitué depuis très longtemps le principal réservoir hydrique de la région de Tiaret.

De part son étendue et son importance avérée sur le plan hydrique, le bassin versant de l'Oued Mina a fait l'objet de multiples préoccupations de la part de toutes les civilisations qui ont peuplé cette région allant des Rostomides à l'après indépendance de l'Algérie.

I. 1 Présentation de l'Oued Mina et son bassin récepteur, le barrage Bakhada

Le barrage Bakhada en tant que bassin récepteur de l'Oued Mina, a représenté depuis longtemps la principale ressource en eau potable, domestique et industrielle de la région de Tiaret. Il a une capacité de retenue théorique de l'ordre de 40 millions de m³ d'après l'Agence Nationale des Barrages (A.N.B) [1].

Les travaux de réalisation du barrage Bakhada ont débuté en 1928 et ont été confiés à trois entreprises, La SERHYD pour la partie génie civil, SONADE pour la pose d'une adduction de 70 km et WARAG et SIEMENS pour la partie équipements qui sont destinés à la fois au traitement de l'eau et à la structure électrotechnique (la chaîne de refoulement à partir du barrage). La mise en marche du barrage a débuté en 1936 [1].

Jusqu'en 1982, les eaux du barrage de Bakhada étaient destinées uniquement à l'irrigation de la plaine de Relizane.

Depuis cette date, eu égard à la raréfaction des eaux potables dans une grande partie de la région de Tiaret, il est devenu impératif pour les autorités locales de l'époque de recourir aux eaux de barrage Bakhada pour l'approvisionnement en eau au profit des communes de Tiaret, Ain Kermane, Rahouia, Temda, Mechraa-Sfa, Bouchekif, le

complexe SNVI et toutes les unités de la zone industrielle de Tiaret soit pour une population estimée à plus de 300000 habitants.

Il y a lieu de rappeler que l'eau est pompée sur une dénivelée de 600 m et une distance de 35 Km.

Le barrage Bakhada présente les coordonnées Lambert suivantes :

$$X = 348\,925,06,$$

$$Y = 228\,661,43$$

$$Z = 545,00$$

La caractéristique générale du barrage Bakhada et de son affluent l'Oued Mina est représentée sur le tableau 1 se trouvant en annexe [2].

Le barrage Bakhada est situé dans la localité de Mechraa-Sfa, à 25 km au nord - ouest de Tiaret.

D'après les dernières estimations de la direction hydraulique de la Wilaya (D.H.W) de Tiaret en 1998, le barrage Bakhada a accusé un envasement très important donnant lieu à une capacité de stockage de l'ordre de 13 millions de m³ ce qui correspond au tiers de sa capacité théorique.

L'Oued Mina constitue le principal affluent du barrage Bakhada. Il joue le rôle de drain naturel des terrains marnocalcaires du jurassique supérieur et crétacé qui forme son bassin versant.

L'Oued Mina vient du djebel Harbouz sur la limite des hauts plateaux. Il passe à 12 Km de Tiaret. La Mina forme de belles cascades de 40 mètres de hauteur. Après un cours très tourmenté dans un pays peu peuplé ; elle se dégage des montagnes de Relizane.

Les eaux de l'Oued Mina sont retenues par un grand barrage fertilisant des terres de Sig et celles de Relizane.

En amont du barrage Bakhada, l'Oued Mina traverse le périmètre de cinq (05) communes dont celles de Tousnina, Medroussa, Mellakou, Tagdmet et Mechraa Sfa.

Au cours de son tracé tumultueux, l'Oued Mina draine une grande partie des champs et des plantations qui lui sont riverains.

Le tracé de l'Oued Mina de Tousnina au barrage Bakhada est représenté sur la figure 1

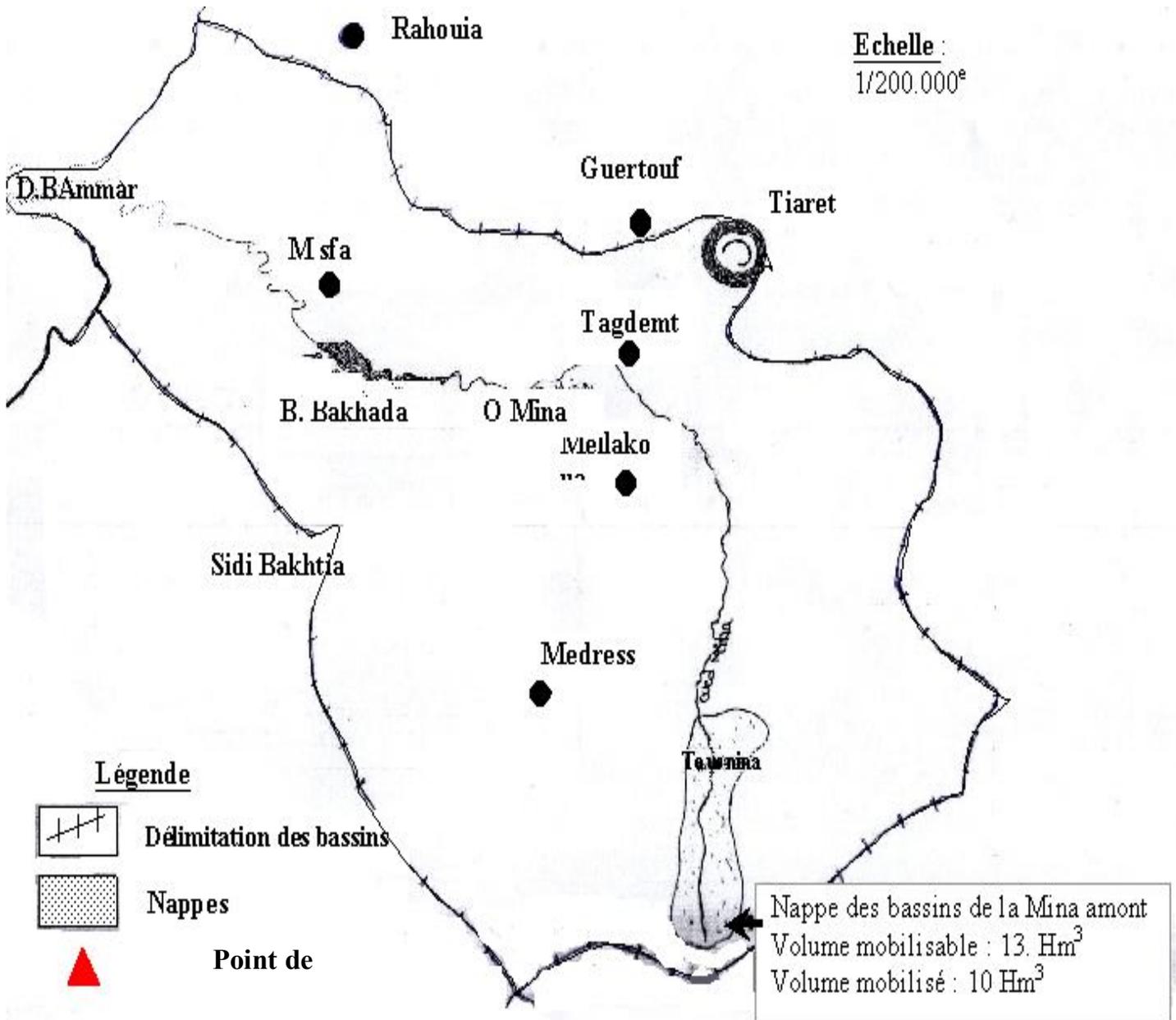


Figure 1 : Représentation de l'Oued Mina de Tousnina au barrage Bakhadda

I. 2 Caractérisation hydrogéologique et morphologique du bassin versant de l'Oued Mina

I. 2. 1 Hydrogéologie du bassin versant

La partie Nord du bassin versant de l'Oued Mina est recouverte d'une végétation assez dense et variée. Elle est constituée principalement par le cœur du massif de l'Ouarsenis ; son piedmont sud est délimité par les monts de Tiaret et de la vallée de Mina qui se situe à l'aval du barrage Bakhada. La limite sud est matérialisée par le Nahr Ouassel (affluent du Cheliff) situé à l'est de la ville de Tiaret.

La partie ouest comporte des bassins des Oueds Taht, El Abed et le versant nord du Chott Chergui.

La partie est comprend le plateau du Sersou et la plaine de ksar Chellala.

II. 2. 2 Géomorphologie du bassin versant de l'Oued Mina

La région de Tiaret présente une diversité de paysages naturels qui caractérisent les deux grands ensembles morphologiques à savoir l'Atlas tellien au nord et les hauts plateaux au sud.

Le réseau hydrographique de la région de Tiaret est caractérisé par un couvert hydraulique riche et varié constitué par deux grands bassins versants, le Cheliff et les hauts plateaux oranais qui sont eux-mêmes subdivisés en quatre sous-bassins versants et qui sont de l'ouest à l'est :

Oued Touil, Oued Mina, Oued Tiguiguest, Oued Rhiou, Oued Souslem, Oued Mechti, Oued Abed, Oued Taht et Oued Tounkira [1].

Dans un souci constant de préserver les eaux de ces oueds, trois (03) grands barrages sont été érigés dans la région de Tiaret à savoir le barrage Bakhada, barrage de Dahmouni et barrage de Bougara.

Les caractéristiques physiques et morphologiques du bassin versant de l'Oued Mina sont représentées sur le tableau 1 en annexe :

- Superficielle totale du bassin versant 1280 Km²
- Périmètre de bassin versant 155 Km
- Longueur 97,02 Km
- Altitude minimale 205 m

- Altitude maximale 1339 m
- Altitude la plus fréquente 872 m

L'indice de pente globale du bassin versant est de l'ordre de 7,83 m/Km.

Des études ont montré que le bassin versant de l'Oued Mina est constitué par un relief qui favorise l'infiltration des eaux lorsque la texture géologique le permet.

Le bassin versant de l'Oued Mina est caractérisé par un indice de compacité de GRAVILIUS K_c .

K_c est calculé sur la base de la formule de GRAVILIUS soit :

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad \text{où}$$

P - périmètre du bassin versant, Km

A - surface du bassin versant, Km²

Le calcul donne $K_c = 1,124$, ce qui permet de conclure que le bassin versant de l'Oued Mina présente une forme allongée facilitant l'écoulement régulier de ses eaux [3].

I. 3 Etude géologique et hydroclimatique de la région de Tiaret

La région de Tiaret est située à la limite sud de l'Atlas tellien, au nord - ouest de l'Algérie. Géographiquement, la région de Tiaret se localise dans les hauts plateaux au pied de l'Ouarsenis où prédominent des formes planes emboîtées entre 900 et 1100 m d'altitude et à l'orée de vastes plaines des hauts plateaux.

En tenant compte de l'aspect naturel du paysage et de la topographie du terrain, on peut distinguer fondamentalement deux zones physiquement différentes :

- au nord, le Djebel Guezzoul, qui est caractérisé par un alignement de collines d'altitude moyenne de 1000 m et dont les sommets sont presque aplatis et érodés, sont orientés dans une direction sud - ouest et nord - est.

Le relief montagneux est très accidenté. La région de Tiaret entourant l'Oued Mina donne lieu à la dominance de versants raides débouchant sur de profonds ravins et de temps à autre sur des escarpements qui donnent au paysage l'aspect d'une structure en escaliers.

- au sud de la région de Tiaret prédomine une zone déprimée de 950 m d'altitude où émergent des pentes moyennes de 20%.

Cette zone se caractérise essentiellement dans sa partie septentrionale de dépôts colluviaux de taille hétérogène provenant de l'érosion du massif gréseux de djebel Guezoul.

La Wilaya de Tiaret est caractérisée par un climat de type continental c'est à dire à un hiver froid et humide succède un climat chaud et sec.

Ces deux saisons extrêmes sont alternées par des périodes intermédiaires, instables en général à savoir le printemps et l'automne. Ce déséquilibre climatique, chaud et froid, donne naissance à la formation et à la circulation des masses d'air froides du nord avec des masses d'air chaudes venant du sud. Cette interférence de ces mouvements d'air donne naissance à l'apparition de dépressions atmosphériques significatives générant très souvent des orages violents qui sont à l'origine de fortes inondations et de crues catastrophiques [2].

Dans le contexte de l'étude et de l'appréciation des principaux facteurs climatiques, il est utile voire impératif de prendre en considération d'une part les paramètres fondamentaux influençant le régime pluviométrique de la région tels que la température, les précipitations, le régime pluviométrique, les variations de l'humidité atmosphérique et le régime des vents d'autre part [2].

Des études géomorphologiques ont montré que ces paramètres jouent un rôle déterminant en matière de régulation, de protection et enfin de dégradation des différents écosystèmes.

I. 3. 1 Régime pluviométrique du bassin versant de l'Oued Mina

Depuis les temps les plus reculés de l'histoire, la pluviométrie de l'Afrique du nord (Maghreb) est extrêmement variable d'une année à une autre, c'est-à-dire aux années humides succèdent des années sèches d'où la notion de "régime irrégulier des précipitations en Algérie".

La variation de la pluviométrie d'une année à l'autre durant ces 20 dernières années a généré indiscutablement une grande amplitude thermique comme indiqué sur le tableau 2 en annexe.

Les valeurs des précipitations mensuelles moyennes durant la période allant de 1998 à 2004 ont été représentées sur l'histogramme de la figure 2.

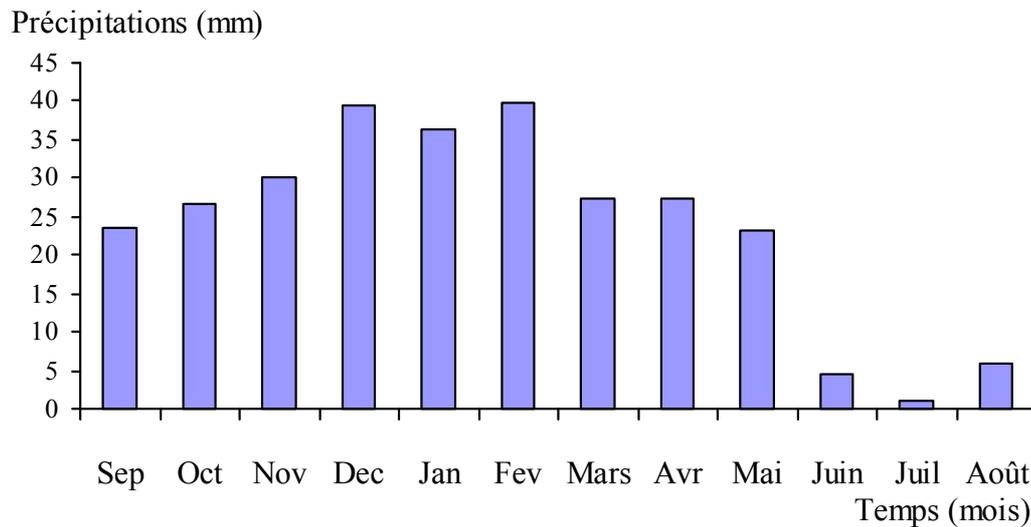


Figure 2 : Histogramme des précipitations mensuelles moyennes durant la période 1998 – 2004 [3].

L'étude pédoclimatique permet de déterminer les principaux facteurs pédoclimatiques utilisés dans la classification des sols. Aussi faut il noter que l'étude pédoclimatique est caractérisée à la fois par le régime des températures et le régime hydrique.

I. 3. 2 Régime des températures

Les valeurs des températures enregistrées durant la période 1998 - 2004 sont représentées sur le tableau 3 en annexe.

Sur ce même tableau, nous avons pris soin de représenter les valeurs minimales et maximales moyennes des températures pour chaque mois de l'année [4].

L'amplitude thermique est définie comme étant la différence entre la moyenne des maxima du mois le plus chaud et la moyenne des minima du mois le plus

froid. Pour la région de Tiaret et notamment la région de l'Oued Mina, l'amplitude thermique est estimée à 42,12°C.

Les températures minimales, sont considérées comme étant un facteur déterminant pour les êtres vivants. Celles-ci permettent de quantifier les niveaux thermiques [5].

$0^{\circ}\text{C} < m < 3^{\circ}\text{C}$ hiver frais

$3^{\circ}\text{C} < m < 7^{\circ}\text{C}$ hiver tempéré ou doux

$m > 7^{\circ}\text{C}$ hiver chaud

m - moyenne des minima

M - moyenne des maxima

$(m+M)/2$ - moyenne des mensuelles

m' - minima absolus

M' - maxima absolus

En se basant sur l'hypothèse de Seltzer et en se référant au tableau 3 se rapportant aux années 1998 - 2004, la valeur de m (moyenne des minima des mois de l'année) est de 6,27, ce qui permet de déduire que pour les années 1998 - 2004 la région de l'Oued Mina a été caractérisée par un hiver tempéré ou doux. En général, dans le cadre des études sur le régime des températures d'une région donnée, les données climatiques synthétiques sont représentées par le diagramme ombrothermique comme le montre la figure 3.

Selon Bagnoul. F et Gaussen. G [6], il y a apparition de la période de sécheresse lorsque

$P = 2T$ où :

P – précipitation, mm

T – température, °C

Le diagramme ombrothermique de Gaussen nous permet de distinguer les différentes périodes climatiques au cours d'une année.

Sur la base des valeurs des précipitations et des températures mensuelles et moyennes, on a pu mettre en évidence sur un graphe (figure 3) deux périodes caractérisant le bassin versant de l'Oued Mina

- Période humide s'étalant de novembre à avril ;
- Période sèche s'étalant d'avril à octobre [5].

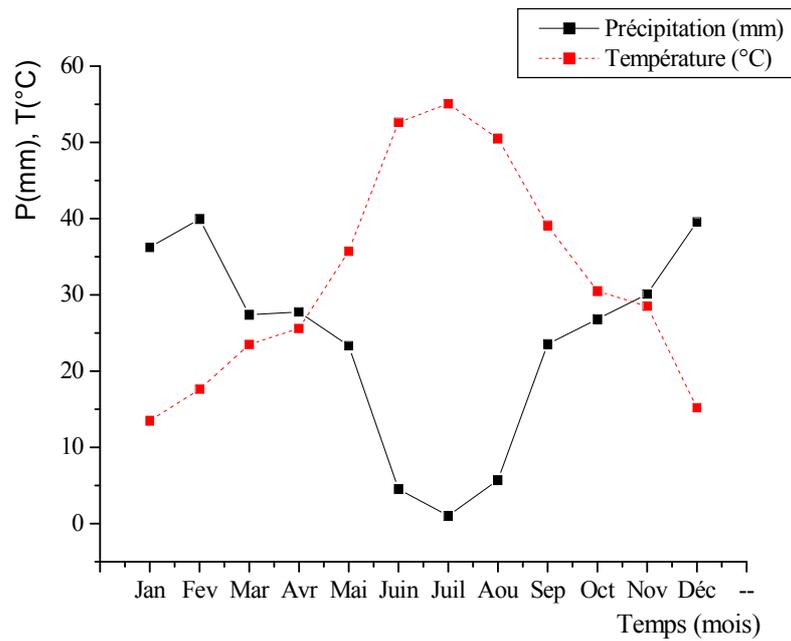


Figure 3 : Diagramme ombrothermique pour la période 1998-2004 selon Gaussen

Le quotient pluviométrique et climatique d'Emberger est représenté par la relation [7]:

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

Où

Q - quotient pluviométrique

P - pluviométrie annuelle, mm

M - moyenne des maxima du mois le plus chaud, °K

m - moyenne des minima du mois le plus froid, °K

Cet indice a été simplifié par Stewart [8] pour l'Algérie et le Maroc (climat humide à semi - aride).

La formule d'Emberger (1955) est réduite à sa plus simple expression et devient par conséquent.

$$Q = 3,43 \frac{P}{M - m}$$

D'après les renseignements de l'A.N.R.H [4] concernant la région de Tiaret et pour la période s'étalant de 1998-2004 on a enregistré les données suivantes :

$$P = 303,3 \text{ mm}$$

$$M = 42,45 \text{ °C}$$

$$m = 0,33 \text{ °C.}$$

De plus Emberger [7] associe la valeur absolue de m pour caractériser le caractère climatique de la région étudiée.

En se basant sur les valeurs de Q et de m portées sur le climagramme d'Emberger on a pu situer la région de l'Oued Mina dans une zone semi-aride.

Le climagramme d'Emberger pour l'Algérie situant la région de l'Oued Mina en zone semi-aride est représenté sur la figure 4.

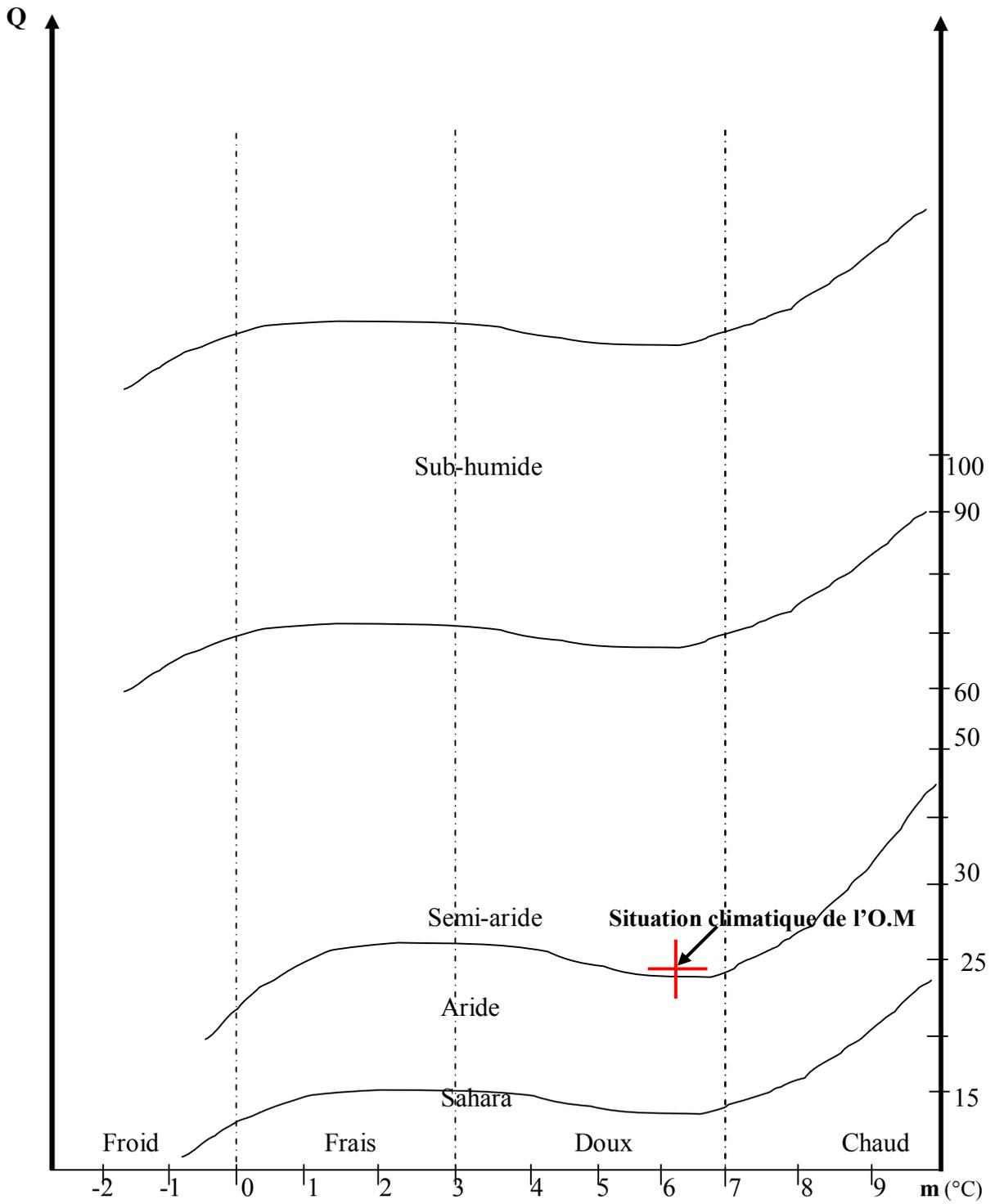


Figure 4 : Climagramme d'Emberger pour l'Algérie.

I. 3. 3 Evapotranspiration potentielle (E.T.P) et bilan hydrique de la région de l'Oued Mina

I. 3. 3. 1 Evapotranspiration potentielle (E.T.P)

L'évapotranspiration est la combinaison de deux phénomènes incluant d'une part l'évaporation (grandeur physique) et d'autre part la transpiration (grandeur biologique).

Ce sont les facteurs climatiques tels que, la température, l'humidité de l'air, le rayonnement solaire et le couvert végétal qui sont responsables de l'évapotranspiration dans un milieu donné. On parle d'évapotranspiration potentielle (E.T.P), lorsque la surface évaporante est convenablement alimentée en eau par opposition à l'évapotranspiration réelle, (E.T.R), qui ne tient pas compte de cette considération. L'évapotranspiration est un phénomène important dans l'établissement du bilan hydrique d'une région donnée.

Il y a plusieurs formules empiriques qui sont utilisées pour le calcul de l'évapotranspiration potentielle dont notamment celles de :

- Thornwaite
- Blany- Criddle
- Penman
- Turc.

La formule de calcul de l'E.T.P, la plus utilisée dans la pratique est celle de Turc [9] dont l'équation s'écrit :

$$ETP = 0,40(Ig + 50) \frac{T}{T + 15}$$

Où :

E.T.P - évapotranspiration potentielle, mm

Ig - radiation solaire globale du mois considéré, cal / cm²/jour

T - température du mois considéré en degré Celsius, °C

Les valeurs des paramètres de l'équation de Turc pour la région de Tiaret sont représentées sur les tableaux 4 et 5.

Mois	Sept	Oct.	Nov.	Déc.	Jan	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août
Ig+50	492,20	345,29	269,11	218,75	232,60	320,50	375,50	491,48	608,73	638	672,5	614,85

Tableau 4 : Valeurs de la radiation solaire globale Ig selon Seltzer in Aigoun [10]

Mois Paramètres	Sept	Oct	Nov	Déc.	Jan	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août
P. (mm)	23,53	26,83	30,10	39,58	36,23	39,95	27,40	27,75	23,32	4,52	1,03	5,73
ETP (mm)	111,40	69,63	52,44	29,42	28,87	47,40	65,97	90,52	132,37	162,53	174,00	154,28

Tableau 5 : Valeurs de l'évapotranspiration potentielle calculées selon la formule de Turc [10].

Les pertes d'eau par évapotranspiration deviennent très importantes à partir du mois de mai soit 132,37 mm, jusqu'au mois de septembre soit 111,40 mm. Pendant cette période de l'évapotranspiration potentielle les pertes d'eau sont supérieures à la pluviométrie.

I. 3. 3. 2 Bilan hydrique

Etablir un bilan hydrique consiste à déterminer au niveau d'une parcelle ou d'un périmètre, la quantité d'eau reçue et la quantité totale perdue.

Les apports en eau proviennent de :

- la pluie,
- la neige,
- l'irrigation,
- la contribution du sol à l'alimentation hydrique par remontée capillaire à partir de la nappe.

Les pertes en eau sont dues :

- à l'action des processus énergétiques au niveau de la plante et du sol (E.T.P, E.T.R),
- au ruissellement,

- au drainage.

L'équation du bilan hydrique s'écrit :

$$E.T.P = P + I - R - D$$

Le déficit en eau est la différence entre les apports et les pertes d'eau, soit :

$$Df = P + I - E.T.P - D$$

Où :

E.T.P - évapotranspiration potentielle

P - pluviométrie

I - irrigation

R - ruissellement

D - drainage

Tous les paramètres peuvent être exprimés en mm ou en m³/ha.

Le calcul du bilan hydrique pour le bassin versant de l'Oued Mina se fait sur la base de la formule de Turc [9].

Dans la pratique et dans un but de simplifier les calculs, on considère que le déficit hydrique est la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration dans une région donnée soit (formule simplifiée de Turc) soit

$$Df = P - E.T.P$$

En ce qui concerne le bassin versant de l'Oued Mina les valeurs des déficits hydriques durant les années 1998-2004 sont calculées sur la base de la formule simplifiée de Turc et représentées sur le tableau 6 [9].

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août
Paramètres												
Précipitations mensuelles (mm)	23,53	26,83	30,1	39,58	36,23	39,95	27,40	27,50	23,32	4,52	1,03	5,78
Températures mensuelles moyennes (°C)	19,55	15,25	14,25	7,60	6,75	8,80	11,50	12,80	17,87	26,31	27,53	25,25
E.T.P. Turc (mm)	111,40	69,63	52,44	29,42	28,87	47,40	65,97	90,52	132,37	162,53	174,12	154,28
P-E.T.P. (mm)	-87,87	-42,8	-22,34	10,16	7,36	-7,45	-38,57	-62,02	-109,05	-158,01	-172,97	-148,5
D _f pluviométrie (mm)	-87,87	-42,8	-22,34	/	/	-7,45	-38,57	-62,02	-109,05	-158,01	-172,97	-148,5

Tableau 6 : Valeurs des déficits hydriques de l'Oued Mina (années 1998-2004).

I. 3. 4 Débit et vitesse d'écoulement des eaux de l'Oued Mina

Le débit mensuel de l'Oued Mina en m³/s a été évalué de la période allant de 1964 à 1997 au niveau de la station hydrométrique de l'Oued Abtal par l'A.N.R.H. de Birmandreïs (Alger) [11].

Les valeurs des débits mensuels sont représentées sur la figure 5 et le tableau 7 en annexe.

L'Oued Mina, comme tous les autres oueds d'Algérie, est caractérisé par un régime hydraulique donnant lieu à deux comportements extrêmes :

- en période de sécheresse, donc d'étiage, tout déversement d'effluent polluant se concentre dans le cours d'eau et par suite de dilution insuffisante et d'évaporation intense ; aucun phénomène d'auto-épuration ne s'y déroule ; c'est souvent l'état d'anaérobiose totale avec ses conséquences par l'infiltration vers la nappe.

- en présence de forte pluviométrie, les affluents déversés sont fortement dilués et même les sédiments formés en période d'étiage sont évacués par un phénomène de vidange.

En se basant sur les considérations de Berg in Decamp [13] la vitesse des cours d'eau est appréciée de la manière suivante :

- vitesse très lente $v < 0,1$ m/s
- vitesse lente $0,1 < v < 0,25$ m/s
- vitesse moyenne $0,25 < v < 0,50$ m/s
- vitesse rapide $v > 1$ m/s

Les vitesses mesurées le long de l'Oued Mina sont données dans le tableau 8.

Points de prélèvement	Tousnina	Medroussa	Mellakou	Tagdmet	Entrée du barrage Bakhada
v m/s	1,05	0,95	0,63	0,66	0,40

Tableau 8: Valeurs des vitesses mesurées le long du trajet de l'Oued Mina

Les éléments globaux de l'écosystème à savoir l'eau, le bassin versant, la nappe et l'édifice biologique qui l'habite, sont fonctionnellement indissociables et toute

modification de l'un se répercute sur l'ensemble du système. C'est ainsi par exemple qu'une variation assez sensible de certains paramètres comme la pente, la vitesse d'écoulement, la hauteur de l'eau et la granulométrie de fond induit des changements quantitatifs et qualitatifs qui se répercutent sur le pouvoir auto-épuration du système entraînant une dégradation de la qualité physico-chimique de l'eau.

II. 3. 5 Régime hydrique du bassin versant de l'Oued Mina

Il est défini par l'état de l'humidité de la section de contrôle du sol. Il constitue l'une des propriétés les plus importantes du sol ; il est utilisé comme un critère de diagnostic dans la majorité des systèmes de classification des sols.

Les textes en vigueur réglementant les périmètres de protection selon le code algérien des eaux sont représentés dans la partie annexe de ce présent mémoire.

Conclusion

Le bassin versant de l'Oued Mina, d'une superficie de 1280 Km², reçoit une pluviométrie moyenne annuelle de l'ordre 303,3 mm.

L'Oued Mina enregistre un débit moyen de 3,93 m³/s environ. Il est caractérisé par deux périodes d'écoulement ; l'une des hautes eaux (H.E) s'étalant de novembre à avril, et une autre des basses eaux (B.E), de mai à octobre, avec un étiage total de juin à septembre.

Les données hydrauliques sont déterminantes, car la capacité d'assimilation de la pollution par les cours d'eau (pouvoir auto-épurateur) dépend fortement du débit et de la turbulence qui favorise la dilution et l'oxygénation nécessaire au processus biologique de la pollution.

CHAPITRE II

ETUDE GENERALE DES EAUX CARACTERISTIQUES FONDAMENTALES

Introduction

Il est clair de souligner que la qualité d'une eau est fonction de son utilisation dans la vie courante. Par exemple l'eau d'une rivière est considérée comme bonne pour la baignade mais impropre à la consommation. C'est pourquoi les principaux auteurs de l'environnement ont défini les critères de la qualité de l'eau en fonction de son usage. Ces critères visent la protection de la santé humaine, que ce soit au niveau de la consommation d'eau où d'organismes aquatiques ou encore des activités récréatives impliquant un contact avec l'eau d'où la protection du plan d'eau contre l'eutrophisation, la protection de la vie aquatique et la protection de la faune piscivore [14].

La qualité d'une eau est caractérisée par les diverses substances qu'elle contient, leur quantité et l'effet qu'elles ont sur l'écosystème et sur l'être humain. C'est la concentration de ces différents éléments qui détermine la qualité d'une eau et permet de savoir si celle-ci convient à un usage particulier. Même l'eau des rivières et des lacs les moins influencés par les activités humaines n'est pas pure. Elle contient de nombreuses substances, dissoutes ou en suspension, que l'on retrouve partout dans la nature (bicarbonates, sulfates, sodium, calcium, magnésium, potassium, azote, phosphore, aluminium, fer, etc.). Ces éléments proviennent du sol, du sous-sol, de la végétation, de la faune, des précipitations et des eaux de ruissellement.

Certains éléments peuvent avoir une origine résultant de nombreux processus biologiques, physiques et chimiques qui ont lieu à l'intérieur d'un cours d'eau. Ces substances d'origine naturelle peuvent s'ajouter aux produits chimiques utilisés par

l'homme notamment (phosphore, azote et microorganismes) tant en agriculture que dans les processus industriels [15].

Au cours d'une année, d'une saison et même d'une journée, la qualité de l'eau peut être très variable. Les phénomènes de ruissellement et d'érosion, de même que les précipitations et les variations du débit d'un cours d'eau influencent énormément la qualité de l'eau. En période d'étiage, les concentrations de certaines substances présentes dans l'eau peuvent être beaucoup plus élevées que pendant le reste de l'année.

À l'inverse, en période de crue, certaines substances se trouvent diluées dans un plus grand volume d'eau.

Une très bonne connaissance du régime hydrologique d'un cours d'eau est donc nécessaire pour interpréter correctement les données de qualité de l'eau.

L'eau destinée à l'approvisionnement de la population peut être d'origine superficielle ou souterraine [16].

Les eaux superficielles sont représentées par les fleuves, les oueds et par les lacs. Ce sont des eaux de qualité souvent médiocre ; elles sont presque toujours contaminées et doivent impérativement être épurées avant toute utilisation domestique. L'eau de pluie, considérée comme une eau pure est souvent sujette à de nombreuses contaminations non seulement par diverses poussières mais aussi par de nombreux gaz tels que le CO_2 , SO_2 , H_2S , etc... contenus dans l'atmosphère.

Par contre les nappes souterraines produisent généralement une eau de bonne qualité mais sont quelquefois difficiles à exploiter [14].

II. 1. Caractérisation particulière des eaux souterraines

Les eaux souterraines sont liées à l'absence de lumière et au non-renouvellement de l'oxygène. Elles sont souvent influencées par leur passage dans des terrains poreux. Lors de leur passage à travers les terrains calcaires, les eaux se chargent fortement en éléments minéraux (calcium et le magnésium en particulier) ; on trouve peu de particules colloïdales, peu d'oxygène et par conséquent peu de bactéries aérobies. Par contre, on peut supposer l'existence de nombreuses variétés de bactéries anaérobiques qui décomposent par réduction les nitrates en ammoniacque et les sulfates en sulfures.

Dans les eaux souterraines, on peut trouver également des ions ferreux et manganeux résultant de la réduction des sels ferriques et manganiques provenant des roches traversées.

Les eaux souterraines sont généralement à température constante toute l'année (12 à 15°C), sauf dans le cas de nappes très profondes pour lesquelles les températures sont supérieures [17].

II. 2 Caractérisation générale des eaux superficielles

Les eaux de surface charrient de grandes quantités de particules argileuses, de limons et de sables, rendant ainsi les eaux de rivières par exemple plus turbides et plus colorées. Mais c'est la lumière et l'oxygène qui jouent le rôle fondamental. Les algues de taille très fine participent significativement à la turbidité et posent des problèmes importants au cours du traitement. De telles eaux contiennent des teneurs élevées de matières organiques. Les eaux superficielles sont plus sensibles que les eaux souterraines à la pollution d'origine anthropique. C'est ainsi que l'on assiste à plusieurs types de pollutions.

- les germes pathogènes liés aux déchets animaux et humains,
- la pollution d'origine domestique issue des agglomérations, de l'activité agricole et industrielle et enfin des eaux pluviales [17].

Les qualités physiques de l'eau se basent sur les paramètres quantitatifs relativement faciles à déterminer. Ce sont les critères de plus en plus utilisés pour l'amélioration du bien-être du consommateur. Une eau en général est définie par :

- les paramètres organoleptiques
- les paramètres physico-chimiques
- le critère bactériologique.

II. 3 Les paramètres organoleptiques

Ces paramètres regroupent les propriétés liées à l'appréciation des sens autrement dit la saveur, la couleur, l'odeur et la transparence. Ils n'ont pas de signification sanitaire mais leur dégradation peut indiquer une pollution ou un mauvais

fonctionnement des installations de traitement ou de distribution. Ils permettent au consommateur de porter un jugement succinct sur la qualité de l'eau.

Une eau peut être trouble, colorée, sentir le chlore et être parfaitement consommable du point de vue sanitaire.

II. 3. 1 Saveur

Toute eau possède une certaine saveur qui lui est propre et qui est due aux sels et aux gaz dissous. Souvent la saveur de l'eau peut être modifiée, soit par la présence de matières organiques en décomposition, soit, par la présence de matières sécrétées par les organismes vivants dans l'eau, en particulier, les algues et les champignons [16].

II. 3. 2 Odeur

Une eau potable doit être inodore, non seulement au moment du prélèvement, mais encore après 10 jours en vase clos à la température de 26°C [18]. Très souvent ces paramètres saveur - odeur sont infiniment liés entre eux si bien qu'une eau de mauvaise saveur peut présenter une mauvaise odeur et vis versa.

Les eaux de consommation doivent posséder "un goût et une odeur non désagréable". La plupart des eaux, qu'elles soient ou non traitées, dégagent une odeur plus ou moins perceptible et ont une certaine saveur. Selon les physiologistes, il n'existe que quatre saveurs fondamentales : salée, sucrée, aigre et amère. Plusieurs saveurs sont en fait des odeurs ou des résultantes d'odeurs et des saveurs, car les deux sensations se confondent au niveau du pharynx. Enfin, la tolérance de chaque consommateur est variable selon la finesse de son odorat et sa sensibilité gustative.

Les odeurs sont causées par la présence dans l'eau de substances relativement volatiles, qui peuvent être inorganiques comme le chlore, les hypochlorites, le sulfure d'hydrogène, ou organique comme les esters, les alcools, et les composés plus ou moins bien identifiés résultant de la décomposition de matières animales ou végétales.

Dans le cas d'une eau potable, l'apparition ou le changement de goût ou d'odeur peuvent être signe d'activité microbienne donc de lacunes dans le traitement ou de contamination dans les réseaux de distribution [19].

II. 3. 3 Transparence (turbidité)

L'eau naturelle peut être limpide ou trouble. La turbidité est définie comme l'inverse de la transparence. On mesure la transparence d'une eau en fonction de la profondeur maximale à laquelle un objet immergé peut être aperçu distinctement.

La turbidité résulte de la diffusion de la lumière qui est ainsi déviée dans toutes les directions. Ces particules en suspension dans l'eau diffusent la lumière. Leur origine peut être variable : érosion des roches, matières minérales, organiques du sol, eaux usées domestiques ou industrielles riches en matières en suspension.

La turbidité est mesurée par le turbidimètre dont l'unité est le NTU qui correspond approximativement à 1 mg/l de matières en suspension [19].

Cette caractéristique vient de la teneur de l'eau en particules en suspension, associées aux quantités énormes de particules qui troublent l'eau. Les matières mêlées à l'eau sont de nature très diverses : matières d'origine minérale (argile, limon, sable...), micro-particules, microorganismes etc....

La turbidité maximale fixée par la réglementation française est de 0,5 ou 2 NFU selon les lieux de mesure. La turbidité joue un rôle très important dans les traitements d'eau. La turbidité perturbe la désinfection, le traitement par ultraviolets est inefficace et le traitement par le chlore perd son efficacité. La matière organique associée à la turbidité favorise la formation de biofilms dans le réseau et par conséquent, le développement de bactéries insensibles au chlore notamment [18].

II. 3. 4 Couleur

Les eaux naturelles sont toujours plus au moins colorées. Leur couleur varie du paille à peine perceptible au brun rougeâtre, selon la nature et la concentration des matières colorantes. Ces matières sont souvent d'origine naturelle et proviennent de la dégradation des matières végétales (bois, écorces, algues, champignons).

D'autre part, certains ions métalliques comme ceux du fer ou du manganèse peuvent former des complexes avec les substances humiques et intensifier leur couleur.

Dans le cas d'une eau turbide, la détermination de la couleur réelle ou vraie impose l'élimination de toutes les matières en suspension. La couleur est déterminée en se basant sur une échelle artificielle établie au laboratoire.

Elle est exprimée soit en unité de couleur vraie (UCV) ou en unité de Hazen qui correspond à 1 mg/l de platine [19].

II. 4 Paramètres physiques

Les paramètres physiques englobent la température, le pH, la conductivité, la tension superficielle et bien d'autres.

II. 4. 1 Température

La température de l'eau joue un rôle déterminant dans l'appréciation de la qualité de l'eau (odeur ou saveur).

L'eau de boisson a une bonne fraîcheur si sa température varie de 9 à 12°C. Une température élevée des eaux dans le réseau de distribution peut être à la base d'un développement planctonique important dans les conduites ou d'une sursaturation en gaz dissous, susceptible de rendre les eaux blanchâtres. Les eaux souterraines sont caractérisées par une température généralement constante par contre les eaux superficielles ont une température très variable en fonction des saisons, de la dissolution des gaz, de l'apport extérieur de particules, de la conductivité électrique, etc... [16].

II. 4. 2 pH de l'eau

Le pH exprime l'acidité ou l'alcalinité de l'eau. Des études ont montré que le pH de l'eau est influencé par la température, l'oxygène dissous, la minéralisation totale et

bien d'autres facteurs. Le pH de l'eau de boisson doit être compris dans l'intervalle 6,5 à 8,5. Des pH inférieurs à 7 (eau acide) peuvent provoquer une corrosion des tuyauteries métalliques. Des nombreuses études et expériences ont montré que la corrosion augmente avec la diminution du pH. A titre d'exemple des concentrations élevées en plomb peuvent résulter de la corrosion de canalisations par une eau très acide [20].

II. 4. 3 Conductivité électrique

La conductivité électrique nous donne une indication sur la salinité de l'eau. Une conductivité élevée se traduit généralement par des pH anormaux et par conséquent par une salinité élevée. Elle augmente avec la teneur en sels électrolytables dissous et avec la mobilité des ions autrement dit avec la température. Normalement une eau d'alimentation doit avoir une conductivité électrique de l'ordre de 400 $\mu\text{s/cm}$. Selon l'organisation mondiale de la santé (O.M.S), les eaux sont classées selon leur conductivité électrique comme suit :

- 50 à 400 - qualité excellente
- 400 à 750 - bonne qualité
- 750 à 1500 - qualité médiocre mais eau utilisable
- >1500 - minéralisation excessive [19].

Des études ont montré que la conductivité électrique est directement influencée par le degré de minéralisation des eaux. Le tableau 9 nous renseigne sur le degré de minéralisation en fonction de la conductivité.

Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)	Appréciation du degré de minéralisation
conductivité < 100 $\mu\text{s/cm}$	Minéralisation très faible
100 $\mu\text{s/cm}$ < conductivité < 200 $\mu\text{s/cm}$	Minéralisation faible
200 $\mu\text{s/cm}$ < conductivité < 333 $\mu\text{s/cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
	Minéralisation moyenne

333 μ s/cm < conductivité < 666 μ s/cm	Minéralisation important
666 μ s/cm < conductivité < 1000 μ s/cm	Minéralisation excessive
conductivité > 1000 μ s/cm	

Tableau 9 : Relation entre la conductivité et la minéralisation des eaux [21].

II. 4. 4 Dureté

La dureté d'une eau est une grandeur qui implique l'interaction de cette eau par le savon. Ainsi une eau est dure quand elle mousse difficilement et la peau sèche même après le rinçage. Ce sont essentiellement des ions Ca^{+2} et Mg^{+2} qui sont responsables de la dureté.

On l'exprime en générale en mg d'équivalent de CaCO_3 / litre ou en degré français.

Il existe plusieurs sortes de dureté :

- dureté totale,
- dureté calcique,
- dureté magnésienne
- dureté temporaire
- dureté permanente
- dureté carbonatée.

Dans la pratique la dureté totale est définie comme étant la somme de la dureté calcique et dureté magnésienne. La dureté carbonatée est caractérisée par la présence d'ions HCO_3^- auxquels s'ajoutent de temps à autre les anions Cl^- et SO_4^{2-} [19].

La dureté ne fait pas l'objet de normes strictes. Elle varie le plus souvent entre 10 mg/l et 500 mg/l. La valeur de 100 mg/l est couramment atteinte. Avec l'intervention d'autres facteurs (pH, température), une dureté de plus de 200 mg/l peut entraîner l'entartrage des canalisations et des appareils de chauffage. A l'inverse, une dureté trop faible (inférieure à 100 mg/l) ne permet pas la formation d'une couche carbonatée protégeant les canalisations de certains risques de corrosion.

Toujours est-il que les effets de la dureté des eaux sur la santé humaine sont souvent sujets à des opinions controversés [23].

II. 5 Analyse chimique des eaux

II. 5. 1 Caractérisation des ions dans l'eau

L'eau en général contient une variété de substances dont quelques unes s'avèrent indispensables au développement de l'organisme, d'autres indésirables et enfin d'autres purement toxiques.

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

Chlorures	200 mg/l
Sulfates	250 mg/l
Magnésium	50 mg/l
Sodium	150 mg/l
Potassium	12 mg/l
Aluminium total.....	0,2 mg/l

La quantité de résidus secs, après dessiccation à 180°C doit être inférieure ou égale aux valeurs indiquées ci-dessous

Nitrates	50 mg/l
Nitrites.....	0,1 mg/l
Ammonium.....	0,5 mg/l
Azote Kjeldahl	1 mg/l (en N)
Fer	200 µg/l
Manganèse.....	50 µg/l
Cuivre	1 mg/l
Zinc	5 mg/l
Phosphore	5 mg/l
Argent.....	10 µg/l

La teneur en fluor doit être inférieure à 1500 µg/l pour une température moyenne comprise entre 8 et 12°C et à fluor inférieure à 700 µg/l pour une température moyenne 25 à 30°C [20].

Concernant les substances toxiques, les valeurs des concentrations doivent être inférieures ou égales aux valeurs indiquées.

Arsenic	50 µg/l
Cadmium	5 µg/l
Cyanures.....	50 µg/l
Chrome total	50 µg/l
Mercure	1 µg/l
Nickel	50 µg/l
Plomb	50 µg/l
Antimoine.....	10 µg/l
Sélénium.....	10 µg/l

II. 5. 2 Demande chimique en oxygène (D.C.O)

En plus de la composition chimique des eaux ; d'autres paramètres notamment la demande chimique en oxygène et la demande biologique en oxygène permettent de donner une appréciation plus ou moins efficiente sur le degré de pollution des eaux. La demande chimique en oxygène représente la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydables dans les conditions déterminées. En fait, la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau, quelque soit leur origine organique ou minérale (fer ferreux, nitrites, sulfure et chlorures). La demande chimique en oxygène est exprimée sous forme d'une concentration en p.p.m ou mg/l [24], [25].

II. 5. 3 Demande biologique en oxygène (D.B.O)

La demande biochimique en oxygène est un test qui vise à déterminer la quantité de matières organiques biodégradables par la mesure de la quantité

d'oxygène consommé par les divers microorganismes responsables de la métabolisation des substances organiques présentes dans l'eau.

En dépit de ses limites pratiques, la mesure de la demande biologique en oxygène reste la technique analytique simulant de façon la plus fidèle la métabolisation des pollutions organiques dans les cours d'eau et en conséquence la technique donnant la meilleure information sur les moyens de les réduire [26].

On peut mettre en évidence quatre phénomènes pouvant interférer la mesure de la demande biologique en oxygène.

- la présence de substances minérales ou organiques fortement réductrices, exigeant ainsi une demande immédiate en oxygène (D.I.O) d'autant plus importante dans les 10 premières heures,

- l'activité photochimique qui conduit à la production d'oxygène au sein même de l'échantillon,

- l'activité parasite pouvant être déclenchée volontairement par l'effet de l'incubation des échantillons exposés à l'obscurité,

- l'action des bactéries agissant dans le cycle de l'azote (nitrification) et qui peut modifier dans des proportions très larges la balance en oxygène du milieu,

- la présence des minéraux toxiques ou organiques qui peuvent inhiber totalement ou pendant une période déterminée les réactions métaboliques des enzymes intracellulaires,

Dans la pratique, on mesure la demande biologique en oxygène au bout de cinq jours d'incubation (D.B.O₅), elle est mesurée au laboratoire à l'aide d'un DBO-mètre [27].

II. 5. 4 Biodégradabilité (K)

La biodégradabilité est un processus qui fait intervenir des micro-organismes qui attaquent les matières organiques biodégradables par le processus biodégradable des eaux.

La biodégradabilité est exprimée par le coefficient K tel que

$$K = \frac{D.C.O}{D.B.O_5}$$

Le chapitre III donne plus de détails sur ce paramètre.

II. 5. 5 Oxygène dissous (O.D)

La mesure en contenu de l'oxygène dissous dans l'eau permet de contrôler le maintien des conditions aérobies dans les installations d'épuration par voie biologique des eaux de surface et porter une attention particulière aux conditions réglementant la vie aquatique [27].

L'eau est toujours chargée d'oxygène à des degrés différents. La solubilité de l'oxygène dissous est fonction de la température, de la pression, de la turbidité et des matières organiques en décomposition.

La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l.

L'eau saturée d'air, à 20°C et sous une pression normale ($p = 1\text{atm}$), contient 9,1 mg/l d'oxygène selon Rodier [21].

Les eaux superficielles non polluées, peuvent contenir des quantités relativement importantes proches de la saturation. Par contre, les eaux souterraines n'en contiennent le plus souvent que quelques milligrammes par litre.

La relation qui donne la concentration d'oxygène à saturation en fonction de la température, s'exprime comme suit:

$$C_s = \frac{475}{33,5+T} \quad [9]$$

La mesure de l'oxygène dissous est déterminée au moyen d'un oxygénomètre portatif. Par ailleurs la demande d'oxygène exercée par le milieu ne peut être satisfaite que si l'eau possède une teneur en oxygène dissous suffisante et une bonne capacité de réoxygénation.

Dans une première approche, pour décider du niveau de qualité d'une eau, il faut prendre en considération deux paramètres : une eau est de qualité désirable si sa D.B.O₅ est faible (<1 mg/l) et sa teneur en oxygène dissous est proche de la saturation.

Des études ont montré que la qualité d'une eau est acceptable quand la différence entre l'O.D et la D.B.O₅ est supérieure à 4 mg/l permettant d'assurer une vie aquatique normale.

Le tableau 10 représente les critères de qualité d'une eau naturelle selon Beaudry [18].

Niveau de qualité	O.D. (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)
Désirable	> 6,5-8	0-1
Acceptable	5-6	1-2,5
Douteux	3,5-5	3-4,5
Inacceptable	<3,5	>4,5

Tableau 10 : Critères de qualité d'une eau naturelle selon Beaudry.

II. 5. 6 Résidu sec (R.S)

Le résidu sec présente la teneur en sels dissous ; il est encore appelé extrait sec. Il exprime également la minéralisation totale d'une solution d'eau. Le résidu sec est obtenu par évaluation globale de la matière solide contenue dans l'eau par évaporation d'un volume donné d'échantillon. La nature et la masse de ce résidu dépendent de la température d'assèchement, selon leur stabilité et leur volatilité. Il y'a des substances qui peuvent être éliminées par filtration avant l'évaporation et peuvent ne pas intervenir dans la masse du résidu.

- le résidu sec total ou matière solide totale, obtenue par évaporation et dessiccation à 105°C.

- le résidu sec filtrable ou matière en solution obtenu, après filtration de l'échantillon, par évaporation du filtrat et assèchement à 105°C.

- la différence de ces deux résidus correspond à la matière solide en suspension, ou résidu sec non filtrable. Cette quantité de matière peut être déterminée par pesée du filtre [18].

Dans le cadre de l'évaluation des paramètres physico-chimiques en vue de déterminer la qualité des eaux, nous avons jugé utile de recourir aux normes de classification des cours d'eau en France et qui sont représentées dans le tableau 11.

Paramètres (mg/l)	Niveau de qualité des eaux				Pollution excessive
	Excellent	bon	Passable	Médiocre	
D.B.O ₅	<3	3 - 5	5 - 10	10 - 25	>25
D.C.O	<20	20 - 25	40 - 80	40 - 80	>80
pH	6,5-8,5	--		5,5 - 9,5	<5,5 ou >9,5
Température	<20	20 - 22	22 - 25	25 - 30	>30
NO ₃ ⁻	<44		44	44 - 100	>100
Conductivité µs/cm)	0 - 400	400 - 750	750 - 1500	1500 - 3000	>3000

Tableau 11 : Qualité des eaux utilisées en France pour la classification des cours d'eau [21].

Des études et des expériences sur les eaux de boisson ont montré que ces eaux doivent présenter les caractères suivants :

1. la dureté totale doit être supérieure à 15°F.
2. l'alcalinité doit être supérieure à 2,5°F
3. la conductivité doit être comprise entre 50 – 700 µs/cm à 20°C;
4. la teneur en calcium est supérieure à 100 mg/l;
5. la teneur en composés organochlorés, autres que les pesticides et produits apparentés, est supérieure à 1 µg/l;
6. la teneur en chlore résiduel est supérieure à 0,1 mg/l;
7. la coloration ne dépassant pas 15 mg/l de platine en référence à l'échelle Pt/Co ;
8. la turbidité doit être inférieure à 2 unités de Jackson ;
9. l'odeur, la saveur, pour un taux de dilution de 2 à 12°C et 3 à 25°C [20].

II. 6. Analyse micro-biologique des eaux

La bactériologie de l'eau est basée sur la recherche des germes du groupe coliformes, dont en particulier Escherichia Coli, streptocoques et de quelques autres germes sporules qui ne sont pas dangereux par eux mêmes, mais indiquant la présence d'une pollution par matières fécales [28].

Une eau contenant ces germes risque donc de devenir dangereuse et provoquer des épidémies si elle venait contaminer les eaux de consommation. Se basant sur des expériences, Rodier a classé les eaux naturelles en fonction du nombre de coliformes par 100 ml d'eau.

Le tableau 12 représente la classification bactériologique des eaux selon Rodier [21]

Classification	Nombres de coliformes par 100 ml
Eau excessivement pure	0 à 10
Eau très pure	10 à 10^2
Eau pure	10^2 à 10^3
Eau médiocre	10^3 à 10^4
Eau impure	10^4 à 10^5
Eau très impure	$>10^5$

Tableau 12 : Classification bactériologique des eaux naturelles

CHAPITRE III

PARTIE EXPERIMENTALE

RESULTATS ET LEUR INTERPRETATION

Introduction

L'objectif principal de notre étude est de caractériser avec le maximum de rigueur l'état de pollution globale de l'Oued Mina en se basant sur les paramètres essentiels interdépendants à savoir :

- la demande chimique en oxygène (D.C.O),
- la demande biologique en oxygène après 5 jours d'incubation (D.B.O₅),
- l'oxygène dissous (O.D),
- le carbone organique total (C.O.T),

Ces paramètres nous informent sur la biodégradabilité de la pollution et le pouvoir auto épurateur d'un cours d'eau étudié à savoir l'Oued Mina.

Cette étude est complétée par un examen bactériologique et par d'autres indicateurs secondaires notamment la température (T), la conductivité électrique (CE), le pH, le résidu sec (RS) et enfin l'analyse chimique et dont les valeurs seront comparées à celles des normes de qualité des eaux naturelles (O.M.S, C.E.E, U.E) destinées à un usage particulier.

A ce juste titre les normes de référence sont données dans les ouvrages de Rodier « l'analyse de l'eau naturelle, résiduaire et mer ». tome 1 et 2 [21].

Les normes de qualité des eaux sont représentées dans les tableaux 12 a, 12 b, 12 c et 12 d en annexe.

Les normes internationales applicables aux eaux de boisson et à la baignade sont représentées sur les tableaux 12 f et 12 g en annexe [21].

Par contre les éléments à contrôler par apprécier la qualité des eaux sont représenté sur le tableau 12 h en annexe [21].

III. 1 Définition des paramètres de pollution et méthodes d'analyse

III. 1. 1 La demande biologique en oxygène (D.B.O₅)

III. 1. 1. 1. Définition

Comme définie précédemment au chapitre II, la demande biologique en oxygène au bout de cinq jours d'incubation représente pour un échantillon d'eau donné la quantité de l'oxygène consommé au bout de 5 jours à l'obscurité par les micro-organismes aérobies présents ou introduits dans cet échantillon en vue de réaliser la dégradation maximale de tous les composés existants biodégradables. Cette définition nous impose à mettre au point une méthode d'évaluation des composés organiques biodégradables basée sur le principe de l'oxydation chimique et catalytique de toutes les substances organiques oxydables [29].

III. 1. 1. 2 Méthode d'analyse de la demande biologique en oxygène (D.B.O₅)

Les analyses relatives à la détermination de la demande biologique en oxygène au bout de cinq jours d'incubation ont été réalisées au laboratoire de l'Inspection de l'Environnement de la Wilaya de Tiaret en se basant sur la méthode manométriques autrement dit par DBO-mètre.

La méthode consiste à incuber un échantillon d'eau à 20 °C à l'obscurité dans une enceinte hermétique pendant 5 jours en prenant soin de procéder de temps à autre à des agitations répétées en présence d'une atmosphère d'air.

L'étude de la demande biologique en oxygène au bout de cinq jours d'incubation a pour objectif d'enregistrer la diminution de la quantité d'oxygène jusqu'à une valeur minimale difficilement détectable par le DBO-mètre.

III. 1. 2 La demande chimique en oxygène (D.C.O)

III. 1 2. 1 Définition

La demande chimique en oxygène d'une eau représente la quantité de l'oxygène nécessaire à l'oxydation de tous les composés qu'ils soient organiques ou minéraux ayant le caractère biodégradable ou non biodégradable [29].

Dans l'évaluation et la classification des cours d'eau et des fleuves beaucoup d'auteurs se basent dans la pratique à la détermination des paramètres tels que la demande chimique en oxygène (D.C.O) et la demande biologique en oxygène durant cinq jours d'incubation (D.B.O₅).

III. 1 2. 2 Méthode d'analyse de la demande chimique en oxygène (D.C.O)

Dans cette étude, les analyses de la demande chimique en oxygène des différents échantillons d'eau prélevés dans les différents points étudiés ont été réalisées dans le laboratoire "chimie et environnement" relevant de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret.

La détermination de la demande chimique en oxygène se fait par lecture directe au moyen d'un spectrophotomètre.

La solution introduite dans le spectrophotomètre est composée exclusivement des substances suivantes :

1 - d'un réactif comprenant :

- un oxydant (bichromate de potassium) $K_2Cr_2O_4$
- un catalyseur (sulfate d'argent) Ag_2SO_4
- un complexant pour les chlorures (sulfate mercurique) $HgSO_4$
- une solution d'acide sulfurique rendant le milieu acide.

2 - un échantillon d'eau à analyser

La méthode consiste à prélever un volume de 2 ml de l'échantillon d'eau à analyser que l'on ajoute au réactif cité précédemment.

Le mélange composé de réactif et d'eau est placé préalablement dans un thermoréacteur jusqu'à l'obtention d'une température de l'ordre de 148°C pendant une durée de 2 heures.

Le mélange, retiré du thermoréacteur, est refroidi à l'air libre et ensuite introduit dans le spectrophotomètre pour une éventuelle analyse.

On prendra soin de procéder à l'étalonnage du spectrophotomètre avant toute utilisation.

Après application stricte du mode d'emploi du spectrophotomètre, le spectrophotomètre affiche la valeur de la demande chimique en oxygène de l'eau à analyser.

III. 1. 3 La biodégradabilité (K)

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les microorganismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux. Elle est exprimée par un coefficient K, tel que :

$$K = \frac{D.C.O}{D.B.O_5}$$

Si $K < 1,5$ - cela signifie que les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement biodégradables.

Si $1,5 < K < 2,5$ - les matières oxydables sont moyennement biodégradables,

Si $2,5 < K < 3$ - les matières oxydables sont peu biodégradables

Si $K > 3$ - les matières oxydables sont non biodégradables [9].

III. 1. 4 L'oxygène dissous (O.D)

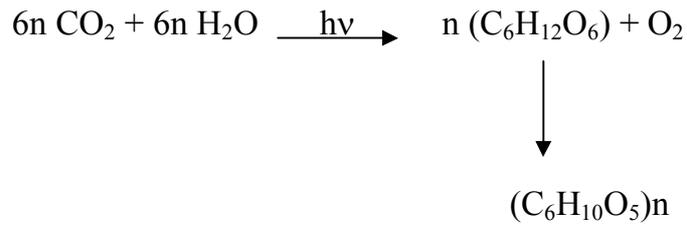
III. 1. 4. 1 Définition

La présence d'oxygène dissous dans l'eau est indispensable à la qualité de l'eau du point de vue goût, saveur et aspect ; il représente par conséquent l'élément central et essentiel pour la survie de tous les organismes aquatiques (faune, flore, algues, champignons, etc...) vivants dans l'eau. L'oxygène dissous dans l'eau peut provenir :

- de la dissolution de l'oxygène de l'air par diffusion à travers la surface d'eau considérée. De nombreux facteurs physiques influent sur la solubilité de l'oxygène ainsi que la vitesse du transfert et la répartition de ce gaz dans la masse de l'eau considérée.

- de l'apport d'un affluent plus oxygéné, surtout dans le cas des rivières et parfois même d'une aération artificielle.

- de la biosynthèse par les plantes vertes aquatiques qui sous l'effet de la lumière solaire, consomme le gaz carbonique dissous dans l'eau grâce à leur fonction chlorophyllienne suivant la réaction.



Cependant, cette photosynthèse est nulle pendant la nuit, (les plantes vertes consomment alors l'oxygène dissous) et elle est fortement ralentie pendant l'hiver. La solubilité de l'oxygène, comme celle de tous les gaz peu solubles, dépend de la pression, de la température et de la salinité du milieu [18].

L'influence de la pression sur la solubilité des gaz dans l'eau s'exerce selon la loi de Henry qui stipule que la solubilité de l'oxygène (C_{so}) augmente linéairement avec la pression partielle (p_i) de ce gaz, en équilibre au-dessus de la solution selon la loi de Henry qui s'exprime par la relation.

$$C_{so} = K p_{O_2} \quad \text{Où :}$$

K - coefficient de solubilité pour différentes températures

P_{O_2} - pression partielle de l'oxygène dissous dans l'eau.

En général les tables de solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau tiennent compte de la proportion de l'oxygène contenu dans l'eau.

Le tableau 13 représente les valeurs de la solubilité de l'oxygène dissous en fonction de la température du milieu.

T(°C)	C_{so} (mg/l)	T(°C)	C_{so} (mg/l)	T(°C)	C_{so} (mg/l)
0	14,6	14	10,4	28	7,9
1	14,2	15	10,2	29	7,8

2	13,8	16	10,0	30	7,6
3	13,5	17	9,7	31	7,5
4	13,1	18	9,5	32	7,4
5	12,8	19	9,4	33	7,3
6	12,5	20	9,2	34	7,2
7	12,2	21	9,0	35	7,1
8	11,9	22	8,8	36	7,0
9	11,6	23	8,7	37	6,9
10	11,3	24	8,5	38	6,8
11	11,1	25	8,4	40	6,6
12	10,8	26	8,3	45	5,9
13	10,6	27	8,1	50	5,5

Tableau 13 : Solubilité de l'oxygène dissous en fonction de la température du milieu
A titre d'exemple à la température $T = 0^{\circ}\text{C}$, la solubilité de l'oxygène dans l'eau vaut 14,6 mg/l pour une pression totale de 1atm alors qu'elle est de 14,2 pour $T = 1^{\circ}\text{C}$ à la même pression.

Cependant, la teneur en oxygène dissous dans l'eau peut être supérieure à cette valeur dans le cas d'un apport extérieur d'oxygène (oxygénation de milieu) pour la même pression.

La dissolution des gaz est un phénomène exothermique et dépend de la température du milieu. Ainsi la solubilité de l'oxygène diminue quand la température augmente. Le tableau 14 montre que la solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau varie plus vite à basse température.

A titre d'exemple pour un même écart de 5°C , la solubilité de l'oxygène diminue de 1,8 mg/l entre 0 et 5°C et seulement de 0,7 mg/l entre 40 et 45°C .

La solubilité de l'oxygène dissous est dépendante de la salinité du milieu. Ainsi, la solubilité de l'oxygène dissous diminue lorsque la teneur de l'eau en sels dissous augmente.

Dans beaucoup de cas on s'est rendu compte que la solubilité de l'oxygène dans l'eau est influencée par la concentration en chlorures comme indiqué sur le tableau 14

T(°C)	Teneur en chlorure Cl ⁻ (mg/l)			
	0	5000	10000	20000
0	14,6	13,8	13,0	11,3
5	12,8	12,1	11,4	10,0
10	11,3	10,7	10,1	9,0
15	10,2	9,7	9,1	8,1
20	9,2	8,7	8,3	7,4
25	8,4	8,0	7,6	6,7

Tableau 14 : Influence de la salinité sur la solubilité de l'oxygène

Des études ont montré que la température constitue en soi le facteur le plus influent sur la solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau loin devant la salinité et la pression.

Le plus souvent les eaux naturelles ou usées, selon leur degré de pollution présentent un déficit d'oxygène plus ou moins élevé et par conséquent un pourcentage de saturation inférieur à 100 [18].

III. 1. 4. 2 Méthode de mesure de l'oxygène dissous

Le dosage de l'oxygène dissous dans l'eau est d'une importance primordiale dans les études portant sur la qualité des eaux.

Les substances biodégradables autrement dit organiques consomment de l'oxygène si bien que la détermination de la teneur en oxygène dissous constitue une mesure indirecte du degré de pollution. Ce dosage intervient également dans la mesure de la demande biologique en oxygène, autre critère important de la qualité d'une eau.

Les deux méthodes générales de dosage de l'oxygène dissous sont :

- la méthode iodométrique de Winckler basée sur des réactions chimiques d'oxydoréduction. Elle ne peut se réaliser que dans le laboratoire.

- la méthode électrochimique avec l'emploi d'oxygénomètre. Les échantillons doivent être prélevés dans des flacons spéciaux de façon à éviter l'entrée d'air dans la bouteille ainsi que le dégazage. En profondeur, dans les bassins ou les cours d'eau, il faut utiliser un échantillonneur spécial. On doit éviter les turbulences, laisser déborder l'eau plusieurs secondes et boucher le flacon bien plein. On utilise en général des bouteilles de 300 ml environ, fermées par un bouchon de rodé (flacon à DBO).

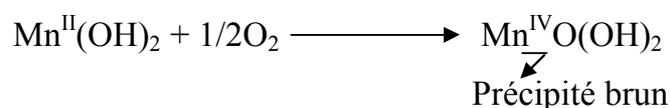
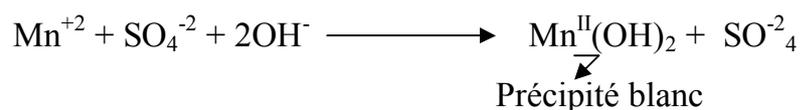
Il faut noter la température et, si possible, la maintenir constante ou refroidir l'échantillon près du point de congélation. Toute élévation de température provoquerait en effet une libération de l'oxygène sous forme de bulles.

L'analyse doit être faite immédiatement ; si ce n'est pas possible, il faut arrêter l'activité biologique (consommation d'oxygène) par addition de nitrure de sodium (NaN₃). Même dans ces conditions, l'analyse doit être effectuée dans les 24 heures qui suivent le prélèvement de l'eau.

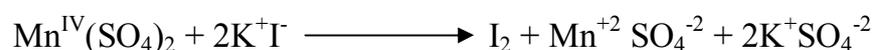
La méthode iodométrique est spécialement basée sur le phénomène d'oxydoréduction du manganèse. Cette méthode est appelée communément "la méthode de Winckler" [28].

Cette méthode comporte trois étapes :

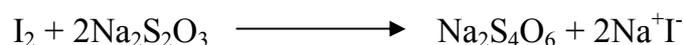
- oxydation de l'hydroxyde manganeux, en milieu basique, par l'oxygène dissous suivant la réaction



- réduction de l'hydroxyde de Mn^{IV} formé par l'iodure de potassium, en milieu acide et libération d'iode suivant la réaction :



- dosage de l'iode libéré par le thiosulfate de sodium, de normalité connue, en présence d'amidon suivant la réaction



Chaque équivalent d'iode ainsi mesuré correspond à 1 équivalent d'oxygène (8 g) dans l'échantillon original d'où:

$$[O \cdot D] = \frac{N_{thio} \times V_{thio}}{V_{ech}} \text{ en } \cdot \acute{e}q / l \quad 1$$

Soit en mg

$$[O \cdot D] = \frac{N_{thio} \times V_{thio}}{V_{ech}} \times 8000 \text{ en } \cdot mg / l \quad 2$$

Avec :

N_{thio} - concentration de thiosulfate de sodium

V_{thio} - volume de thiosulfate de sodium versé

V_{ech} - volume de l'échantillon.

Dans la pratique, dans un souci de simplifier la formule 2 on prend un échantillon d'eau de volume de 200 ml auquel on ajoute 0,5 ml de sulfate de manganèse et 0,5ml d'une solution alcaline d'iodure.

Ce mélange est dosé au thiosulfate de sodium de concentration 0,025 N. La formule 2 devient alors.

$$[O \cdot D] = \frac{0,025 \times V_{thio}}{200} \times 8000 = V_{thio} \text{ mg } / l$$

Dans notre travail nous avons utilisé ce type de dosage (méthode Winckler) afin de comparer ces résultats à ceux obtenus par l'oxygéno-mètre. Les résultats obtenus par la méthode de Winckler ont été réalisés au laboratoire 'chimie et environnement' de l'Université de Tiaret et sont représentés dans le tableau 15.

Point de prélèvement		Tousnina	Medroussa	Mellakou	Tagdmet	Entrée du barrage Bakhada
Oxygène dissous (mg/l)	H.E	9,3	8,5	7,75	6,82	8,9
	B.E	8,7	6,6	6,2	5,4	5,1

Tableau 15 : Dosage de l'oxygène dissous par la méthode de Winckler [30]

Cependant la méthode iodométrique, de part sa complexité et ses nombreuses interférences, demeure imprécise d'où des résultats entachés d'erreurs auxquels il faut ajouter ceux liés au transport des échantillons d'eau du cours d'eau au laboratoire. Par

conséquent, cette méthode présente toute une panoplie de mesures incorrectes d'où le recours à une méthode plus efficiente telle que l'oxygénométrie [30].

Les oxygénomètres sont du type polarographique ou ampérométrique. Ces appareils ont l'avantage d'être portatifs et permettre des mesures sur place, à profondeur variable, ce qui évite les problèmes de prélèvement et de conservation des échantillons. L'appareil est muni d'une cellule de mercure comportant toujours deux électrodes (Ag, Au par exemple) baignant dans un électrolyte servant de support et enfermées dans une membrane de polyéthylène, ou autre. Cette membrane est sélective, c'est-à-dire perméable aux gaz comme l'oxygène, mais imperméable à l'eau et aux sels dissous. Sous l'effet d'une tension convenable appliquée entre les électrodes, l'oxygène est réduit à la cathode et le courant limite de diffusion observé est directement proportionnel à la concentration (ou l'activité) de l'oxygène dans la solution. En effet, la vitesse de diffusion de l'oxygène à travers la membrane est proportionnelle à la différence des concentrations en oxygène de part et d'autre de cette membrane. Cependant l'oxygène est consommé continuellement et rapidement à la cathode si bien que sa concentration à l'intérieur de la cellule peut être considérée comme nulle.

Finalement, la vitesse de diffusion est proportionnelle à la concentration de l'oxygène dissous dans la solution. Si celle-ci augmente, la quantité d'oxygène qui diffuse à travers la membrane augmente, tout comme le courant observé. En général, les appareils sont gradués en mg/l d'oxygène. Leurs lectures ne sont valables que si la mesure est faite sous l'agitation énergétique pour assurer la diffusion continue de l'oxygène. On peut agiter soit la solution, soit la sonde manuellement ou en utilisant une cellule tournante ou vibrante [18].

Actuellement l'utilisation des oxygénomètres se généralise dans les laboratoires de recherche et donne des résultats satisfaisants d'autant plus que les mesures se font sur place évitant par conséquent des éventuelles erreurs. En effet, il est recommandé de rester vigilant lorsqu'on utilise des oxygénomètres, de vérifier leur échantillonnage ainsi que la réponse de la sonde de température qui tend à varier, ce qui peut fausser considérablement l'étalonnage.

Signalons à cet effet que d'autres gaz peuvent interférer notamment au niveau de la membrane mais ne réagissent pas à l'électrode dans ces conditions. Dans notre cas précis, on a mesuré les valeurs de l'oxygène dissous de l'Oued Mina au moyen d'un oxygénomètre appartenant au laboratoire 'chimie et environnement' de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret.

Cette méthode consiste à introduire un électrode dans un flacon de la DBO contenant 300 ml d'eau à analyser.

La mesure de l'oxygène dissous se fait par simple lecture. Les valeurs ainsi trouvées seront exposées dans la suite de la partie expérimentale (voir tableau 16 et 17).

III. 1. 5 Carbone organique total (C.O.T)

Il est tout à fait évident que certains composés organiques résistent fortement à l'oxydation chimique et n'interviennent donc pas dans la mesure de la demande chimique en oxygène.

Il est devenu impératif de recourir à une méthode plus énergique pour oxyder complètement les échantillons d'eau.

Actuellement on utilise à l'échelle du laboratoire des appareils performants dans lesquelles on procède à une combustion totale des échantillons d'eau à 950°C par apport extérieur de l'oxygène gazeux ou par U.V.

La mesure de la quantité de gaz carbonique lors de la combustion se fait au moyen d'un photomètre I.R sachant que le gaz carbonique est fortement absorbé dans cette gamme de longueur d'onde. La détermination de gaz carbonique nous permet de quantifier la quantité du carbone total [18].

Le carbone total (C.T) est la somme du carbone organique (C.O.T), du carbone minéral, des bicarbonates et des carbonates (C.I.T).

La détermination du C.T consiste préalablement à transformer les bicarbonates et les carbonates contenus dans l'eau en dioxyde de carbone par addition de H_2SO_4 afin d'acidifier le milieu ($pH < 2$).

Dans le but essentiel d'entraîner tout le gaz carbonique, on doit procéder avant tout au dégazage de l'échantillon en faisant barboter de l'azote ou de l'air purifié pendant une dizaine de minutes. Pour obtenir des résultats précis, certains appareils comportent un

deuxième tube à combustion, porté à température plus basse (150°C) et où seul, le carbone inorganique est oxydé [18].

Le carbone organique total est la différence entre le carbone total et le carbone minéral.

Certaines matières organiques volatiles ou fragiles risquent cependant d'être décomposées en même temps que le carbone minéral.

Le carbone organique total s'exprime comme une concentration en mg de carbone/litre d'échantillon d'eau.

III. 1. 6 Examen bactériologique

III. 1. 6. 1 Définition

L'analyse bactériologique d'une eau de consommation consiste logiquement à rechercher les germes pathogènes quelle pourrait contenir. On retrouve en particulier les coliformes (totaux et fécaux), *Escherichia coli* (E-Coli) et enfin les streptocoques qui sont des indicateurs de pollution fécale.

III. 1. 6. 2 Méthode d'analyse bactériologique

Les analyses bactériologiques des eaux de l'Oued Mina ont été réalisées au laboratoire de prévention de l'hôpital Youcef Demardji de la Wilaya de Tiaret en période basses et hautes eaux.

La méthode opératoire se présente comme suit :

L'identification des bactéries s'effectue par culture dans un milieu spécial permettant de les isoler et de les dénombrer. La méthode utilisée est celle de millipore.

A l'aide d'une rampe de filtration on pose la membrane filtrante sur la plaque poreuse du rampe filtrante sur laquelle on verse 100 ml d'eau à analyser et sous l'effet de la pompe à vide on aspire l'eau à travers la membrane de cellulose, les germes microbiens sont ainsi retenus sur la membrane et introduits dans des boîtes pétri contenant des milieux de culture spécifique respectant les conditions d'incubation, telles que la température et le temps par exemple.

La lecture des coliformes se fait par comptage (piquetage) de ces colonies de couleur jaunâtre.

III. 1. 7 Température

III. 1. 7. 1 Définition

La connaissance de la température de l'eau est importante, car elle intervient dans la solubilité des sels, des gaz en particulier l'oxygène et le gaz carbonique. Elle est également importante dans la vitesse de la réaction chimique et biochimique pendant les processus d'épuration. Les valeurs optimales pour la biodégradation se situe entre 25 et 30°C [22].

Une élévation de la température de l'eau diminue la solubilité de l'oxygène, favorisant ainsi la prolifération d'algues, de micro-organismes et d'amides [31].

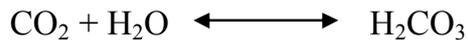
III. 1. 7. 2 Méthode de mesure de la température

La mesure de la température est effectuée au moyen d'un thermomètre portable digital.

III. 1. 8 pH

III. 1. 8. 1 Définition

Le pH est un facteur important à évaluer ; il représente l'état d'équilibre calcocarbonique. Le gaz carbonique libre dissous dans l'eau, forme un acide faible qui est l'acide carbonique H_2CO_3 suivant la réaction :



L'acide carbonique abaisse le pH réagit avec des bases pour former des carbonates acides, selon la réaction suivante :



Suivant la teneur en calcium, magnésium, le pH remonte au fur et à mesure de la neutralisation du CO_2 par l'une ou l'autre base,



III. 1. 8. 2 Méthode de mesure du pH

La mesure du pH on été effectuée au moyen d'un pH-mètre au laboratoire de "chimie et environnement" de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret.

Avant l'utilisation du pH-mètre on a pris soin de procéder à son étalonnage comme prévu dans le mode d'emploi de l'appareil.

III. 1. 9 Conductivité électrique

III. 1. 9. 1 Définition

La conductivité d'une solution se mesure en micro-simens par cm ($\mu\text{s/cm}$). La valeur de la conductivité est influencée par la force de l'électrolyte, la nature des ions libérés et leur concentration dans cette solution. La conductivité augmente beaucoup lorsque la température s'accroît.

Les eaux de consommation selon leur teneur en sels dissous, ont des conductivités comprises entre 20-200 $\mu\text{s/cm}$ [19].

III. 1. 9. 2 Méthode de mesure de la conductivité électrique

Les mesures de la conductivité électrique des eaux prélevées dans les différents points étudiés ont été réalisées dans le laboratoire "chimie et environnement" de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret, au moyen d'un conductivimètre.

III. 1. 10 Résidu sec

III. 1. 10 .1 Définition

Le résidu sec présente la teneur en sels dissous ; il est encore appelé extrait sec. Il exprime également la minéralisation totale d'une solution.

III. 1. 10 .2 Méthode de détermination du résidu sec

La détermination du résidu sec consiste à mettre un échantillon d'eau dans une étuve à 105°C jusqu'à l'obtention d'une masse constante après évaporation totale de l'eau.

La masse de résidu sec d'une eau à analyser est déterminée par la relation.

$$\text{Résidu sec} = \frac{M_2 - M_1}{M_1} \cdot 100$$

Où :

M_1 – la masse de l'échantillon humide

M_2 – la masse de l'échantillon après séchage.

III. 2 Résultats des analyses et leur interprétation

L'étude des eaux de l'Oued Mina a été effectuée au niveau de cinq (05) points particuliers du trajet avoisinant les communes de Tousnina, Medroussa, Mellakou, Tagdemt et le barrage Bakhada voir figure 1 du chapitre I.

La campagne d'évaluation des paramètres physico-chimiques et bactériologiques des eaux de l'Oued Mina s'est déroulée en deux périodes :

- période des basses eaux (B.E) – Juin 2005
- période des hautes eaux (H.E) – Février 2005

Les résultats des paramètres physico-chimiques obtenus après analyse seront représentés sur les tableaux 16 et 17.

Dans les tableaux 16 et 17 les distances sont exprimées en Km à partir du point de départ à savoir Tousnina.

L'interprétation des résultats relatifs aux eaux de l'Oued Mina sur le trajet allant de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada repose sur l'étude des différents facteurs caractéristiques de l'appréciation de la qualité des eaux notamment le pH, la température, le résidu sec, la conductivité électrique, la demande biologique en oxygène, la demande chimique en oxygène, l'oxygène dissous et le coefficient de la biodégradabilité.

Cependant dans la partie expérimentale de notre étude nous avons jugé nécessaire de renoncer à la détermination des paramètres organoleptiques (couleur, goût, savoir, turbidité) dans la mesure où ils peuvent changer d'un jour à l'autre et ne caractérisent en aucune manière l'état de pollution.

Les paramètres organoleptiques des eaux en général sont mentionnés en détail dans le chapitre II de ce présent mémoire.

Paramètres points de prélèvement	Distan ce (Km)	Surfac e (Km ²)	Largeur du cours d'eau (m)	Vitess e (m/s)	T° C	C _m (mg/ l)	C _s (mg/ l)	% saturati on	D=C _s - C _m	DC O (mg/ l)	DB O ₅ (mg/ l)	K= DCO/DB O ₅	CE (µs/c m)	p H
Tousnina	/	/	2	0,2	12	10,2	10,3	99	0,10	26	5	5,2	253	6, 9
Medroussa	20	0,10	3	0,25	12 ,5	9,6	10,3 6	92,75	0,76	38	8	4,45	740	7, 9
Mellakou	18	0,108	5	0,5	13 ,6	8,4	10,0 8	83,33	1,68	43	14	3,07	860	8, 5
Tagdmet	15	0,06	2	0,1	15	7,2	9,79	73,54	2,59	50	16	3,12	990	8, 48
Amont du B B	17	0,136	3	0,09	16	6,7	9,60	69,80	2,90	42	11	4,0	910	7, 9

Tableau 16 : Résultats des analyses physico-chimiques des eaux de l'Oued Mina en période des basses eaux
(Juin 2005)

paramètres points de prélèvement	Distance (Km)	Surface (Km ²)	Débit (m ³ /l)	Profondeur moyenne (m)	Largeur du cour d'eau (m)	Vitesse (m/s)	T °C	C _m (mg/l)	C _s (mg/l)	% saturation	D = C _s -C _m	DCO(mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	K=DCCO/DBO ₅	CE (µs/cm)	Résidu Sec (mg/l)	pH
Tousnina	/	/	1,76	0,80	4	1,05	7,90	10,80	11,67	92	0,87	20	3	3,33	108	390	6,7
Medroussa	20	0,10	1,40	1,02	5	0,95	8,10	10,70	11,41	93,7	0,72	30,4	7	4,34	520	470	7,3
Mellakou	18	0,108	1,21	1,08	6	0,63	9,00	9,30	11,17	83,2	1,8	38	11	3,45	640	840	8,4
Tagdmet	15	0,06	1,71	0,90	4	0,66	9,30	8,9	10,04	80,2	2,30	48	12	3	92	1900	8,23
Amont du B.B	17	0,136	1,30	1,05	7	0,40	9,40	10	11,04	90,5	1,05	38	9,9	3,8	850	420	7,35

P_m
0,95

V_m
0,74

Tableau 17 : Résultats des analyses physico-chimiques des eaux de l'Oued Mina en période des hautes eaux (Février 2005)

III. 2. 1 pH

A partir des tableaux 16 et 17, on constate que le pH des eaux de l'Oued Mina en période de hautes eaux (H.E) évolue légèrement le long du trajet Tousnina - amont du barrage Bakhada, accusant un maximum au niveau de la commune de Mellakou (Sidi Ouadhah) comme indique sur la figure 6.

Cependant le profil de la courbe du pH des eaux de l'Oued Mina en période des basses eaux présente la même allure que celui des hautes eaux seulement il y a lieu de signaler que les valeurs du pH sont légèrement supérieures à celles des hautes eaux. A ce titre il est utile de souligner que les valeurs du pH observées dans la matière organique, apparaissent normales par rapport aux valeurs habituelles des eaux naturelles dont le pH varie entre 6.5 à 8.5, [22].

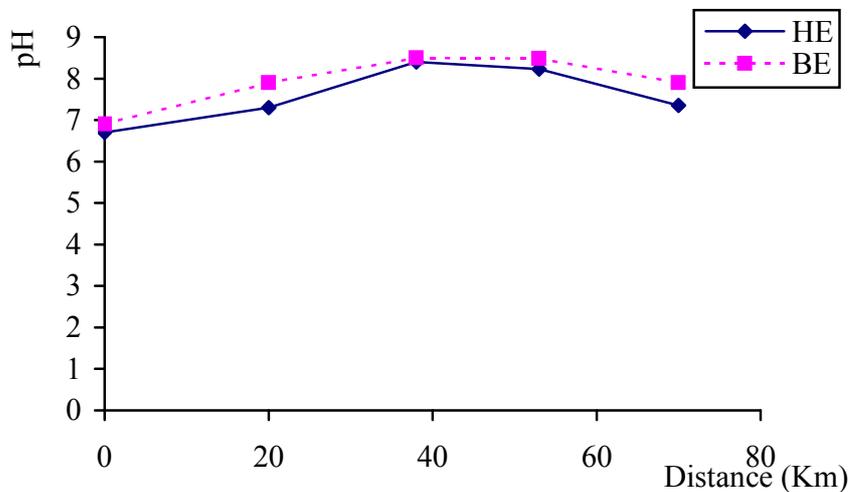


Figure 6: Valeurs du pH pour les périodes basses et hautes eaux de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada

III. 2. 2 Température

En toute évidence, les températures relevées le long du trajet de l'Oued Mina durant la campagne des analyses effectuées sont relativement conformes aux moyennes saisonnières et dans l'ensemble n'affectent pas au plus haut degré non seulement les teneurs en oxygène dissous mais aussi l'activité auto-épuratrice des eaux.

Les valeurs des températures (basses eaux, hautes eaux) le long du trajet étudié de l'Oued Mina sont représentées sur les tableaux 16 et 17.

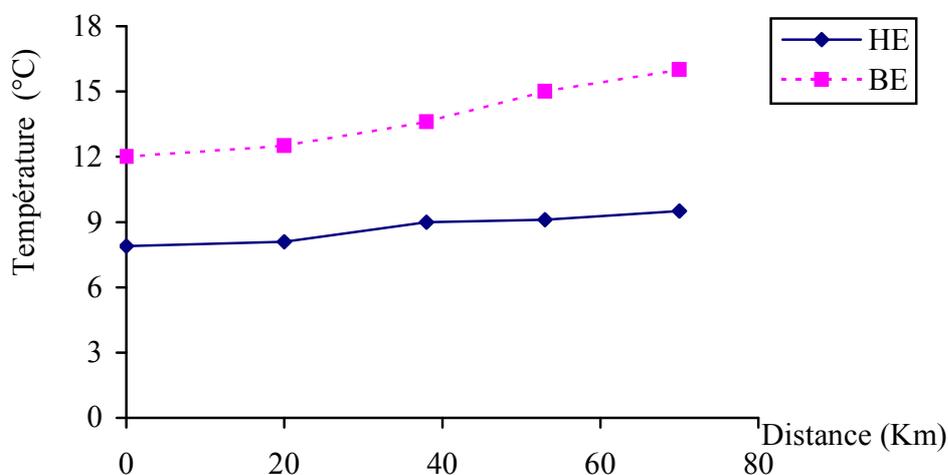


Figure 7: Valeurs respectives des températures pour les périodes basses et hautes eaux de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada

A cette effet, il y'a lieu de signaler que les températures évoluent légèrement de Tousnina à l'amont du barrage Bakhada comme indique sur la figure 7.

III. 2. 3 Résidu sec

Le résidu sec constitue en soi les substances minérales et organiques contenues dans l'eau.

Ce paramètre représente un facteur d'appréciation de la qualité des eaux. Le profil des valeurs du résidu sec en période des hautes eaux évolue de Tousnina à Tagdmet puis diminue sensiblement jusqu'à l'entrée du barrage Bakhada comme indique la figure 8.

Néanmoins ces valeurs ne sont pas constantes mais varient d'une année à l'autre en fonction de l'importance des crues, de la répartition de la pluviométrie dans le temps et dans l'espace et de la variabilité du relief du bassin versant. Cependant il atteint un pic au niveau de la commune de Tagdmet dont la valeur est égale 1900 mg/l.

La masse du résidu sec en période des basses eaux est presque insignifiante d'où la nécessité de prendre en considération uniquement le résidu sec en période des hautes eaux.

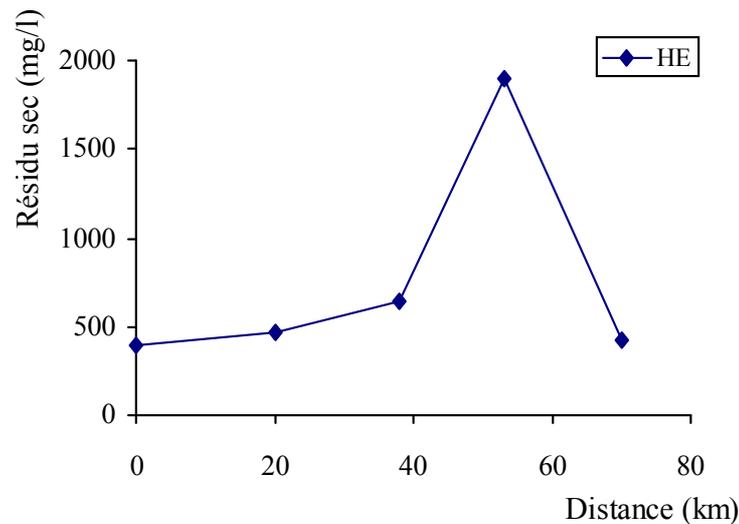


Figure 8: Valeurs du résidu sec pour la période hautes eaux (HE) de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada.

III. 2. 4 Conductivité électrique

La conductivité électrique indique le degré de minéralisation et de salinité pouvant permettre d'appréhender l'aptitude à l'utilisation de l'eau en agriculture en particulier.

Les eaux superficielles sont en principe peu minéralisées par rapport aux eaux souterraines. Leur minéralisation dépend du trajet parcouru et de leur exposition aux rejets polluants. Les eaux de l'Oued Mina sont marquées par une tendance à la minéralisation de Tousnina - Amont du barrage Bakhada, comme le montre les tableaux 16 et 17, avec une augmentation régulière. Seulement au niveau de Tagdmet, on assiste à une évolution assez significative de la conductivité due à l'accroissement des déchets minéraux et organiques charriés par les eaux en crue ou lors des déversements de polluants incontrôlés de la part des habitants de la région (eaux usées, engrais, lisier etc..).

Les valeurs des conductivités données en période des hautes eaux le long de trajet de l'Oued Mina sont évolutives atteignant un pic au niveau de Tagdmet puis décroissent à l'amont du barrage Bakhada comme le montre sur la figure 9.

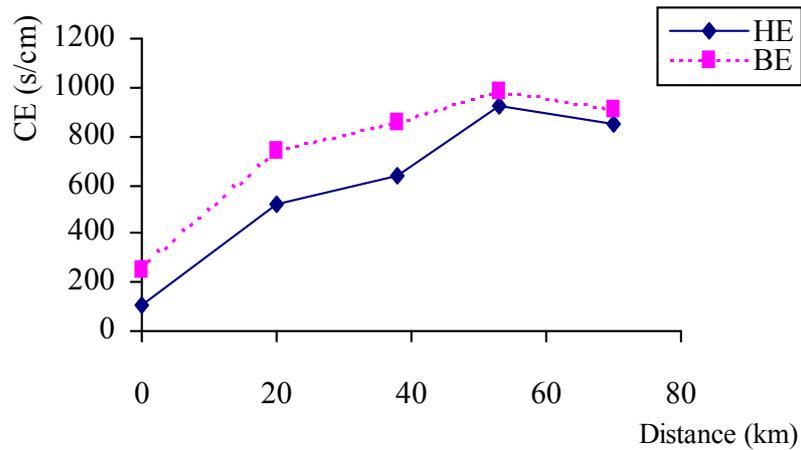


Figure 9 : Valeurs de la conductivité électrique pour les périodes basses et hautes eaux de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada

III. 2. 5 Oxygène dissous

La présence d'oxygène dans l'eau naturelle est indispensable au processus biochimique d'oxydation de la matière organique par les micro-organismes naturellement présents dans l'eau. Un déficit en oxygène entraînerait indéniablement le déclenchement de réaction anaérobie (fermentation) conduisant à la formation de gaz autrement dit (biogaz) indésirables (CO_2 , CH_4 , H_2S etc...), toxiques pour la faune et la flore du milieu aquatique.

Selon D. Couillard et M. Pedneault [32], si la teneur en oxygène dissous tombe à zéro, les conditions de dégradation anaérobie prévalent et il y'a dégagement d'odeurs nauséabondes. Si la teneur en oxygène dissous descend en dessous de 4 mg/l, la vie aquatique est affectée et les poissons meurent.

Par ailleurs, si la teneur en oxygène dissous est comprise entre 2 et 5 mg/l, l'eau peut servir qu'à un usage agricole, si la teneur en oxygène est comprise entre 4 et 5 mg/l l'eau doit subir un traitement complet avant d'être utilisée pour la consommation. Si la teneur est supérieure à 5 mg/l elle doit être seulement désinfectée avant d'être consommée.

Les valeurs de la teneur en oxygène dissous enregistrées le long de l'Oued Mina sont représentées sur les tableaux 16 et 17 et sur la figure 10.

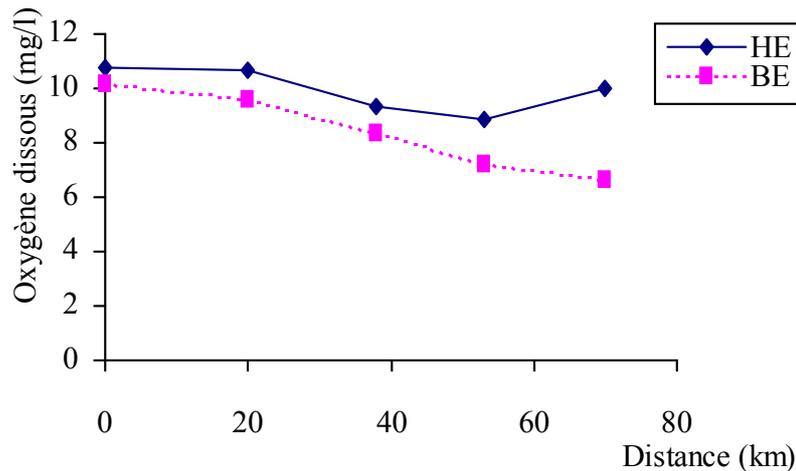


Figure 10 : Valeurs de l'oxygène dissous pour les périodes basses et hautes eaux de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada.

La figure 10 montre que les valeurs de l'oxygène dissous diminuent d'une manière significative de Tousnina jusqu'à l'entrée du barrage Bakhada.

Cette diminution progressive de la teneur en oxygène dissous peut résulter du ralentissement naturel de la vitesse du cours d'eau défavorisant son aération par turbulence de Tousnina à l'entrée du Barrage Bakhada ; elle peut également constituer une réponse du cours d'eau aux déversements d'effluents urbains fortement chargés en pollution organique, en particulier ceux de la commune de Medroussa d'où se déversent environ 200 m³/j d'eaux usées domestiques, Mellakou (586 m³/j) et enfin Tagdmet (150 m³/j).

III. 2. 6 Demande biologique en oxygène (D.B.O₅)

Les valeurs de la D.B.O₅ en hautes eaux (H.E) et basses eaux (B.E) sur les cinq points étudiés sont mentionnées sur les tableaux 16 et 17.

L'allure de la courbe représentée par la figure 11 montre que la quantité de matière organique présente sur le trajet de l'Oued Mina augmente légèrement d'amont en aval, atteignant un pic de pollution au niveau de la commune de Tagdmet surtout en période d'étiage (B.E). Cette augmentation de la teneur en matière organique est dictée par le fait que le bassin versant déverse une quantité importante de produits chimiques tels que les engrais, les pesticides, les fongicides, les eaux usées domestiques et même industriels tant en période humide qu'en période d'étiage.

Eu égard aux normes de la D.B.O₅ établies par Rodier (tableau10 chapitre II), on peut constater que les eaux de l'Oued Mina en période des basses eaux sont de bonne qualité sur le trajet Tousnina - Medroussa, passable sur le trajet Medroussa - Mellakou et de qualité médiocre de Mellakou à l'entrée du barrage Bakhada. C'est pour cette raison que ces eaux sont surtout utilisées pour l'irrigation des périmètres agricoles avoisinant l'Oued. Cependant les eaux de l'Oued Mina sur le trajet Tousnina - Medroussa sont facilement assimilables à des eaux de boisson seulement lorsque l'Oued est en phase de repos ; elles doivent subir un léger traitement bactériologique tel que la chloration ou éventuellement la javellisation.

Les eaux allant de Medroussa à l'entrée du barrage Bakhada peuvent être utilisées sans problème à des fins agricoles.

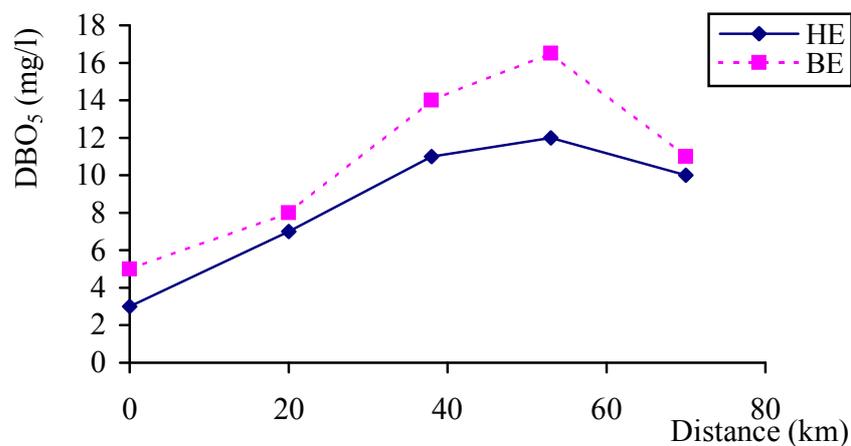


Figure 11 : Valeurs de la D.BO₅ pour les périodes basses et hautes eaux de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada.

III. 2. 7 Demande chimique en oxygène (D.C.O)

Le profil de concentration en matières organiques oxydables, en période des basses eaux le long du cours d'eau, présente une certaine similitude avec celui de la D.B.O₅ en hautes eaux, mais par des valeurs un peu supérieures. Cependant il est à noter que le profil de la courbe de la demande chimique en oxygène présente un pic de pollution au niveau de la commune de Tagdmet résultant à mon avis de déversement de matières organiques à caractère non dégradables provenant il y'a quelques années des rejets des unités industrielles telles que Sonitex, Sotrefit, Laiterie, tannerie sans compter les eaux usées urbaines de la commune de Tiaret.

A titre indicatif, les eaux usées de Tiaret et les rejets industriels sont évacués depuis deux années vers un autre barrage celui de Dahmouni au sud est de Tiaret.

Une station d'épuration des eaux usées de la commune de Tiaret est en phase de réalisation sur la route de Bouchakif.

En période des hautes eaux, on enregistre un pic au niveau de la commune de Tagdmet comme précédemment mais pour une valeur plus faible.

L'interprétation des valeurs de la demande chimique en oxygène au niveau du point étudié dans la commune de Tagdmet montre que des substances non biodégradables notamment minérales existent en quantité plus ou moins importante défavorisant toute activité auto-épuratrice comme indique sur la figure 12.

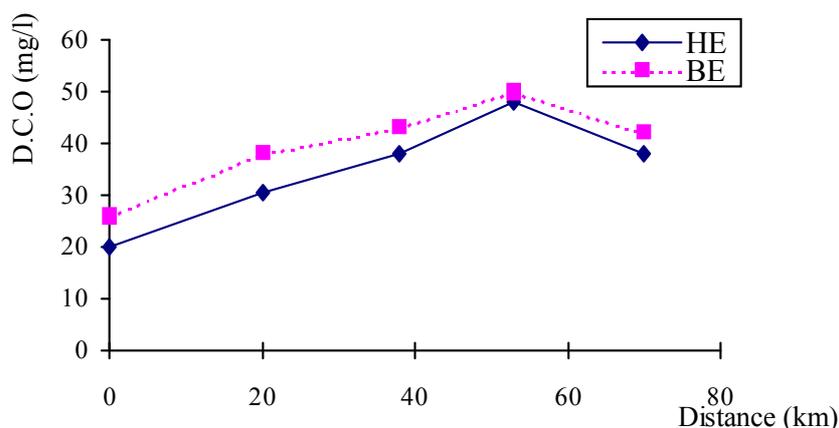


Figure 12 : Valeurs de la demande chimique en oxygène pour les périodes basses et hautes eaux Tousnina-amont du barrage Bakhada

III. 2. 8 Biodégradabilité (K)

Des études sur la biodégradabilité des eaux ont montré que les matières organiques d'un effluent sont biodégradables en fonction du coefficients K qui représente le rapport entre la D.C.O et la D.B.O₅ soit :

$$K = \frac{D.C.O}{D.B.O_5}$$

Si $K < 2,5$ biodégradabilité possible

Si $K = 1$ biodégradabilité totale [9].

En se référant aux tableaux 16 et 17 et en tenant compte des critères de biodégradabilité, on constate que l'ensemble des échantillons d'eau prélevés sur tout le trajet de l'Oued Mina (Tousnina - entrée du barrage Bakhada) sont difficilement biodégradables tant en période des basses eaux qu'en période des hautes eaux en raison du faible taux d'assimilation. La figure 13 représente la variation de K le long du parcours de l'Oued Mina. Cependant les valeurs élevées des coefficients K ne signifient en aucune manière que les matières organiques exprimées par leur D.B.O₅ ne soient pas oxydables sur tout le parcours de l'Oued Mina par les microorganismes. A mon avis, cette situation peut signifier qu'une grande partie de la matière organique restante (D.C.O, D.B.O₅) ne sera pas oxydée par voie biologique et par conséquent stagnera dans l'eau et ne disparaîtra

que dans un long processus d'auto-épuration, faisant appel à la multiplication voire à la prolifération de micro-organismes spécifiques. D'un autre côté ; on peut supposer que certains types de matière organique non biodégradable (phénols, hydrocarbures, pesticides etc....) peuvent exercer un effet d'inhibition et par conséquent une destruction quasi totale des microorganismes épurateurs.

De toute évidence, ce sont toutes les cinétiques de consommation d'oxygène qui déterminent dans une grande mesure l'effet auto-épurateur des eaux en mouvement comme indiqué sur la figure 13.

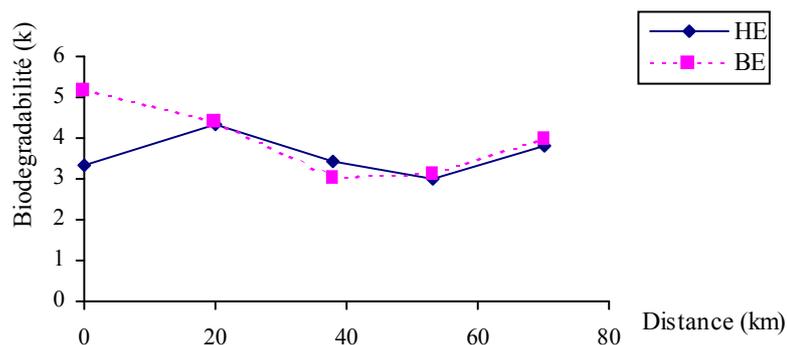


Figure 13: Valeurs du coefficient K pour les périodes basses et hautes eaux de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada

III. 2. 9 Pollution par les nitrates

Les substances chimiques sous forme ionique contenues dans les eaux de l'Oued Mina le long du parcours Tousnina-amont du barrage Bakhada ont plusieurs origines dont les principales sont :

- rejets industriels
- rejets agricoles
- contamination des roches sédimentaires

- rejets des eaux urbaines.

Dans le cadre de notre objectif, quant à l'étude relative aux eaux de l'Oued Mina sur le trajet Tousnina-barrage Bakhada, on a porté une attention particulière à la caractérisation des ions suivants :

NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} et enfin Cr^{3+} et ceci entre dans les possibilités de la compétence de notre laboratoire Nous aurions souhaiter déterminer également les teneurs en Ni, Cd et Hg mais hélas la possibilité ne nous a pas été offerte.

L'analyse chimique des eaux dans les cinq points étudiés en période des basses et hautes eaux est représentée sur les tableaux 18 et 19 pour les années 2000 et 2005.

Substances		NO_3^- (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	P_{total} (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	Cr^{3+} ($\mu\text{g/l}$)
Point de prélèvement								
Tousnina	HE	2,04	0,015	0,1	5	2,5	0,58	/
	BE	0,65	0,12	6,12	6,2	3,53	0,51	/
Medroussa	HE	6,48	0,1	0,17	98	3,8	0,8	/
	BE	3,64	0,09	0,24	108	5,2	1,1	/
Mellakou	HE	11,8	0,42	0,2	201	3,4	0,88	3,8
	BE	7,8	0,65	0,41	225	9,6	1,12	3,5
Tagdemt	HE	50	0,6	0,8	201	135	15	17
	BE	22	0,5	6,8	328	208	25	25
Entrée du B.B	HE	42	1,2	0,85	238	142	12	13
	BE	19	1,9	0,21	351	210	10	10

Tableau 18 : Résultats des analyses chimiques des eaux de l'Oued Mina en période des basses et hautes eaux pour l'année 2000 [4].

Substances		NO_3^- (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	P_{total} (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	Cr^{3+} ($\mu\text{g/l}$)
Point de prélèvement								
	HE	2,5	0,01	0,09	5	2,5	0,5	/

Tousnina	BE	0,6	0,04	0,08	6,1	3,5	0,5	/
	HE	6,4	0,08	0,15	95	3,1	0,8	/
Medroussa	BE	3,5	0,09	0,21	104	4,8	1,0	/
	HE	11,2	0,32	0,2	201	2,8	0,82	2,5
Mellakou	BE	7	0,52	0,35	220	8,1	1,1	3
	HE	35	0,15	0,5	125	5,6	0,92	3,2
Tagdempt	BE	8,9	0,48	0,71	250	6,2	2,01	5
	HE	34	0,9	4	250	6,6	1,8	1,8
Entrée du B.B	BE	21,4	1,6	6,4	300	51	3,5	6

Tableau 19 : Résultats des analyses chimiques des eaux de l'Oued Mina en période des basses et hautes eaux pour l'année 2005

Les analyses chimiques des eaux de l'Oued Mina ont été effectuées au moyen d'un spectrophotomètre S12 et d'un spectrophotomètre à flamme appartenant au laboratoire "chimie et environnement" de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret.

Les valeurs des différentes concentrations des ions sus-cités (tableau 18 et 19) sont des valeurs moyennes de toutes les analyses effectuées (trois échantillons analysés par point de prélèvement). En se référant aux tableaux 18 et 19 on peut constater que les valeurs des concentrations des différents éléments sont nettement au-dessous du seuil de toxicité fixé par l'O.M.S, U.E et la C.E.E (voir tableaux 12a, 12b, 12c et 12d en annexe) et par conséquent n'influent pas sérieusement sur la santé humaine et sur la vie aquatique.

Il fût un temps où les déversements des rejets industriels et les rejets urbains de Tiaret contaminaient grandement les eaux tant en basses eaux qu'en hautes eaux et causaient de sérieuses maladies telles que la fièvre, typhoïde, le choléra, la dysenterie, etc. et même l'extinction de toute vie aquatique.

De toute évidence, en matière d'environnement, l'utilisation abusive de produits chimiques dans l'agriculture laisserait présager à l'avenir une défaillance de la qualité des eaux et il appartient aux autorités locales de s'intéresser davantage à cette situation afin que les eaux de l'Oued Mina retrouvent toute leur qualité.

Les histogrammes concernant les teneurs des différents éléments dans les cinq points étudiés du trajet Tousnina - entrée du barrage Bakhada sont représentés sur les graphes de 14 à 22.

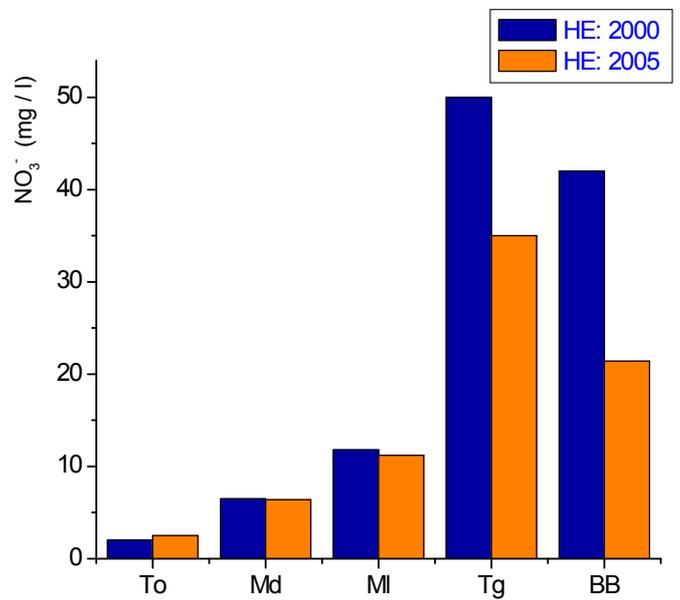
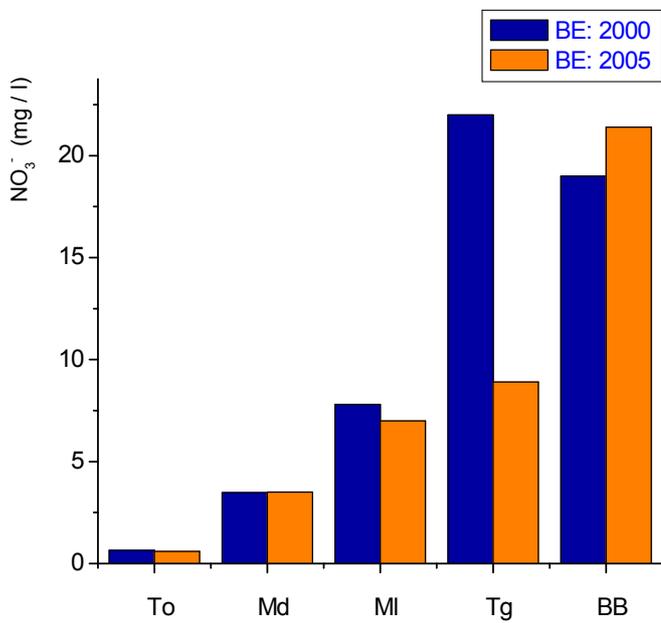


Figure 14 : Concentration des nitrates dans les différents points de prélèvement de l'Oued Mina en période basses et hautes eaux (2000, 2005).

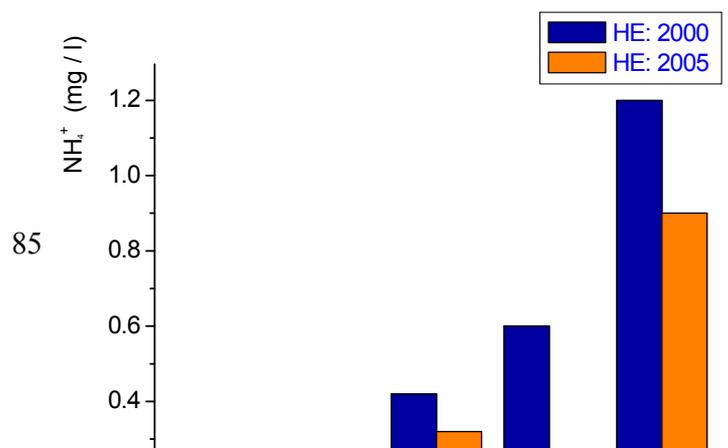
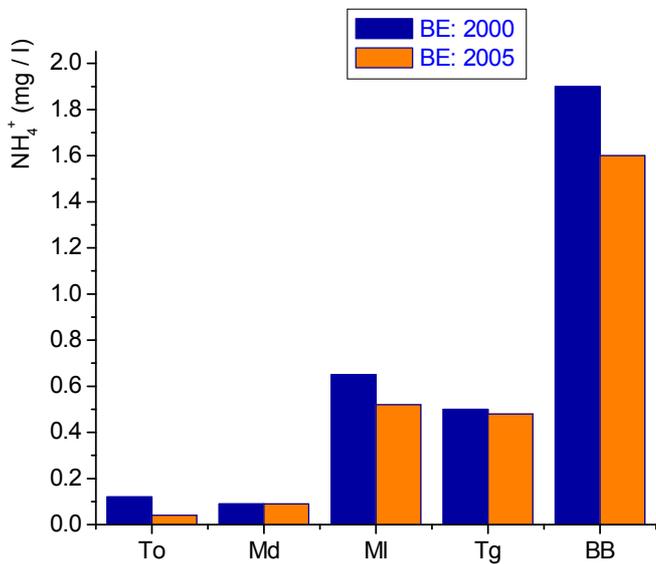


Figure 15 : Concentration des ions ammonium NH_4^+ dans les différents points de prélèvement de l'Oued Mina en période basses et hautes eaux (2000 et 2005).

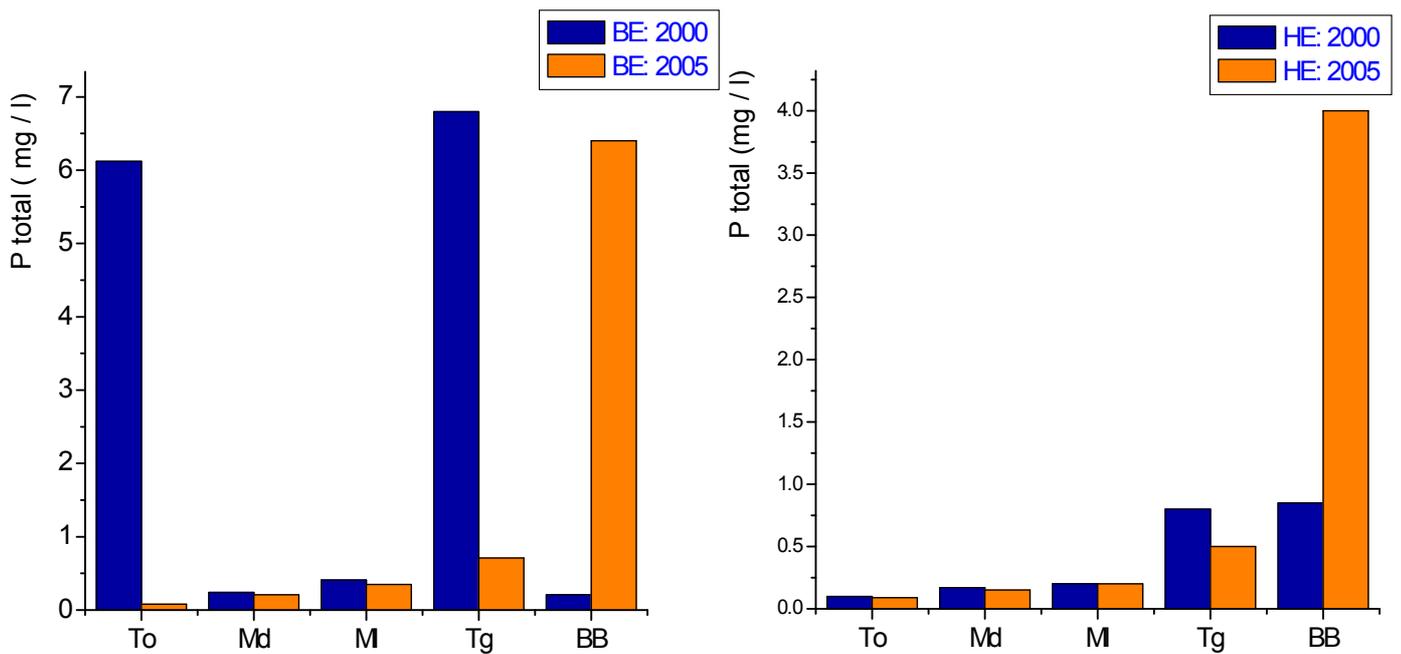


Figure 16 : Concentration du phosphore dans les différents points de prélèvement de l'Oued Mina en période basses et hautes eaux (2000, 2005).

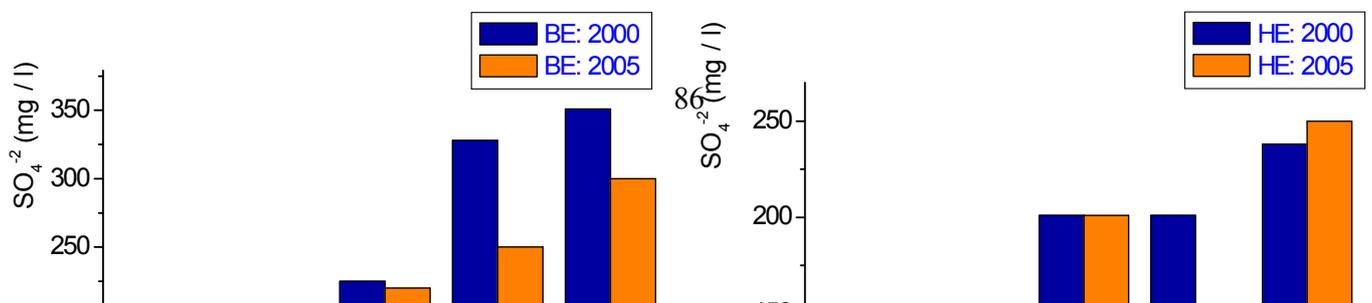


Figure 17 : Concentration des sulfates dans les différents points de prélèvement de l'Oued Mina en période basses et hautes eaux (2000 et 2005).

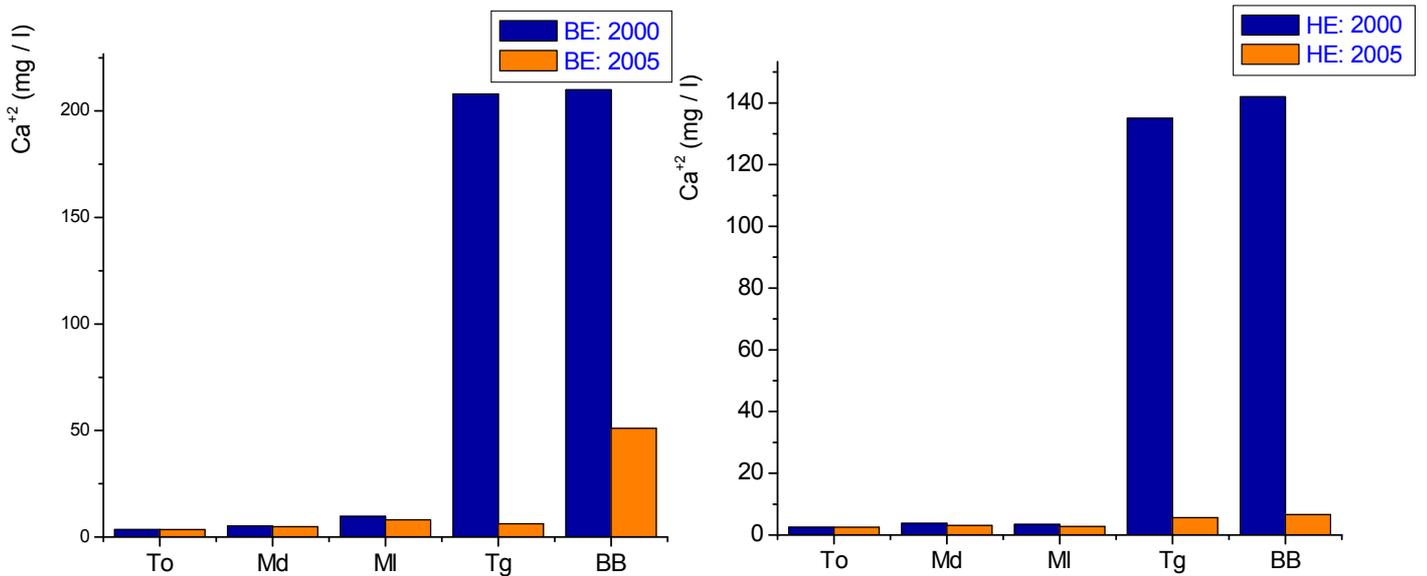


Figure 18 : Concentration des ions calcium dans les différents points de prélèvement de l'Oued Mina en période basses et hautes eaux (2000, 2005).

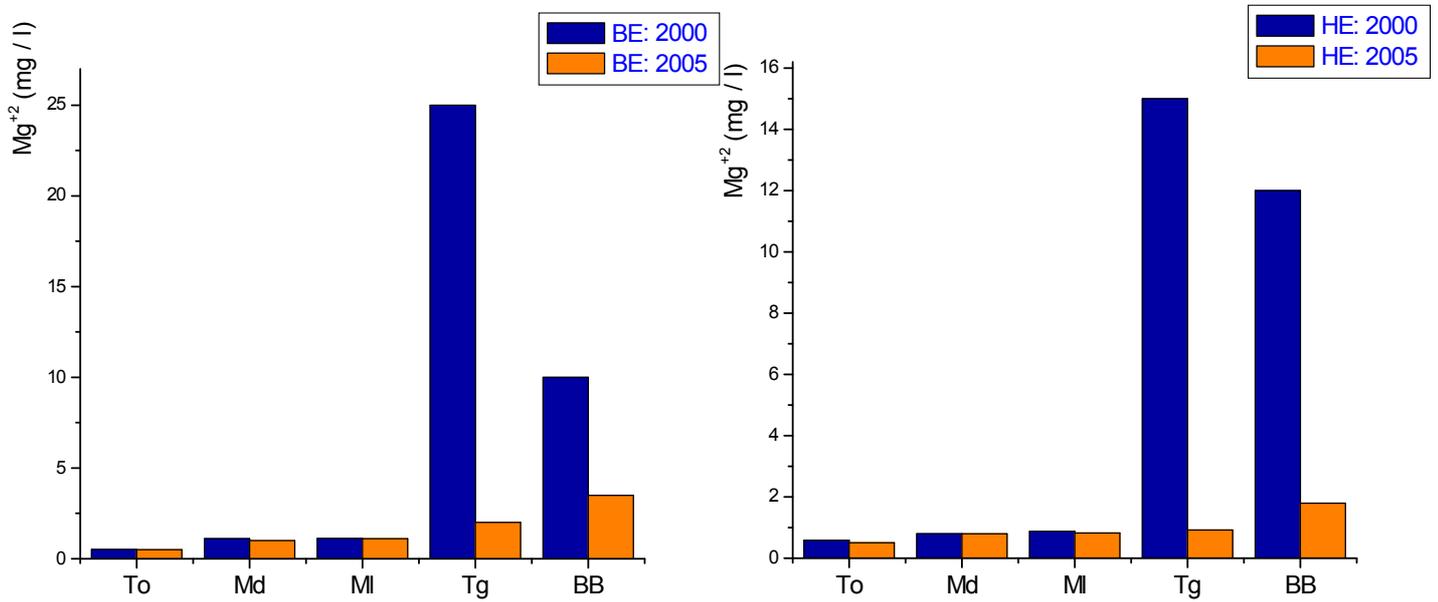


Figure 19 : Concentration des ions magnésium dans les différents points de prélèvement de l'Oued Mina en période basses et hautes eaux (2000, 2005).

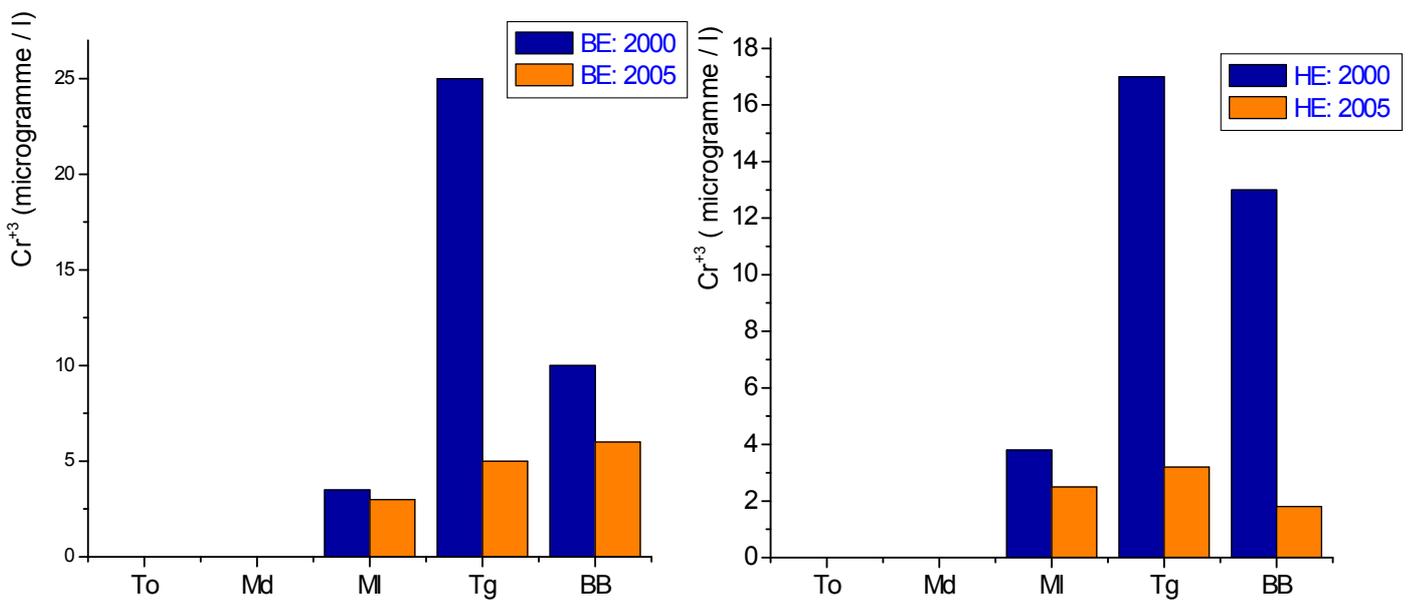


Figure 20 : Concentration des ions chrome trivalent dans les différents points de prélèvement de l'Oued Mina en période basses et hautes eaux (2000 et 2005).

En considérant les tableaux 18 et 19 on peut déduire que la concentration des nitrates est élevée sur le tronçon Tousnina - amont du barrage Bakhada accusant même 45 mg/l ; ce qui est défavorable à toute utilisation de ces eaux à des fins de potabilité.

D'après les renseignements fournis par l'A.D.E ou la D.H.W la concentration des nitrates a même dépassé 50 mg/l pendant la période où l'Oued Mina recevait toutes les eaux usées domestiques, industrielles et agricoles de la région.

Les nitrates sont des sels très utilisés en agriculture pour leur propriété fertilisante. Les sols nus en hiver, la fertilisation excessive des zones agricoles par les engrais azotés, les fientes et fumiers, le développement de l'élevage, les rejets des collectivités sont les principaux facteurs de pollution des eaux souterraines et superficielles du périmètre par les nitrates.

De toute évidence, un taux élevé de nitrates peut provoquer des maladies graves telles que la méthémoglobinémie chez les nourrissons et la possibilité d'augmenter la fréquence de cancer chez les adultes due aux composés N-nitroso dont les plus connus sont les nitrosamines et les nitrosamides [33].

Dans le cas de l'Oued Mina, une forte concentration de nitrates est observée à l'entrée du barrage Bakhada atteignant un taux de 35,8 mg/l en l'an 2005 et pouvant dans le futur atteindre une valeur supérieure à 45 mg/l si on n'envisage pas une réduction significative des engrais azotés et des déchets à base de nitrates.

La nécessité de diminuer substantiellement la concentration des nitrates dans l'Oued Mina est une priorité. La solution réside dans la protection du périmètre de l'Oued Mina en agissant sur la réduction ou sur la rationalisation de l'emploi des produits azotés.

III. 2. 10 Examen bactériologique (examen au laboratoire)

Après avoir prélevé trois échantillons d'eau dans chaque point étudié à savoir Tousnina, Medroussa, Mellakou, Tagdmet et entrée du barrage Bakhada, nous avons procédé à des analyses bactériologiques des eaux.

Les analyses ont été effectuées dans le laboratoire de l'hôpital "Youcef Demardji" de Tiaret sur une période d'un mois. Nous avons pu déterminer la nature et le nombre de germes pathogènes autrement dit les germes du groupes coliformes (totaux et fécaux).

Les analyses bactériologiques ont donné les résultats qui sont représentés sur le tableau 20.

Précisons que ces valeurs sont les moyennes arithmétiques des différentes mesures effectuées.

Point de prélèvement	Nombre de coliformes totaux par 100ml d'échantillon d'eau		Nombre de coliformes fécaux par 100ml d'échantillon d'eau	
	Basses eaux	Hautes eaux	Basses eaux	Hautes eaux
Tousnina	110	85	10	8
Medroussa	340	220	420	400
Mellakou	1000	520	650	710
Tagdmet	1300	880	910	860
Amont du barrage Bakhada	320	120	150	170

Tableau 20 :
Coliformes totaux et fécaux des

eaux des points de l'Oued Mina
en basses et hautes eaux (Février et juin 2005).

En se référant au tableau 11 du chapitre II relatif à la classification des eaux en fonction du nombre de coliformes totaux et fécaux contenus dans les eaux, on peut déduire facilement que les eaux de l'Oued Mina sur le trajet Tousnina - Medroussa est de bonne qualité du point de vue bactériologique, il en est de même pour les eaux à proximité du barrage Bakhada. Par contre les eaux défilant entre Mellakou et Tagdmet sont de qualité médiocre et par conséquent leur utilisation à des fins de boisson pour les hommes et les bêtes s'avère dangereuse surtout au niveau du périmètre de la commune de Tagdmet. En période d'étiage (mai à septembre), les eaux de faible débit présentent d'une part une coloration noirâtre et un aspect huileux dû à des déversements excessifs d'eaux usées et de divers polluants de la commune de Tagdmet si bien que toute vie aquatique est quasiment nulle.

Ces eaux, en période de basses eaux, ne peuvent en aucune manière être utilisées à des fins agricoles ou domestiques d'où leur abandon par les habitants de la région.

Elles ne retrouveront leur qualité qu'en période des hautes eaux et plus particulièrement pendant la saison d'hiver.

Conclusion

Au terme du chapitre III, compte tenu des analyses physico-chimiques et bactériologiques effectuées sur le trajet Tousnina - entrée du barrage Bakhada et sur la base des résultats obtenus relatifs à l'évaluation de l'état de pollution de l'Oued Mina sur le tronçon Tousnina - amont du barrage Bakhada, on peut admettre du premier abord que la qualité des eaux de l'Oued Mina se détériore de l'amont à l'aval du trajet accusant un pic de pollution à proximité du village agricole de Tagdmet.

En période des basses eaux (étiage), l'Oued Mina redevient un petit filet d'eau où toute vie aquatique est presque insignifiante et les matières organiques polluantes s'accumulent considérablement tendant à former des sédiments de pollution.

En période des hautes eaux, l'Oued Mina se gonfle ; la pollution diminue considérablement et même l'Oued Mina retrouve toute sa vitalité et sa splendeur.

Dans l'avenir, il y'a lieu de limiter autant que possible les déversements des eaux usées et réduire l'utilisation des produits chimiques destinés à l'agriculture afin de stopper les nitrates et surtout les phosphates qui sont à l'origine de l'eutrophisation et même à l'extinction de toute vie aquatique.

CHAPITRE IV

MODELISATION DU POUVOIR AUTOEPURATEUR DE L'OUED MINA

Introduction

L'étude relative à la caractérisation des eaux de l'Oued Mina a mis en évidence une qualité bonne au niveau de Tousnina (eau de nappe) assez bonne sur le tronçon Tousnina-Mellakou, passable sur le tronçon Mellakou-entrée du barrage Bakhada.

Cependant à proximité du village agricole de Tagdmet la pollution croît d'une manière spectaculaire due aux déversements incontrôlés des eaux usées domestiques et d'autant plus en période d'étiage caractérisée par un faible débit.

Pour mieux gérer le comportement à long terme et en plus prévoir la réponse d'un cours d'eau aux déversements des matières par leur demande chimique en oxygène (D.C.O) et leur demande biologique en oxygène (D.B.O), on fait appel à l'élaboration de modèles mathématiques.

Le but essentiel de la modélisation consiste à mettre en évidence le rôle de la dégradation de la matière organique en tant que consommatrice d'oxygène afin d'évaluer les valeurs limites des flux (F) polluants, valeurs à ne pas dépasser au risque de diminuer la concentration d'oxygène dans les cours d'eau à un niveau critique à même de mettre en péril la survie des micro-organismes épurateurs.

La teneur en oxygène dans un temps déterminé est le résultat de deux principaux processus antagonistes, l'un est lié à la consommation de l'oxygène par les bactéries (perte), l'autre caractérisé par un gain d'oxygène par le phénomène d'aération naturelle (apport).

IV. 1. Impact d'une charge organique sur l'oxygène dissous dans un cours d'eau

L'apport d'une substance organique dégradable par voie biologique dans une eau naturelle déclenche dans cette eau une série de processus complexes de nature physique, chimique et biologique qui aboutissent finalement soit à la disparition soit à la transformation de la matière organique en d'autres substances réduites notamment les gaz de fermentation. L'ensemble des activités de tous ces processus est connu sous le nom d'auto-épuration naturelle.

Cette capacité de destruction de la matière organique dans tous ses états est subordonnée à la présence dans l'eau d'une biomasse épuratrice dont la performance dépend des conditions physico-chimiques (volume et nature de la pollution, teneur en oxygène dissous, température, pH...) et hydrauliques (vitesse d'écoulement) du milieu.

Quand les conditions d'auto-épuration sont réunies, l'oxydation aérobie de la substance organique conduit à la formation de sels minéraux et de gaz carbonique lesquels sont consommés directement par les organismes chlorophylliens qui à leur tour fournissent de l'oxygène nécessaire à la survie des populations bactériennes.

Le dépassement de la capacité d'assimilation du cours d'eau déclenche inévitablement un syndrome de pollution qui se manifeste par une modification de la structure du peuplement initial se traduisant ainsi par une réduction substantielle des populations microbiennes initiales et par prolifération d'une autre espèce de bactéries adaptées aux nouvelles conditions imposées par le milieu [9].

Cette multiplication anarchique d'organismes végétaux et de décomposeurs constitue en elle-même des états de nuisances qui affectent considérablement l'ensemble des utilisations de l'eau.

Le phénomène d'auto-épuration fonctionne à merveille que s'il y'a un équilibre stable entre la trilogie "producteurs - consommateurs - décomposeurs".

Quand un cours d'eau est sujet à une charge importante en matière organique le

processus normal de l'auto-épuration bactérienne se produit et donne lieu à des zones distinctes de pollution. La figure 23 montre les changements de l'oxygène dissous dans la population bactérienne, ainsi que dans les dépôts de boues pour les différentes zones, lorsqu'une charge organique est introduite dans un cours d'eau.

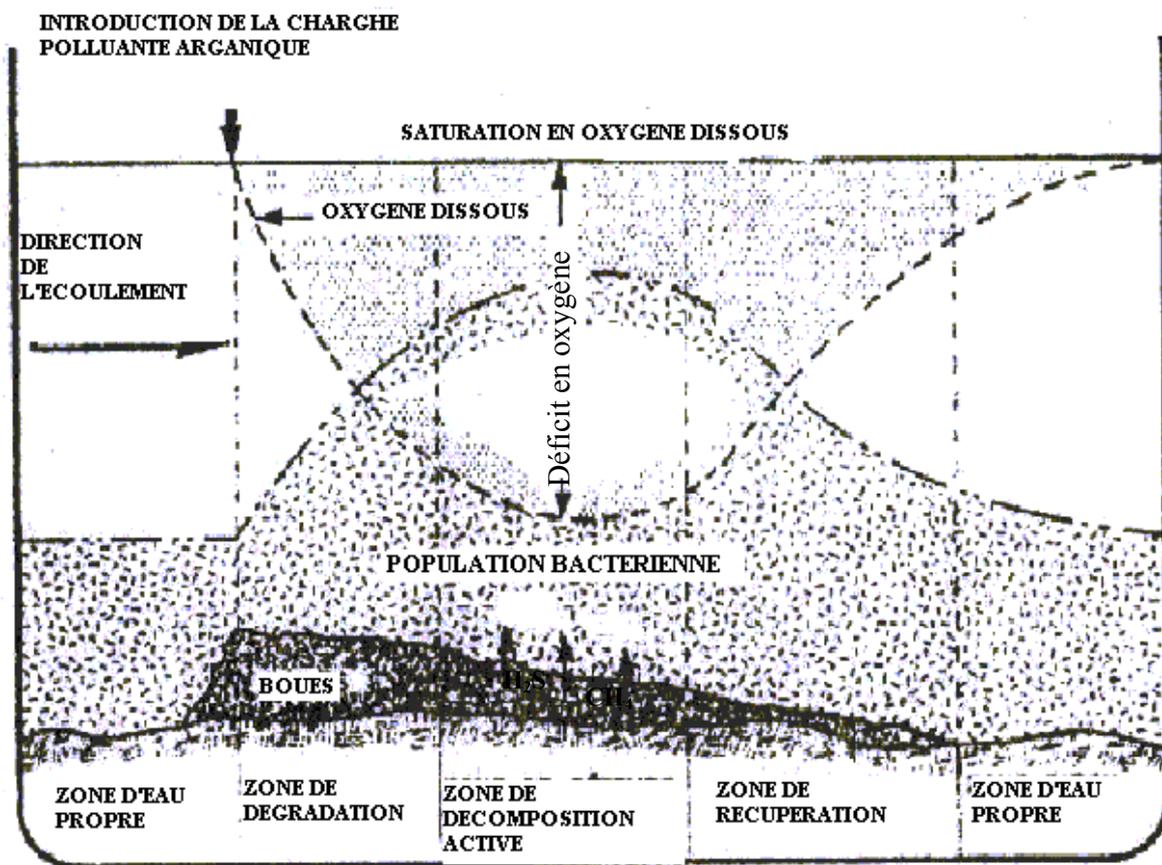


Figure 23 : Evolution d'une charge polluante pendant le processus d'auto-épuration.

Il n'existe pas de division rigide entre les zones, mais chacune d'entre elles a des caractérisations bien particulières.

La zone d'eau propre est la condition prévalant dans le cours d'eau avant le rejet de la charge. Dans la zone de dégradation, l'oxygène dissous diminue, la turbidité augmente avec l'augmentation de la population bactérienne et il y'a accroissement de la concentration d'ammoniaque et de gaz carbonique. Les formes supérieures de la vie animale (ex, poissons) ont tendance à fuir cette zone quand les conditions en oxygène deviennent défavorables [9].

Dans la zone de décomposition active, la concentration en oxygène dissous peut s'approcher de zéro et les produits caractéristiques de décomposition anaérobie tels le sulfure d'hydrogène (H_2S) et le méthane (CH_4) sont présents. La zone de récupération est caractérisée par une concentration en oxygène croissant parce que le taux de ré-aération est plus grand que le taux de décomposition.

Les quantités d'ammoniaque et de nitrates grandissent et la population bactérienne décroît. Des poussées extensives d'algues peuvent avoir lieu à cause de la disponibilité de matières nutritives. Après que la récupération complète a eu lieu, la zone d'eau claire est de nouveau obtenue.

A ce moment les formes supérieures de la vie animale sont de nouveau présentes.

L'explication est valable pour une pollution organique « non conservatrice ». Cette pollution disparaît par une auto-épuration due aux actions biologiques de nombreux micro-organismes aérobies, anaérobies, algues, etc.... Elle relève de la connaissance et de la mesure de critères tels que la demande biologique en oxygène (D.B.O) carbonée et la demande biologique en oxygène (D.B.O) azotée de la pollution rejetée, la réaération physique du cours d'eau, la photosynthèse, le dépôt de boues, la respiration de ces boues de fond, la température de l'eau etc....

D'un autre côté, il existe un second type de pollution. C'est la pollution

« conservative » qui concerne les pollutions qui ne sont pas dégradées avec le temps telles que celles créées par les sels dissous (chlorures de calcium, matières minérales en suspension, sels de chrome etc...). Ce type de pollution relève essentiellement d'études hydrauliques des cours d'eau [9].

IV. 2 Signal indicateur de la pollution organique

Des études très approfondies dans l'appréciation des eaux naturelles ont montré que les facteurs tels que la demande biologique en oxygène carbonée et la demande biologique en oxygène azotée de la pollution rejetée, la réaération physique du cours d'eau, la température de l'eau, la respiration des boues de fond et la photosynthèse ont une incidence directe sur la teneur en oxygène dissous qui à son tour conditionne la survie des organismes aquatiques (faune et flore).

Toujours est-il que l'absence ou l'insuffisance d'oxygène dissous entraîne de facto la décomposition anaérobie des matières organiques présentes dans le cours d'eau donnant ainsi naissance à la formation de gaz nauséabonds tels que le H_2S ou NH_3 .

Pour évaluer et pour caractériser l'état de pollution d'un cours d'eau, on s'efforce à se limiter à un seul paramètre, c'est celui de l'oxygène dissous qui est de loin le plus satisfaisant et le principal moteur de l'activité bactérienne de l'eau.

IV. 3 Evolution de la pollution organique dans un cours d'eau

Depuis deux décennies, de nombreux chercheurs de l'environnement s'intéressent à évaluer avec le maximum d'exactitude la capacité d'assimilation des charges organiques dans les cours d'eau en fonction de l'oxygène dissous, autrement dit, ils cherchent à évaluer la quantité de charges organiques pouvant être dégradées dans un temps donné et se basant sur tous les processus naturels d'oxydation biologique et de réaération sans pour autant donner lieu à des conditions préjudiciables telles par exemple la zone de décomposition active représentée sur la figure 23.

Dans le but de caractériser l'état de pollution d'un cours d'eau, l'oxygène dissous est devenu l'indicateur le plus utilisé et par conséquent le plus apte à remplir cette mission.

Depuis quelques années les modèles à base d'oxygène dissous ont servi particulièrement à l'élaboration d'une véritable gestion de nombreux cours d'eau quant à

leur état de pollution.

A cet effet, plusieurs modèles d'oxygène dissous ont été proposés dont notamment les modèles de Streeter et Phelps [34], de Lefort [35], Dobbins [36] et d'O'Connor et Dobbins [37].

Ces modèles ont été établis et testés sur quelques tronçons limités de cours d'eau et ne sont applicables à d'autres tronçons qu'en changeant parfois de façon substantielle les différents coefficients utilisés.

Pour mettre en évidence ces modèles, nous avons pris soin de recenser les principaux facteurs exerçant une influence sur l'oxygène dissous et la demande biologique en oxygène.

En plus de la consommation d'oxygène par les bactéries et de la réaération naturelle, tous les processus suivants jouent un rôle dans la détermination de la concentration en oxygène dans le cours d'eau et se manifestent par une :

- diminution de la demande biologique en oxygène de l'eau suite de la formation de sédiments,
- augmentation de la demande biologique en oxygène suite à la remise en suspension des sédiments,
 - augmentation de la concentration d'oxygène par l'action photosynthétique des algues et des plantes,
 - diminution de la concentration d'oxygène par la respiration des algues et des plantes,
- des changements dans la forme du lit du cours d'eau qui altèrent la turbulence de surface et par conséquent les transferts d'oxygènes à partir de l'atmosphère,
- des variations diurnes de la demande biologique en oxygène, de l'oxygène dissous, de la vitesse et de la température [9].

IV.4 Paramètres à mesurer

Parmi les principaux facteurs qui affectent la teneur en oxygène de l'eau, nous nous sommes proposés de mesurer :

- la teneur en oxygène dissous O.D

- la demande biologique en oxygène D.B.O₅
- la température T
- la demande chimique en oxygène D.C.O

Ces paramètres vont servir à étudier la dépendance de deux coefficients caractéristiques (taux de réaération et taux de consommation d'oxygène) mis en évidence dans le modèle de Streeter et Phelps en fonction des caractéristiques géométriques, hydrauliques et chimiques du cours d'eau.

IV. 5 Influence de L'hydraulicité

Le débit d'un cours d'eau joue un rôle fondamental dans la variation de la qualité de l'eau. Logiquement on pourrait s'attendre à ce que les concentrations en substances polluantes soient sensiblement inversement proportionnelles au débit soit :

$$C = \frac{F}{q}$$

Où :

- C - concentration des matières polluantes
- F - flux des matières organiques
- q - débit du cours d'eau.

Dans l'hypothèse d'un flux constant quelque soit l'état d'un cours d'eau ; on peut prévoir une pollution minimale ou « bruit de fond » et que ce terme b s'ajoute au précédent ; la concentration de la matière polluante devient alors $C = F/q + b$.

En toute évidence, l'hypothèse d'un flux constant est à éliminer pour les raisons suivantes :

- existence de l'auto épuration qui dépend de la vitesse de l'eau autrement dit du débit,
- remise en suspension pendant la période de hautes eaux, d'une pollution déjà déposée sous forme de sédiments,

- phénomène d'onde de pollution en début de crue.

Pratiquement, la seule constatation à admettre en tenant compte des rapports concentrations/débit est celle qui considère que la qualité est plutôt meilleure en période de hautes eaux et moins bonne en période de basses eaux.

Dans l'appréciation de l'auto-épuration d'un cours d'eau, il serait utopique d'associer d'une manière certaine un débit donné à une concentration donnée de substance polluante [38].

Une réelle évaluation du phénomène d'auto-épuration peut être obtenue en faisant appel à la fréquence d'apparition de débits d'étiage et de procéder à des calculs avec plusieurs hypothèses de débits.

Dans l'ensemble, la gestion rationnelle de la qualité des eaux superficielles est fonction de la réponse du milieu récepteur à un déversement d'effluent pollué et plus encore du rapport de dilution ou en d'autres termes du débit du cours d'eau.

IV. 6 Bilan d'oxygène

L'élaboration d'un modèle mathématique caractérisant l'état de pollution consiste à évaluer le bilan d'oxygène dans les matières entrantes et sortantes de l'eau. L'état de pollution d'un cours d'eau est le résultat des réactions chimiques, biologiques et du transport hydrodynamique des particules véhiculées par le cours d'eau en période de crues ou de forts débits.

Pour des raisons de simplicité et de commodité, on cherche à évaluer l'état de pollution du cours d'eau en se référant à un seul paramètre qui n'est autre que l'oxygène dissous. Ce paramètre est d'une part essentiel à l'existence de toute vie aquatique et facile à mesurer d'autre part au moyen d'un oxygénomètre.

Son absence entraîne inévitablement la décomposition anaérobie des matières organiques et, par conséquent la formation de gaz nauséabonds tels que le sulfure d'hydrogène et le méthane.

Plusieurs facteurs influencent directement la teneur en oxygène dissous dans un cours d'eau.

Les sources et les pertes d'oxygène sont les suivants :

1. Sources :

- réaération naturelle à partir de l'atmosphère,
- photosynthèse.

2. Pertes :

- oxydation biologique des matières organiques,
- oxydation biologique des matières carbonées et azotées,
- décomposition bactérienne des sédiments,
- respiration des plantes et algues aquatiques.

Ces paramètres peuvent être reliés par un modèle mathématique qui reflète les diverses entrées et sorties d'oxygène dans le système aquatique.

En posant l'hypothèse d'un écoulement piston qui considère, pour une section transversale du cours d'eau, le profil des vitesses perpendiculaires, la température et les concentrations uniformes quelque soit leur évolution longitudinale ; dans ce cas le cours d'eau est assimilé à un réacteur tubulaire donc linéarisé c'est-à-dire ramené à une seule dimension soit la direction de l'écoulement.

Ce sont les modèles dits « classiques » de Lefort [35] et de Streeter et Phelps [34] qui reposent sur cette hypothèse et qui feront l'objet de cette étude.

IV. 6. 1 Modèle de Lefort

Lefort, dans son travail d'évaluation de l'oxygène dissous, a proposé une relation générale reflétant le modèle du bilan d'oxygène sous la forme suivante :

$$\frac{dC}{dt} = +K_2(C_S - C_m) - (K_{1c} \cdot L_c) - (K_{1n} \cdot L_n) - \left(\frac{K_b T_b}{H}\right) - \left(\frac{K_a T_a}{H}\right) + \left(\frac{P_m T_a}{H}\right) f(t) \quad 1$$

Où :

$\frac{dC}{dt}$ - gradient d'oxygène dissous après un temps dt,

K_2 - coefficient de réaération naturelle,

C_s - concentration de saturation d'oxygène de l'eau pour la température donnée,

C_m - concentration d'oxygène réelle (ou mesurée),

K_{1c} - coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO carbonée,

L_c - DBO carbonée à l'instant t,

K_{1n} - coefficient de consommation d'oxygène due à la DBO azotée,

L_n - DBO azotée à l'instant t,

K_b - vitesse de respiration des boues de fond,

T_b - taux d'occupation des boues de fond,

H - profondeur,

K_a - vitesse de respiration des algues de fond,

T_a - taux d'occupation des algues de fond,

P_m - production maximum d'oxygène par photosynthèse, par m^2 d'algues de fond et par jour,

$f(t)$ - équation périodique écrivant le cycle normal d'ensoleillement.

Les signes (+) et (-) indiquent les sources et les pertes d'oxygène respectivement.

Le modèle étudié, celui de Lefort, admet l'hypothèse qui consiste à considérer la concentration en oxygène uniforme sur une section transversale et que cette section elle-même est uniforme avec la distance.

Cependant Lefort [35] n'a pas eu la possibilité de traduire par une équation mathématique la cinétique de dégradation de la matière organique L. Cependant en se basant sur le bilan d'oxygène nous pouvons écrire :

$$\frac{dL}{dt} = (K_1 - K_3)L + L_a \quad 2$$

Où :

K_1 - coefficient de dégradation de la matière organique carbonée et azotée,

K_3 - coefficient de disparition de la demande biologique en oxygène par sédimentation et par adsorption,

L_a - taux d'addition le long du cours d'eau par déversement d'effluents et par remontée venant du fond.

En admettant que le régime est stationnaire (la température n'intervient pas dans le calcul) une simplification s'impose :

$$\frac{dC}{dt} = \frac{dL}{dt} = 0$$

3

IV. 6. 1. 1 Mise en évidence du bilan et détermination des termes du modèle

1. Termes représentant les sources d'oxygène :

$K_2 (C_s - C_m)$ - cinétique de transfert d'oxygène de l'atmosphère vers le cours d'eau par réaération,

$\left(\frac{P_m T_a}{H}\right) f(t)$ - vitesse de production d'oxygène par photosynthèse.

2. Termes représentant les pertes d'oxygène :

$(K_{1c} \cdot L_c)$ - cinétique de consommation d'oxygène due à la biodégradation de la pollution hydrocarbonée (ammonification),

$(K_{1c} \cdot L_n)$ - cinétique de consommation d'oxygène due à la biodégradation de l'azote par nitrification,

$\left(\frac{K_b \cdot T_b}{H}\right)$ - cinétique de consommation d'oxygène par les boues de fond,

$\left(\frac{K_a \cdot T_a}{H}\right)$ - cinétique de la respiration des algues.

Les termes relatifs à la réaération et à la consommation d'oxygène par l'oxydation de la pollution carbonée sont les plus déterminants dans le bilan d'oxygène d'un cours d'eau. Les autres paramètres dont la mesure expérimentale demande plus de temps et de moyens ne seront pas abordés dans cette étude.

Après application des simplifications proposées, l'équation de Lefort citée ci-dessous se réduit à sa plus simple expression et correspond au modèle de Streeter et Phelps [34] représenté par l'équation.

$$\frac{dC}{dt} = K_2(C_s - C_m) - K_{1c}L_c = K_2D - KL \quad 4$$

Où :

$$D = C_s - C_m \text{ - déficit d'oxygène}$$

$$K_1 L = K_{1c} L_c \text{ (expression figurant sur l'équation 1)}$$

Nous pouvons admettre que :

$$\frac{dD}{dt} = - \frac{dC}{dt} \quad \text{gradient de variation des déficits en oxygène}$$

En tenant compte de l'équation 4 on peut écrire

$$\frac{dD}{dt} = -K_2D + K_1 L \quad \text{d'où}$$

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad 5$$

Cette dernière équation représente le modèle de Streeter et Phelps, qui exprime la variation du déficit en oxygène dans un cours d'eau et que nous allons développer plus loin.

IV. 6. 1. 1. 1 Détermination du terme $K_2 (C_s - C_m)$

La présence d'oxygène dans l'eau à l'amont ou dans les effluents est considérée comme la condition initiale de l'équation 1.

Le processus de réaération naturelle ajoute de l'oxygène à l'eau. La réaération est liée au degré de turbulence et de mélange naturel dans l'eau.

Le transfert d'oxygène de l'air à l'eau peut être définie par la relation :

$$N = K_L A (C_s - C_m) \quad 6$$

Où :

N - quantité d'oxygène transféré par unité de temps Kg O₂/ h

A - surface interfaciale de transfert m²

K_L - coefficient de transfert d'oxygène m/h

C_s - concentration de saturation en oxygène mesuré Kg/m³

C_m - concentration réelle en oxygène mesuré Kg/m³

En unité de concentration, l'équation 6 peut s'écrire :

$$\frac{N}{V} = \frac{dC}{dt} = K_L \frac{A}{V} (C_s - C_m) \quad 7$$

Pour un cours d'eau :

$$\frac{A}{V} = \frac{1}{H} \quad \text{et} \quad D = (C_s - C_m)$$

Où

V - volume d'eau

H - hauteur du cours d'eau

D - déficit en oxygène de l'eau (à affecter du signe -)

L'équation 7 se ramène à :

$$-\frac{dC}{dt} = \frac{K_L}{H} D = K_2 D \quad 8$$

Où :

$$K_2 = \frac{K_L}{H} \text{ - coefficient de réaération .}$$

Il faut noter que $\frac{A}{V} = \frac{1}{H}$ n'est valable que pour un plan d'eau calme et croît pour une surface turbulente. Dobbins cité par Lefort [35] estime que $\frac{A}{V} = 1,5H$ pour une rivière extrêmement turbulente.

Selon Eckenfelder [39], le coefficient de réaération K_2 est généralement défini par une relation de type:

$$K_2 = \frac{CV^n}{H^m} \quad 9$$

Où :

V - vitesse moyenne du cours d'eau, m/s

H - profondeur moyenne du cours d'eau, m.

Le coefficient K_2 est une fonction qui caractérise le cours d'eau. Les matières organiques et les agents tensioactifs présents dans l'eau affectent K_2 et cet effet se marquera sur la constante C.

Les exposants m et n sont également liés aux conditions du cours d'eau. Les valeurs de ces exposants sont proposées par de nombreux auteurs et sont représentées dans le tableau 21.

C	n	m	références
0,393	0,5	1,5	Oconner et Dobbins [37]
0,066	1,0	1,67	Churchill [40]
0,268	0,67	1,85	Owens et al [41]
0.056	048	1,77	Eckenfelder [39]
1,78	0,60	1,40	Bansal [42]
1,56	1,0	1,50	Issacs et al [43]
2,30	0,924	1,705	Kothandaraman et Bewing
4,74	0,85	[44]	
		0,85	Negulescu et Rojanski [45]

Tableau 21 : Valeurs des exposants liés à l'équation de réaération à 20°C, selon Eckenfelder.

En exprimant la vitesse du cours d'eau en Km/j et la profondeur en mètre, l'équation 9 devient

- pour Churchill $K_2 = 0,066 V^{0,969} H^{-1,673}$ 10

- pour O'connor et Dobbins $K_2 = 0,393 V^{0,5} H^{-1,5}$ 11

- pour Owens (I)

$$K_2 = 0,268 V^{0,67} \cdot H^{-1,85} \quad \text{dans le cas où } 25 < V < 130 \text{ Km/jour} \quad 12$$

Dans le cas où $2,5 < V < 43$ Km/jour et $H < 0,75$ m l'équation d'Owens devient alors

$$K_2 = 0,268 V^{0,73} \cdot H^{-1,75} \quad 13$$

Dans tous les cas, K_2 est une fonction de la température et peut être corrigé par l'équation suivante donnée par Eckenfelder [39] :

$$K_{2(T)} = K_{2(20^\circ\text{C})} \cdot 1,028^{(T-20)} \quad 14$$

Pour ce qui est de la concentration de saturation en oxygène de l'eau, on la retrouve dans des tables ou bien on la calcule en utilisant la formule [9].

$$C_s = \frac{475}{(33,5 + T)} \quad 15$$

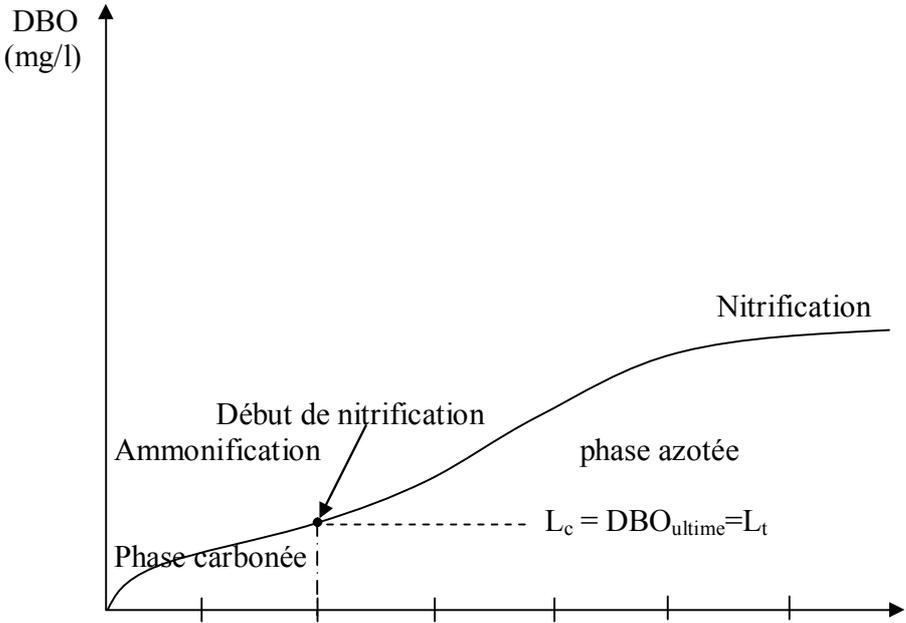
Où :

C_s - concentration de saturation en oxygène, mg/l

T - température de l'eau, en degré Celsius, °C

IV. 6. 1.1. 2 Détermination du terme $K_{1c} L_c$ (D.B.O. carbonée)

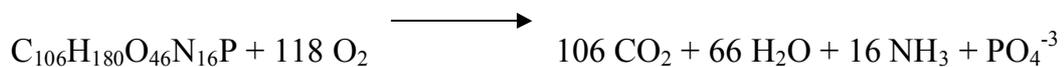
La consommation d'oxygène par une eau polluée peut être représentée en fonction du temps par une courbe représentée sur la figure 24.



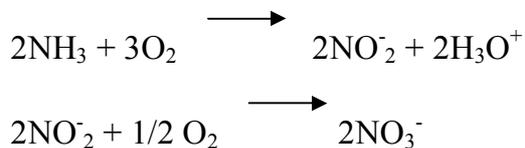
5 10 15 20 25 30 Temps (jours)

Figure 24 : Courbe de la demande biologique en oxygène (D.B.O.) en fonction du temps

La première partie de la courbe dite d'ammonification correspond à l'oxydation par les bactéries hétérotrophes de la matière organique hydrocarbonée en CO₂, H₂O et NH₃. Elle peut être décrite par l'équation globale donnée par Roques en 1979 [46].



Après environ 10 à 15 jours, il se produit une accélération de la consommation d'oxygène à cause de l'oxydation de l'ammoniaque en nitrates par les bactéries autotrophes. Cette deuxième phase dite de nitrification se déroule comme suit :



La première réaction dite nitritation est assurée par les nitrosomonas et la deuxième réaction dite nitratisation est assurée par nitrobacter.

Les organismes nitrifiants qui sont aérobies stricts sont sensibles au pH et fonctionnent le mieux à pH variant entre 7,5 et 8,0.

La vitesse de nitrification décroît rapidement lorsque la teneur en oxygène dissous dans l'eau descend en dessous de 2 mg/l.

IV. 6. 2 Modélisation de la consommation d'oxygène

IV. 6. 2. 1 Equation de la demande biologique en oxygène

Le processus global de consommation d'oxygène pour l'oxydation biologique des matières organiques dans l'eau de surface peut être décrit comme une réaction du premier

ordre soit :

$$-\frac{dL}{dt} = K_1 L \quad 16$$

Où :

$\frac{dL}{dt}$ - vitesse de consommation d'oxygène ou vitesse de dégradation des matières organiques, mg/l.j

L - concentration en matières organiques, mg/l

K_1 - coefficient de vitesse de consommation d'oxygène par jour

L'intégration de l'équation 16 donne :

$$\int_{L_0}^{L_t} \frac{dL}{L} = - \int_{t_0}^t K_1 dt$$

$$L_n \frac{L_t}{L_0} = -K_1 (t - t_0)$$

au temps $t_0 = 0$

$$L_t = L_0 \cdot e^{-K_1 t} \quad 17$$

Où :

L_t - concentration en matières organiques restant après un temps de réaction t , ou DBO au temps t, mg/l ;

L_0 - concentration totale initiale en matières organiques dans le milieu réactionnel, ou DBO_{ultime}, mg/l ;

K_1 - coefficient de vitesse de réaction, s⁻¹;

t - temps de réaction, s

En admettant que y est la différence entre les deux demandes biologiques en oxygène.

$$y = L_0 - L_t \quad 18$$

y - quantité de matières organiques oxydée après un temps t et représente également la consommation d'oxygène par litre après un temps t .

Exemple : après cinq jours d'oxydation, y correspond à la DBO_5 .

En substituant l'équation 17 dans 18 on obtient :

$$y = L_0 - L_0 e^{-K_1 t} \quad \text{et par conséquent}$$

$$y = L_0 (1 - e^{-K_1 t}) \quad 19$$

Au temps $t = 5$ jours ($y = DBO_5$) l'équation 19 peut s'écrire

$$DBO_5 = DBO_{ultime} (1 - e^{-5K_1})$$

On peut écrire également que

$$\frac{D.B.O_{ultime}}{D.B.O_5} = \left(\frac{1}{1 - e^{-5K_1}} \right) \quad 20$$

La connaissance du coefficient K_1 (système népérien) ou K_1 (système décimal) permet de déterminer l'aptitude à la biodégradabilité d'une eau polluée. Le coefficient K_1 varie entre 0,04 et 0,28 j^{-1} selon la nature de l'eau polluée selon Eckenfelder [39].

IV. 6. 2. 2 Résolution de l'équation de la demande biologique en oxygène selon la méthode de Thomas

Parmi les nombreuses méthodes de résolution des modèles de la D.B.O, nous avons choisi la méthode graphique de Thomas [47].

A partir de mesures de demande biologique en oxygène sur une séquence numérique de sept (07) jours, on détermine le rapport t/y puis $(t/y)^{1/3}$ pour chaque jour.

On trace la fonction $(t/y)^{1/3} = f(t)$ 21

A partir de la droite obtenue on déduit : $K = 2,61 \frac{a}{b}$

Où :

a - pente de la droite

b - ordonnée à l'origine.

a et b sont déterminées graphiquement

Le calcul de K permet de déterminer K_1 selon Thomas [47]

$$L_0 = \frac{1}{2,3 K b^3} \quad K_1 = 2,3 K$$

IV. 6. 2. 2. 1 Critique du modèle de la demande biologique en oxygène

Pendant longtemps on s'est servi du modèle de relation du premier ordre pour décrire mathématiquement le processus de l'oxydation micro-biologique dans l'eau.

Les objections contre ce modèle sont les suivantes :

- dans un mélange de différents composés, il y aura d'abord la dégradation des matières facilement oxydables. A cause de cela, la proportion de composés plus difficilement oxydables augmentera.

- la vitesse de l'oxydation est fonction de la nature et du degré de dispersion des composés organiques.

- l'assimilation de la matière organique par les microorganismes se déroule très vite, (1 à 2 jours). La respiration endogène qui suit, se passe plus lentement et par conséquent, la consommation d'oxygène baissera.

- avec des concentrations en matières organiques plus élevées, la vitesse de dégradation dépend de la concentration en micro-organismes[9].

IV. 6. 3 Modèle de Streeter et Phelps

En général le modèle de Streeter et Phelps [34] est utilisé de préférence dans les régions où la demande biologique en oxygène et la demande chimique en oxygène sont considérées comme des indicateurs réglementaires de l'état de pollution d'un cours d'eau.

Ce modèle présente l'avantage d'être simple et réalisable dans la mesure où la température est invariable tout le long du cours d'eau. Son application nécessite la connaissance de deux coefficients K_1 et K_2 caractérisant respectivement l'élimination de la demande biologique en oxygène (D.B.O₅) par la consommation d'oxygène et la réaération du milieu

Ces coefficients sont fonctions du débit du cours d'eau donc à partir des observations effectuées.

Le modèle de Streeter et Phelps est appliqué que dans le cas où la température est invariable dans un tronçon presque homogène d'un cours d'eau.

Melzer [48] en 1975 a élaboré une série d'abaques permettant de conserver cette simplicité lorsque le débit, la pente, la température et le mode d'oxygénation varient.

Streeter et Phelps ont établi une expression mathématique en se basant exclusivement sur les équations du bilan d'oxygène.

IV. 6. 3. 1 Développement du modèle

Soit l'équation de réaération 8 :

$$\frac{dC}{dt} = K_2(C_S - C_m) = K_2 D$$

Elle peut s'écrire sous la forme

$$\frac{dD}{dt} = -\frac{dC}{dt} = -K_2 D$$

Après intégration $\int_{D_0=0}^{D_t} \frac{dD}{D} = \int_{t=0}^t -K_2 dt$

On obtient :

$$D_t = D_0 e^{-K_2 t}$$

22

D_t - déficit en oxygène au moment t ,

D_0 - déficit en oxygène au moment $t = 0$,

K_2 - coefficient de ré aération.

Soit $D_0 = C_s - C_0$

C_s - concentration d'oxygène à la saturation,

C_0 - concentration en oxygène à l'instant initial t_0

Après une décharge d'eaux résiduaires dans un cours d'eau, les phénomènes de consommation d'oxygène et de réaération se produisent simultanément.

La variation du déficit en oxygène représente l'équation du bilan d'oxygène de Streeter et Phelps [34].

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L_t - K_2 D \quad 23$$

On remplaçant L_t par l'équation correspondante dans 22 on obtient

$$L_t = L_0 \cdot e^{-K_1 t} \quad 17$$

Soit :

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L_0 \cdot e^{-K_1 t} - K_2 D$$

On peut écrire

$$\frac{dD}{dt} + K_2 D = K_1 L_0 \cdot e^{-K_1 t} \quad 24$$

C'est une équation différentielle du 1^{er} ordre de la forme:

$$\frac{dy}{dx} + py = Q(x) \quad \text{autrement dit de la forme} \quad 25$$

$$y' + py = q(x)$$

La solution générale de l'équation donne $\frac{dD}{dt} + K_2 D = 0$ est :

$$D = Ce^{K_2 t} \quad 26$$

Pour résoudre l'équation 26 on doit chercher la valeur de C qui est de la forme :

$$C = ae^{bt} + c \quad 27$$

En remplaçant 27 dans 26, on obtient :

$$D = (ae^{bt} + C)e^{-K_2 t} = ae^{(b-K_2)t} + Ce^{-K_2 t} \quad 28$$

et

$$\frac{dD}{dt} = a(b-K_2)e^{(b-K_2)t} - CK_2 e^{-K_2 t} \quad 29$$

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \left(ae^{(b-K_2)t} + Ce^{-K_2 t} \right) + abe^{(b-K_2)t} \quad 30$$

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D + abe^{(b-K_2)t} \quad 31$$

Si on compare les équations 24 et 31, on voit que :

$$K_1 L_0 \cdot e^{-K_1 t} = a b e^{(b-K_2)t} \quad 32$$

Donc $-K_1 = b - K_2$ où $b = K_2 - K_1$

$$K_1 L_0 = a b \quad \text{où} \quad \frac{D.B.O_{ultime}}{D.B.O_5}$$

L'équation 28 peut s'écrire :

$$D = \frac{K_1 L_0}{b} e^{(K_2 - K_1 - K_2)t} + C e^{-K_2 t}$$

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} e^{-K_1 t} + C e^{-K_2 t} \quad 33$$

A un temps $t = 0$ \longrightarrow $D = D_0$ (le déficit au moment initial) l'équation 33 devient :

$$D_0 = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} + C \quad 34$$

Où :

$$C = D_0 - \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} \quad 35$$

La solution finale de l'équation différentielle est obtenue en remplaçant 35 dans 33.

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} \cdot e^{-K_1 t} + \left(D_0 - \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} \right) \cdot e^{-K_2 t}$$

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} \cdot [e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}] + D_0 \cdot e^{-K_2 t}$$

36

C'est l'équation définitive de déficit global en oxygène proposé par Streeter et Phelps.

Le déficit en oxygène (D) d'un cours d'eau est fonction de la DBO_{ultime} (L₀), du déficit initial au point de départ (D₀), des coefficients de consommation K₁, de réaération K₂ et du temps t.

La figure 25 montre l'évolution de la teneur en oxygène dissous pendant le processus de consommation d'oxygène et de réaération.

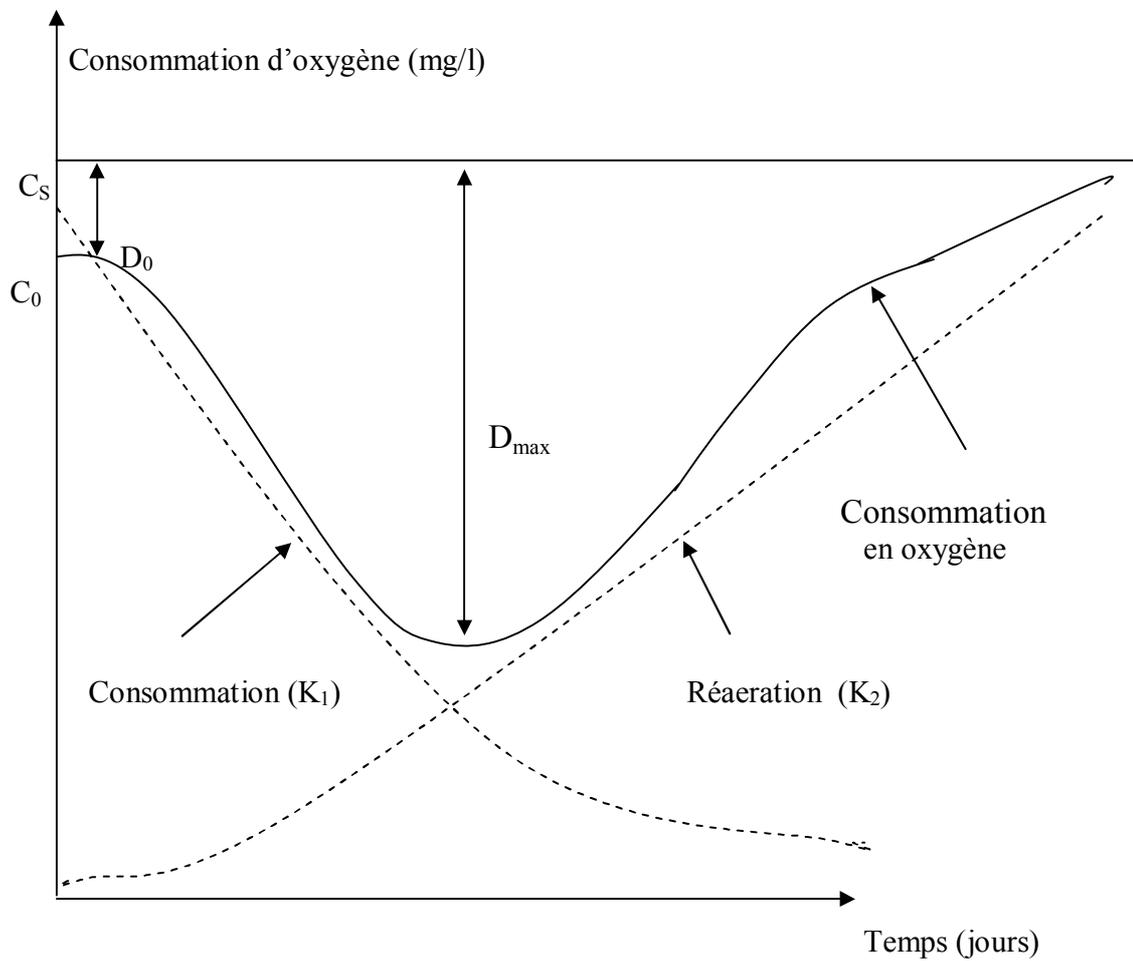


Figure 25: Variation de la teneur en oxygène pendant le processus d'auto-épuration

On peut calculer le déficit maximal en oxygène (D_{\max}) et le moment où ce déficit est atteint, appelé temps critique (t_c), de la manière suivante :

A partir de l'équation 23 soit $\frac{dD}{dt} = K_1 L_t - K_2 D$

On obtient:

$$\left[\frac{dD}{dt} \right]_{t_c} = K_1 L_{t_c} - K_2 D_{\max} = 0$$

37

Alors :

$$D_{\max} = \frac{K_1 L_{tc}}{K_2} \quad 38$$

En remplaçant L_t de l'équation 17 dans 38 on obtient

$$\boxed{D_{\max} = \frac{K_1}{K_2} L_0 e^{-K_1 t}} \quad 39$$

En différenciant l'équation 36 et en égalant à zéro on obtient

$$\left[\frac{dD}{dt} \right]_{tc} = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} \left(-K_1 e^{-K_1 \cdot tc} + K_2 e^{-K_2 tc} \right) - K_2 D_0 e^{-K_2 tc} = 0$$

$$-\frac{K_1^2 L_0}{K_2 - K_1} \left(e^{-K_1 tc} \right) + \left[\frac{K_1 K_2 L_0 - (K_2 - K_1) K_2 D_0}{K_2 - K_1} \right] \left(e^{-K_2 tc} \right) = 0$$

$$K_1^2 L_0 \left(e^{-K_1 tc} \right) = \left[K_1 K_2 L_0 - (K_2 - K_1) K_2 D_0 \right] \left(e^{-K_2 tc} \right)$$

$$\frac{e^{-K_1 tc}}{e^{-K_2 tc}} = \frac{K_1 K_2 L_0 - (K_2 - K_1) K_2 D_0}{K_1^2 L_0}$$

$$e^{(K_2 - K_1)tc} = \frac{K_1 K_2 L_0 - (K_2 - K_1) K_2 D_0}{K_1^2 L_0}$$

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} L_n \left[\frac{K_2}{K_1} \left(1 - \frac{(K_2 - K_1) D_0}{K_1 L_0} \right) \right] \quad 40$$

C'est l'équation du temps critique.

Soit f le coefficient d'auto-épuration défini par le rapport:

$$f = \frac{K_2}{K_1} \quad 41$$

Les équations 36, 39 et 40 deviennent respectivement

$$D = \frac{L_0}{f-1} \left[e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t} \right] + D_0 \cdot e^{-K_2 t} \quad 36b$$

$$D_{\max} = \frac{1}{f} L_0 e^{-K_1 t_c} \quad 42b$$

$$t_c = \frac{1}{K_1 (f-1)} L_n \left[f \left(1 - (f-1) \frac{D_0}{L_0} \right) \right] \quad 43b$$

t_c est le temps critique (maximum de déficit en oxygène)

Par changement de variable, on peut exprimer l'ensemble des équations fonction du temps en nouvelles équations fonction de la distance en posant respectivement.

$$t_c = \frac{X}{V}, \quad \partial_1 = \frac{K_1}{V} \quad \text{et} \quad \partial_2 = \frac{K_2}{V}$$

Où :

X - distance séparant un point du cours d'eau à un autre (m)

V - vitesse moyenne d'écoulement (m/s)

K - K_1 ou K_2 coefficient de consommation ou ré aération (j^{-1})

∂ - coefficient de diffusion (m^{-1}).

L'équation 36 s'écrit alors :

$$D = \frac{\partial_1 L_0}{\partial_2 - \partial_1} \left[e^{-\partial_1 X} - e^{-\partial_2 X} \right] + D_0 e^{-\partial_2 X} \quad 44$$

Comme $D_0 = C_s - C_0$ on peut écrire

$$C = C_s - \frac{\partial_1 L_0}{\partial_2 - \partial_1} \left[e^{-\partial_1 X} - e^{-\partial_2 X} \right] - (C_s - C_0) e^{-\partial_2 X} \quad 45$$

Si l'on pose $f = \frac{\partial_2}{\partial_1}$ alors l'équation (45) peut encore s'écrire :

$$D = \frac{L_0}{f - 1} \left[e^{-\partial_1 X} - e^{-\partial_2 X} \right] + D_0 e^{-\partial_2 X} \quad 46$$

L'équation 46 du bilan d'oxygène dans un cours d'eau, s'appelle l'équation de la courbe en sac. Pour des eaux de surface de différentes natures. Faivre (cité par Eckenfelder, en 1981) a donné les valeurs du coefficient d'auto-épuration f représentées sur le tableau 22.

Eau de surface	$f = \frac{K_2}{K_1}$ Coefficient d'auto-épuration
Lac	0,5 – 1,5
Cours d'eau à écoulement lent	1,5 – 3,0
Cours d'eau à écoulement rapide	3,0 – 5,0
Cours d'eau avec des chutes	5,0 – 25,0

Tableau 22 : Valeurs des coefficients d'auto-épuration **f** des eaux de surface selon Faivre.

Le coefficient **f** varie avec la température selon la relation suivante :

$$f_{(T)} = f_{(20^{\circ}\text{C})} \cdot 1,03^{(20-T)}$$

IV. 7 Application pratique du modèle de Streeter et Phelps pour l'Oued Mina

IV. 7. 1 Méthode de détermination des paramètres du modèle K_1 , K_2 et L_0

Dans le but de simplifier le modèle de Streeter et Phelps, il y'a lieu de procéder à un découpage de l'Oued Mina en quatre (04) tronçons dans le sens longitudinal en s'assurant que le régime hydraulique est pratiquement permanent et continu et que la température est invariable le long du tronçon.

Un tronçon peut être défini comme étant un segment du cours d'eau dans lequel ne se produisent pas de rejets polluants et doit présenter une longueur suffisante pour que le temps de séjour d'une masse d'eau y soit important et que le degré de pollution y soit élevé et pour que les erreurs de mesures ne soit pas comparables aux variations à mesurer, selon Martin [49].

Le coefficient cinétique de réaération K_2 est calculé à partir des formules déjà citées par itérations successives jusqu'à l'obtention des teneurs en oxygène dissous calculées par le modèle concordent presque parfaitement avec les données expérimentales.

Par contre le coefficient cinétique de consommation d'oxygène par la matière organique K_1 sera déterminé par la mesure de la D.B.O. au laboratoire et le résultat sera confronté au coefficient cinétique déterminé graphiquement en portant en ordonnée $(t/y)^{1/3}$ et en abscisse t en jours.

t - représente le temps de séjour de la matière organique dans un tronçon donné.

y - représente la quantité de matière organique oxydée après un temps t dans un tronçon donné.

Pour des valeurs moyennes du mois de février 2005 correspond à la période des hautes eaux, on a :

V - vitesse moyenne des eaux de l'Oued Mina dans les différents tronçons 0,74 m/s soit 64 Km/j.,

H - profondeur moyenne de l'Oued Mina en hautes eaux soit 0,95 m.

La valeur de K_2 est déterminée d'une façon empirique par plusieurs auteurs.

A partir de l'équation 9 et en tenant compte des coefficient C, n et m proposés par différents auteurs .On peut facilement calculer K_2

Pour Owens (1) $K_2 = 5,30J^{-1}$

Pour Churchill $K_2 = 4,04J^{-1}$

Pour o'connor & Dobbins..... $K_2 = 3,42J^{-1}$

Pour Eckenfelder $K_2 = 3,40J^{-1}$

Dans notre cas K_2 serait la moyenne arithmétique des différentes K_2 calculés par les différents auteurs. Nous prendrons en considération la moyenne des K_2 calculés soit $K_2=4,04 J^{-1}$.

Néanmoins le coefficient cinétique K_2 moyen trouvé correspond à la valeur de K_2 de Churchill comme le montre les valeurs de K_2 citée ci-dessus.

Pour la détermination des coefficients de ré-aération K_2 dans les différents tronçons de l'Oued Mina on utilisera l'équation de Churchill car son K_2 est pratiquement le même que celui du K_2 moyen des différents auteurs proposés.

IV. 7. 1. 1 Détermination du coefficient de réaération de l'oxygène K_2 dans les quatre tronçons de l'Oued Mina

Dans la suite de notre travail, on divisera le parcours de l'Oued Mina en quatre (04) tronçons.

Tronçon 1 Tousnina - Medroussa

Tronçon 2	Medroussa - Mellakou
Tronçon 3	Mellakou - Tagdmet
Tronçon 4	Tagdmet - entrée du barrage Bakhada.

Dans le calcul de K_2 dans les différents tronçons on prendra la valeur moyenne des K_2 des différents points étudiés représentés par leurs extrémités.

Par exemple pour le tronçon Tousnina-Medroussa, on prendra la valeur moyenne de K_2 (Tousnina) et K_2 (Medroussa).

Les valeurs moyennes de K_2 dans les différents tronçons étudiés sont représentées dans le tableaux 23. On calculera la valeur de K_2 moyen d'où $\bar{K}_2 = \frac{\sum K_2}{4} = 3,81 J^{-1}$

Point de prélèvement	$K_2 (J^{-1})$
Tousnina-Medroussa	5,8
Medroussa-Mellakou	3,20
Mellakou-Tagdmet	3,44
Tagdmet-entrée du barrage Bakhada	2,80
Moyenne	3.81

Tableau 23 : Valeurs moyennes des K_2 dans les différents tronçons de l'Oued Mina.

A partir du tableau 23, on détermine la valeur moyenne de K_2 . Cette valeur ainsi trouvée est sensiblement égale à celle obtenue en utilisant la formule de Churchill à l'ensemble du cours d'eau avec une erreur relative de 5,94%.

IV. 7. 1. 2 Détermination de K_1 et L_0 selon la méthode Thomas (absence de flux de pollution)

L'incubation au laboratoire à 20°C de chaque échantillon d'eau prélevé sur chaque tronçon pendant une période de sept jours a permis de déterminer les valeurs du coefficient cinétique K_1 et de la D.B.O_{ultime} (L_0) en se basant sur la méthode de Thomas.

Le tableau 24 représente les valeurs de la DBO en fonction du temps dans les différents tronçons étudiés.

Temps(jours)	1	2	3	4	5	6	7
Point de prélèvement							
Tousnina–Medroussa	6	8	10	11	20	21	24
Medroussa–Mellakou	7	13	17	20	24	25	26
Mellakou–Tagdmet	9	15	18	21	26	27	28
Tagdmet–entrée du barrage Bakhada	12	17	20	23	28,5	30	33

Tableau 24 : Valeurs de la demande biologique en oxygène à 20°C en fonction du temps des échantillons d'eau prélevés dans les différents points de l'Oued Mina.

En faisant référence à la méthode graphique de Thomas on peut aisément déterminer les rapports t/y puis $(t/y)^{1/3}$ où

t - temps de séjour de l'échantillon d'eau dans le DBO-mètre

y - D.B.O pour chaque tronçon, mg/l

On détermine le graphe de la fonction $(t/y)^{1/3} = f(t)$ pour chaque tronçon.

A partir du graphe on détermine la pente de la droite $a = \frac{dy}{dt}$ et b l'ordonnée à l'origine.

Connaissant a et b on peut déterminer K (coefficient cinétique de consommation d'oxygène) et par conséquent K_1 et L_0 suivant les relations.

$$k = 2,61 \frac{a}{b} \quad \text{avec} \quad k_1 = 2,3k$$

$$\text{et} \quad L_0 = \frac{1}{2,3kb^3} = \frac{1}{k_1b^3}$$

A titre d'exemple étudions les Tousnina-Medroussa.

Les valeurs de $(t/y)^{1/3}$ en fonction du temps sont représentées dans le tableau 25

t (j)	y (mg/l)	t/y	$(t/y)^{1/3}$
1	6	0,17	0,55
2	8	0,25	0,63
3	10	0,30	0,65
4	11	0,36	0,71
5	20	0,25	0,62
6	21	0,28	0,66
7	24	0,29	0,66

Tableau 25 : Valeurs de $(t/y)^{1/3}$ en fonction du temps

La courbe $(t/y)^{1/3} = f(t)$ relative au tronçon Tousnina-Medroussa est représentée sur la figure 26

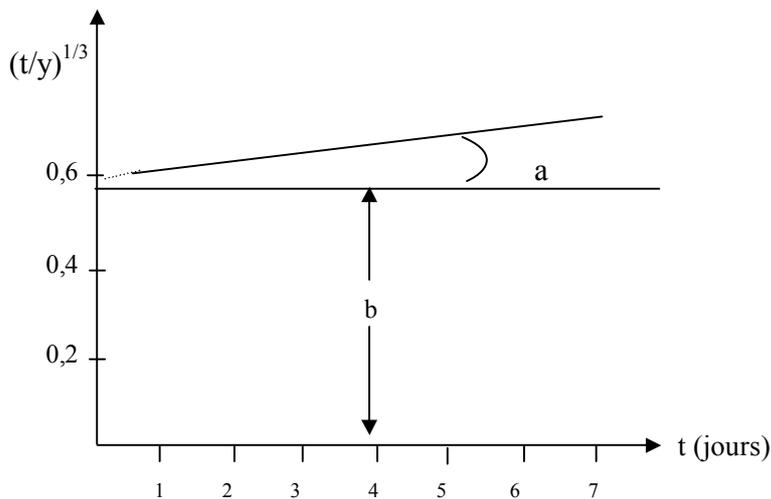


Figure 26 : Représentation de la courbe $(t/y)^{1/3} = f(t)$ relative au tronçon Tousnina-Medroussa.

A partir de cette courbe on peut déterminer a et b

K, K_1 et L_0 sont déterminées à partir des relations

$$a = \frac{dy}{dt} = 0,014$$

$$b = 0,59$$

$$\text{d'où } k = 2,61 \frac{a}{b} = 0,062 \text{ j}^{-1}$$

Soit $k_1 = 2,3k = 0,14 \text{ j}^{-1}$

$$L_0 = \frac{1}{2,3kb^3} = \frac{1}{k_1 b^3} = 34,77 \text{ mg/l}$$

Le tableau 26 donne les valeurs calculées de K_1 et L_0 dans les différents tronçons étudiés.

Point de prélèvement	D.B.O ₅ (mg/l)	K_1 (J ⁻¹)	L_0 (mg/l)	$L_0 / \text{D.B.O}_5$ (mg/l).
Tousnina-Medroussa	20	0,14	34,77	1,73
Medroussa–Mellakou	24	0,16	30,35	1,26
Mellakou–Tagdmet	26	0,30	34,5	1,33
Tagdmet-entrée du barrage Bakhada	27	0,34	40,8	1,70
Moyenne	24,25	0,23	35,10	1,50

Tableau 26 : Valeurs de K_1 et L_0 dans les différents tronçons étudiés de l'Oued Mina.

A partir du tableau 26 on déduit le rapport moyen $\frac{D.B.O_{ultime}}{D.B.O_5}$ donné par l'équation 20 sachant que L_0 est la $D.B.O_{ultim}$. Dans nos calculs on prendra K_1 la moyenne arithmétique de chaque tronçon, d'où

$$\frac{D.B.O_{ultime}}{D.B.O_5} = \frac{1}{(1-e^{-5.0,23})} = 1,46$$

En comparant les résultats de la $\frac{D.B.O_{ultime}}{D.B.O_5}$ calculés selon Thomas et ceux du rapport $\frac{D.B.O_{ultime}}{D.B.O_5}$ déterminés expérimentalement, on peut déduire une similitude des résultats avec une erreur relative de l'ordre de 2,6%.

A la lumière des résultats obtenus, on peut admettre sans aucune doute que la méthode de Thomas est dans l'ensemble satisfaisante et mérite toute notre attention et notre entière fidélité dans son application.

IV. 7. 2 Correction de K_1 et K_2 en fonction de la température

Les valeurs des coefficient K_1 et K_2 sont fonction de la température réelle de l'eau au niveau de chaque tronçon de prélèvement et doivent impérativement faire l'objet d'un réajustement (correction) en utilisant les formules ci-après [9].

$$K_{1(T)} = K_{1(20^\circ C)} \cdot 1,028^{(T-20)} \quad 14a$$

$$K_{2(T)} = K_{2(20^\circ C)} \cdot 1,028^{(T-20)} \quad 14b$$

Les valeurs des coefficients K_1 et K_2 corrigées sont représentées dans le tableau 27.

Point de prélèvement	T(°C)	K_1 (J^{-1})	K_{1C} (J^{-1})	K_2 (J^{-1})	K_{2C} (J^{-1})	$fC = \frac{K_2}{K_1}$
Tousnina-Medroussa	7,90	0,14	0,10	5,8	4,15	41,5
Medroussa-Mellakou	8,55	0,16	0,12	3,20	2,33	19,42
Mellakou-Tagdmet	9,05	0,30	0,22	3,44	2,54	11,54
Tagdmet-entrée du barrage Bakhada	9,3	0,34	0,25	2,70	2,01	8,04
Moyenne	8,7	0,23	0,17	3.80	2,76	20,12

Tableau 27 : Récapitulatif des valeurs corrigées des coefficients K_1 et K_2

Après avoir corrigé K_1 en tenant compte de la température, on calcule le rapport :

$$\frac{D.B.O_{ultime}}{D.B.O_5} = \frac{1}{(1-e^{-5.K_{1c}})} \text{ soit en remplaçant } K_{1moyen} = 0,17 \text{ on obtient}$$

$$\frac{D.B.O_{ultime}}{D.B.O_5} = \frac{1}{(1-e^{-5.0,17})} = 1,74$$

On se referant au tableau 27 on peut constater que l'activité épuratrice des eaux de l'Oued Mina évolue légèrement de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada se traduisant ainsi par un coefficient de réaération décroissant et un coefficient de consommation croissant comme le montre la figure 27.

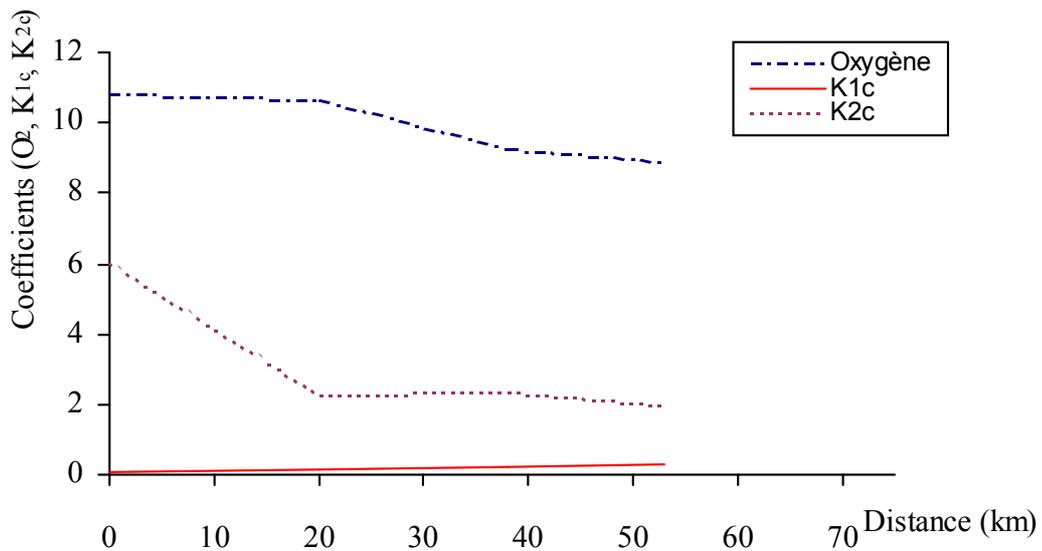


Figure 27: Détermination de l'oxygène dissous, coefficients K_1 et K_2 dans les différents tronçons de l'Oued Mina.

Interprétation des résultats

Le tableau 27 montre de façon claire que le coefficient d'auto-épuration f représenté par le rapport K_2/K_1 diminue de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada ; il en est de même pour le coefficient de ré aération K_2 .

La valeur élevée de f s'explique par le fait que les facteurs hydrogéologiques (débit, vitesse, pente, géologie du sol, faible rejet de polluants etc.) sont dans l'ensemble favorables à l'activité auto-épuratrice.

Par contre le coefficient de consommation d'oxygène K_1 augmente faiblement de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada; ce qui explique que la matière organique est dégradée le long du parcours vu que l'Oued Mina est fortement ré aérée dans cette zone.

IV. 7. 3 Détermination du coefficient cinétique réel K_1 (présence de flux de pollution)

A partir de l'équation $L_t = L_0 e^{-K_1 t}$ on peut calculer aisément la D.B.O₅

A partir de l'équation 17 on peut calculer.

$$\log(L_0 - L_t) = K_1 t$$

A l'instant $t = 5$ jours on a d'où

$$L_0 - L_t = D.B.O_5$$

$$\log D.B.O_5 = K_1 t = \frac{K_1 X}{V}$$

Où :

V - vitesse moyenne du cours d'eau, Km/j

X - distance du trajet, Km

A partir des valeurs des débits et de la D.B.O₅ enregistrées le long des différents tronçons de l'Oued Mina, on calcule les flux de la D.B.O₅. Notons a cet effet que le flux de la D.B.O₅ est le produit du débit par la D.B.O₅.

Soit Flux de la D.B.O₅ = débit x D.B.O₅

Où :

X représente la distance parcourue par les eaux

On détermine le graphe de la fonction $\log(\text{flux}) = f(X)$ comme indiqué sur la figure 28.

- La pente de la tangente est K_1/V
- La courbe ainsi tracée permet de calculer K_1 réel de la manière suivante

Pour le cas précis de l'Oued Mina, la pente $a = K_1/V = 0,0067$

A partir de a on calcule K_1 sachant que $V = 64 \text{ Km/j}$ d'où $K_1 = 0,42 \text{ J}^{-1}$

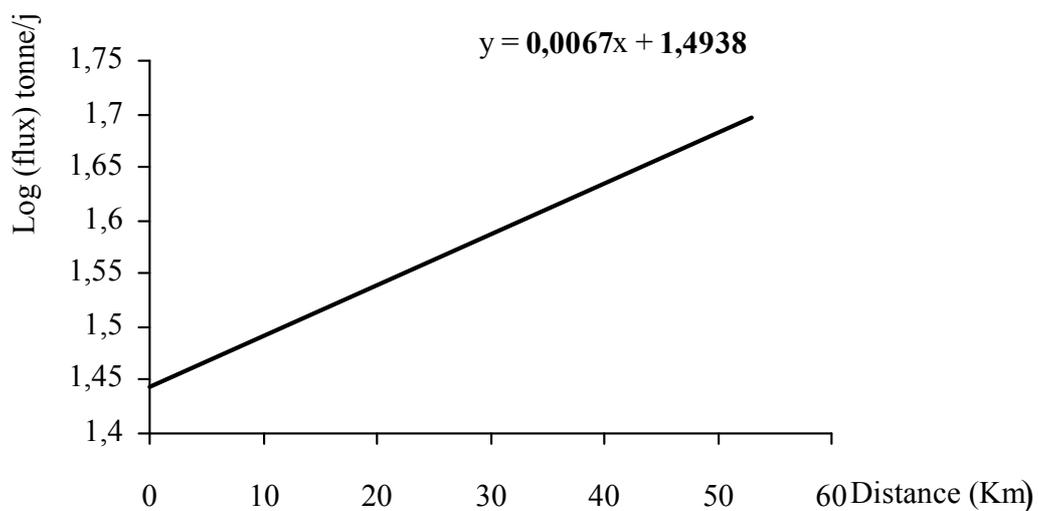


Figure 28: Représentation graphique de $\log(\text{flux})$ en fonction du parcours de l'Oued Mina

La valeur de K_1 déterminée selon la méthode de Thomas (sans flux) est égale à $0,23 \text{ J}^{-1}$ et $0,42 \text{ J}^{-1}$ (avec flux). Cette différence s'explique par les conditions opératoires standards d'incubation au laboratoire (température constante égale à 20°C , absence d'agitation etc...). Ce résultat signifie que 23% de la matière organique biodégradable sont oxydés en une journée dans les conditions de l'incubation.

Le résultat déterminé par le flux de pollution signifie que la vitesse de la dégradation de la matière organique dans le cours d'eau est élevée en raison de la réaération continue engendrée par la turbulence de l'eau et par la photosynthèse ce qui n'est pas le cas dans les conditions standards de détermination de la D.B.O₅. au laboratoire.

La valeur réelle de $K_1 = 0,42 \text{ J}^{-1}$ (avec flux) sera retenue pour d'écrire le modèle de Streeter et Phelps. Cette valeur signifie que 42% de la matière organique biodégradable sont oxydés en une journée.

En réalité en période de hautes eaux, de débit élevé, le temps de séjour total du parcours de l'eau (Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada) correspond à 1,09 jours pour ($X = 70 \text{ Km}$ et $V_{\text{moyen}} = 64 \text{ Km/j}$) ne pourrait pas assurer une dégradation importante des matières organique d'où la faible variation de la demande biologique en oxygène observée le long du parcours d'eau.

IV. 7. 4 Calcul du coefficient d'auto-épuration (f)

Le coefficient d'auto-épuration réel f peut être estimé en fonction de la valeur réelle de K_1 et de la valeur moyenne du coefficient de réaération obtenu au tableau 27

Les valeurs de K_1 et K_2 ont été calculées précédemment soit $K_2 = 2,76\text{J}^{-1}$ et $K_1 = 0,42\text{J}^{-1}$.

$$f = \frac{K_2}{K_1} = \frac{2,76}{0,42} = 6,57$$

Ce qui correspond à un assez bon niveau d'auto-épuration.

En se référant au modèle de Streeter et Phelps on peut évaluer le déficit en oxygène dissous en faisant appel à l'équation

$$D = \frac{L_0}{f-1} \left[e^{-\partial_1 X} - e^{-\partial_2 X} \right] + D_0 e^{-\partial_2 X}$$

L'équation du bilan d'oxygène dans n'importe quel point de l'Oued Mina est décrite par l'équation 46 sachant que

$$D.B.O_{ultime} = 1,74.DBO_5$$

$$K_{1flux} = 0,42J^{-1}$$

$$K_{2c} = 2,76J^{-1}$$

$$f = \frac{K_{2c}}{K_{1flux}} = 6,57 \quad (\text{voir tableau 23})$$

$$V = 64 \text{ km/j}$$

$$D = 0,18 L_0 \cdot \left[e^{-0,006x} - e^{-0,04x} \right] + D_0 e^{-0,04x}$$

C'est l'équation du d'oxygène pour n'importe quel point de l'Oued Mina.

Dans le cas de l'Oued Mina sur le trajet de 70 Km entre Tousnina et l'entrée du barrage Bakhada l'équation du déficit en oxygène s'écrit :

$$D = 0,11 L_0 + 0,06 D_0$$

48

C'est l'équation du bilan d'oxygène global de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada.

Au point initial (Tousnina), les données du tableau 28 sont :

$$D.B.O_5 = 3 \text{ mg/l} \quad L_0 = 1,74 \times D.B.O_5 = 5,22 \text{ mg/l}$$

$$D_0 = 0,87 \text{ mg/l}$$

$$C_S = 11,67 \text{ mg/l}$$

La valeur calculée de la concentration d'oxygène, dans n'importe quel point du cours d'eau, est égale à la différence des concentrations de saturation au point initiale $X = 0$ et le déficit au point considéré, soit $C_{cx} = C_{S0} - D_x$

Le déficit d'oxygène et la concentration à chaque point de prélèvement calculé suivant l'équation 48 est donné dans le tableau 28.

Le profil de concentration en oxygène calculé avec le modèle est celui de la concentration en oxygène mesuré sont représentés sur la figure 29.

Compte tenu de la variation de la température, de la D.B.O₅, de la vitesse K_1 , K_2 et de la profondeur, au niveau de chaque tronçon. Nous nous sommes contentés d'appliquer le modèle de Streeter et Phleps pour chaque tronçon étudié. Les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau 29 et représentés graphiquement sur la figure 30.

Point de prélèvement	X (Km)	$\partial_1 = \frac{K_1}{V}$	$\partial_2 = \frac{K_2}{V}$	$A = e^{-\partial_1 X} - e^{-\partial_2 X}$	$B = \frac{L_0}{f-1} A$	$D_0 = C_s - C_m$	$C = D_0 e^{-\partial_2 X}$	E = B+C	O ₂ cal= C _s -E	O ₂ mesuré	% d'erreur
Tousnina	/	0,001	0,06	0	0	0,87	0,87	0,87	10,80	10,8	0
Medroussa	20	0,002	0,03	0,41	0,15	0,72	0,39	0,54	10,13	10,7	5,6
Mellakou	38	0,004	0,04	0,64	0,31	1,80	0,39	0,70	10,74	9,3	13,4
Tagdmet	53	0,005	0,05	0,70	0,41	2,30	0,1	0,151	10,69	8,9	16,7
Entrée du B.B	70	0,005	0,04	0,09	0,07	1,05	0,64	0,71	10,34	10	3,2

Tableau 28 : Comparaison des valeurs calculées et expérimentales du déficit et de la concentration d'oxygène le long du trajet du l'Oued Mina allant de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada

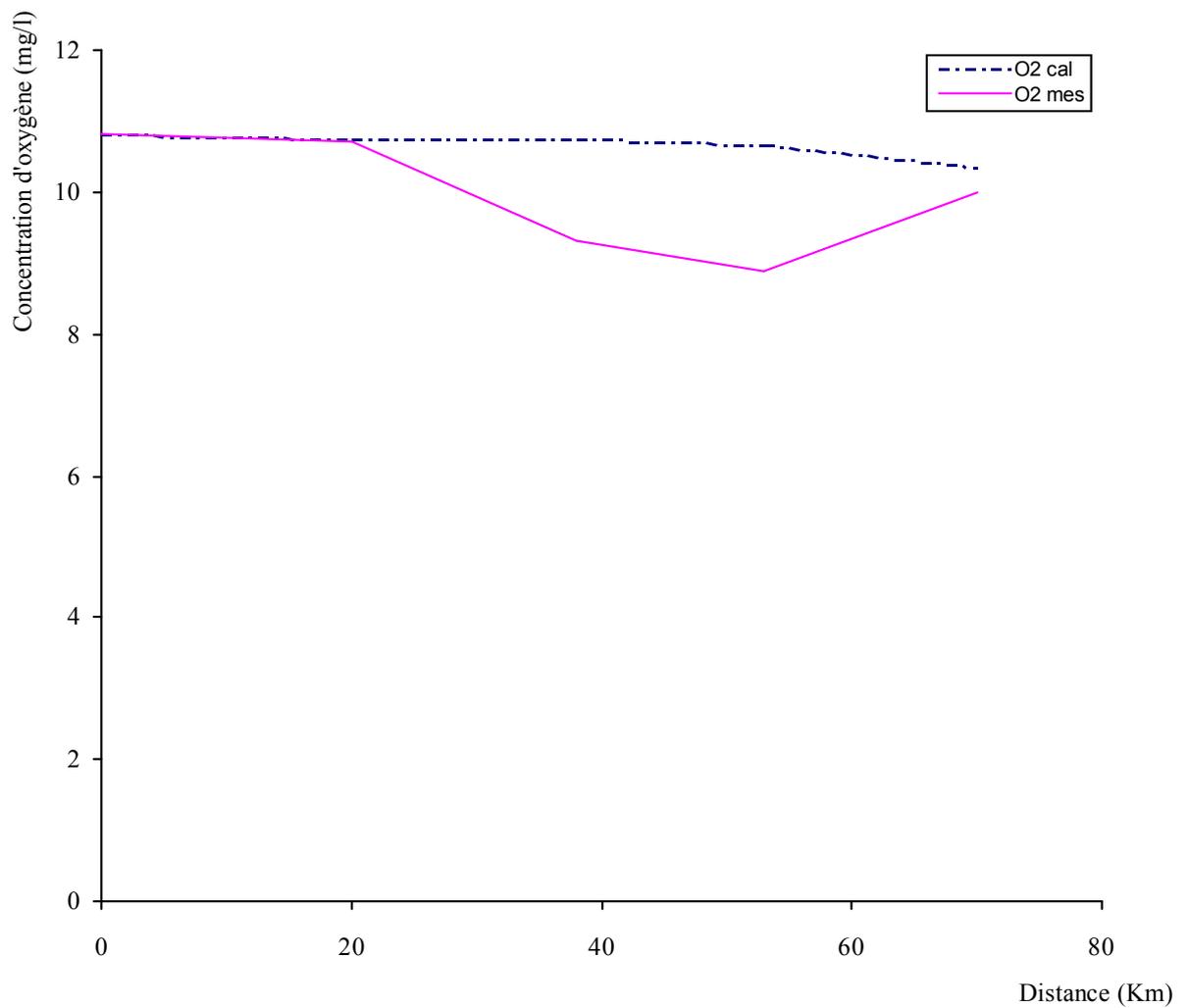


Figure 29: Représentation du modèle de Streeter et Phelps en fonction des données expérimentales du bilan d'oxygène en période des hautes eaux.

Point de prélèvement	X (Km)	$\partial_1 = \frac{K_1}{V}$	$\partial_2 = \frac{K_2}{V}$	$Ae^{-\partial_1 X} - e^{-\partial_2 X}$	$B = \frac{L_0}{f-1} A$	$y = L_0 - L$	$C = D_0 e^{-\partial_2 X}$	E=B+C	$O_{2cal} = C_S - E$	O ₂ mesure	% d'erreur
To → Md	20	0,002	0,06	0,66	0,12	0,80	0,24	0,36	11,18	10,75	3,8
Med → Ml	18	0,003	0,04	0,46	0,20	1,26	0,61	0,81	10,45	10	4,5
Ml → Tg	15	0,004	0,04	0,39	0,27	2,05	1,12	1,40	9,75	9,10	6,6
Tg → B.B	17	0,003	0,03	0,35	0,20	1,67	1,00	1,2	9,92	9,45	4,7

Tableau 29 : Représentation des valeurs calculées et expérimentales du déficit et de la concentration d'oxygène dissous par tronçon

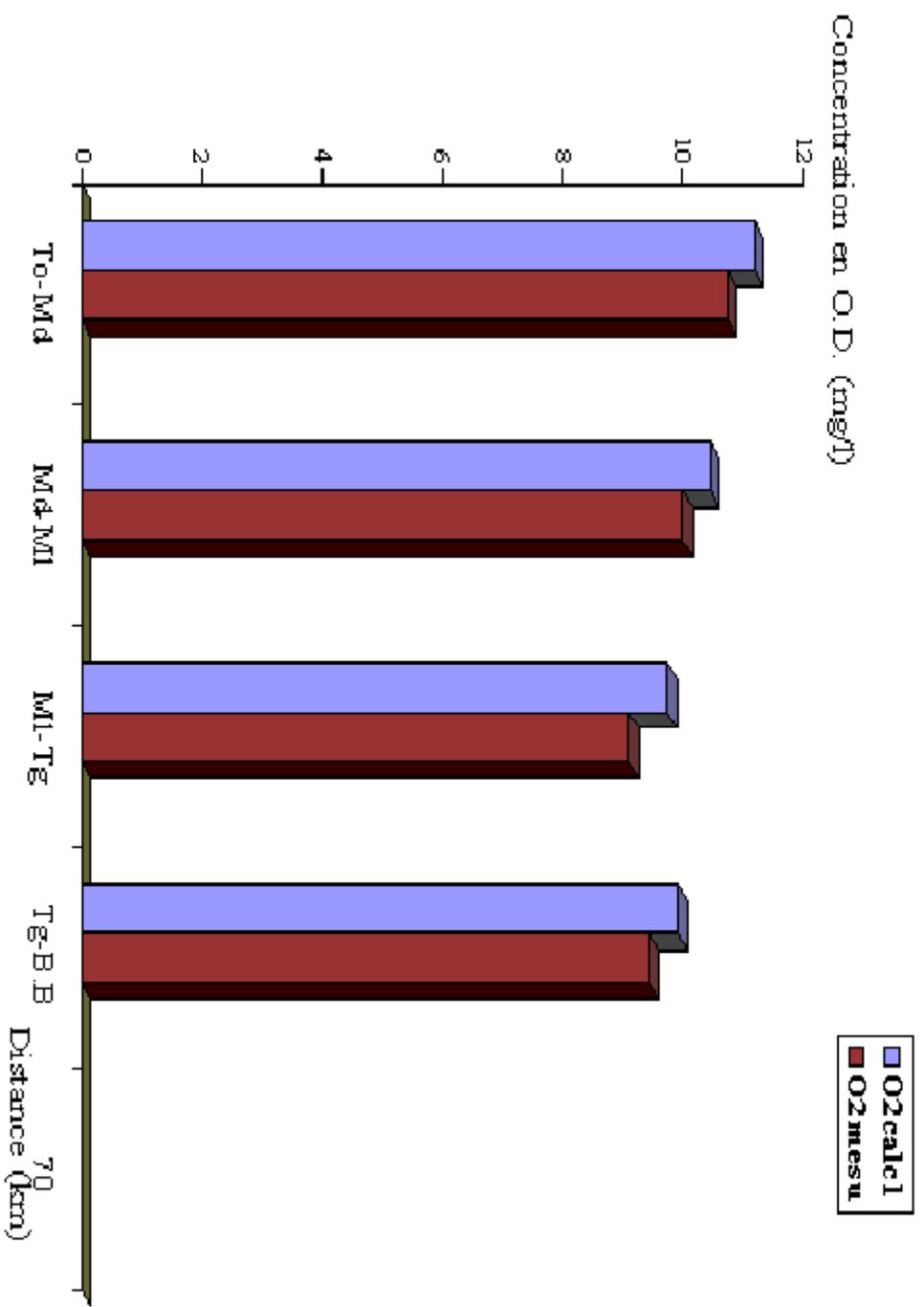


Figure 30 : Histogrammes représentant l'oxygène dissous calculé et mesure par tronçon pour l'Oued Mina en période des hautes eaux (février 2005).

Conclusion

Dans le cadre de la conception d'un modèle mathématique du type Streeter et Phelps, nous nous sommes engagés de tenir compte de tous les facteurs qui ont une incidence directe sur l'état de pollution.

Ce modèle, par rapport à celui de Lefort consiste à réduire les teneurs du bilan d'oxygène à la seule consommation de l'oxygène par les micro-organismes par l'effet de l'oxydation de la matière organique et par la réaération naturelle tel est le cas de l'Oued Mina tant en période des basses eaux qu'en période des hautes eaux.

Les expériences entreprises dans le cadre de notre travail ont montré que l'oxydation des matières organiques de l'Oued Mina est assez limitée dans le temps et se manifeste par un phénomène d'auto-épuration encore insuffisant et surtout en période des basses eaux.

La matière organique biodégradable est mesurée par la demande chimique en oxygène (D.C.O), n'influe pas sur l'activité métabolique des micro-organismes.

L'oxydation des matières organiques est également limitée. Cependant, les coefficients cinétiques de consommation d'oxygène (K_1) obtenus sont assez élevés et traduisent un assez bon niveau de biodégradabilité. Pour le coefficient cinétique de consommation d'oxygène sans flux de pollution ($K_1 = 0,23 J^{-1}$), que celui du coefficient cinétique avec flux de pollution ($K_1 = 0,42 J^{-1}$).

De ce fait, on peut considérer que le pouvoir auto-épuration de l'Oued Mina n'est pas affecté par les valeurs élevées des rapports D.C.O/D.B.O₅ enregistrées et discutées au chapitre précédent.

La faible valeur du temps de passage de l'eau ($t = 1,09$ jour) de Tousnina jusqu'à l'entrée du barrage Bakhada, représente un facteur limitant important du pouvoir auto-épurateur.

La pertinence du modèle de Streeter et Phelps se traduit par la confirmation de la zone de déficit maximal en oxygène dissous, identifiée comme telle par la mesure expérimentale de la teneur en oxygène dissous au niveau de Tagdmet, d'où la nécessité de stopper tous les formes de pollution dans le périmètre de Tagdmet.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

Le régime hydrique de l'Oued Mina est caractérisé par deux comportements extrêmes :

- en période d'étiage, autrement dit en période de sécheresse, tout déversement d'effluent polluant se concentre dans le cours d'eau aux abords des rives en raison d'insuffisance ou d'absence de dilution et de forte évaporation.

Dans ces conditions, aucun phénomène d'auto-épuration n'a lieu et c'est souvent

l'anaérobiose totale qui prédomine, générant par conséquent une image d'égoût à ciel ouvert avec toutes ses retombées catastrophiques par infiltration vers la nappe.

- par contre en période des hautes eaux (forte pluviométrie), les effluents déversés sont presque totalement dilués entraînant dans leur sillage les sédiments de boues formés en période d'étiage.

Le débit du cours d'eau joue un rôle de premier plan dans le processus biochimique de

l'auto-épuration car il est évident que le mouvement de l'eau généré par les turbulences favorise de façon importante le transfert de l'oxygène de l'atmosphère vers les différentes couches des eaux.

Cet oxygène est indispensable non seulement à la survie des microorganismes aquatiques destinés à la dégradation des matières organiques par oxydation mais aussi et surtout à la survie de la faune et de la flore aquatiques.

Les conditions morphodynamiques, souvent variables d'un point à un autre, caractérisées notamment par la section et la pente font que l'Oued Mina est représenté par un profil de vitesse de l'eau ralenti d'amont en aval compris entre 1,05 m/s à l'amont et 0,4 m/s à l'aval.

En période des hautes eaux, le temps de séjour de l'eau de Tousnina à l'entrée du barrage Bakhada est de 1,09 jour. Lors de cette période notamment lors des crues, on assiste à un transfert massif de substances solides aggravé par les extractions incontrôlées de sable dues

à l'insuffisance ou quelque fois à l'absence de plantations d'arbres (forte érosion et lessivage des sols).

La détermination des principaux paramètres de pollution (demande chimique en oxygène, demande biologique en oxygène, oxygène dissous, résidu sec, pH, température, conductivité électrique, analyse chimique, analyse bactériologique) a montré que l'Oued Mina présente un taux de biodégradabilité faible en période des basses eaux et assez bon en période des hautes eaux.

Eu égard aux normes de la demande biologique en oxygène établies par Rodier, on peut constater que les eaux de l'Oued Mina en période des basses eaux sont de bonne qualité de Tounina à Medroussa, passable sur le trajet Medroussa–Mellakou et de qualité médiocre de Mellakou à l'entrée du barrage Bakhada et surtout au niveau du village agricole de Tagdmet (eau souillée et fortement polluée).

Depuis le transfert des eaux usées domestiques et industrielles de la commune de Tiaret vers le barrage de Dahmouni, les eaux de l'Oued Mina sont moins polluées. Toujours est-il que les déversements des produits chimiques d'origine agricole et l'évacuation des eaux usées de certaines communes retardent considérablement le phénomène d'auto-épuration et par conséquent la dépollution totale de l'Oued Mina.

Pour évaluer le comportement à long terme et par conséquent prévoir la réponse du cours d'eau aux déversements de pollution organique (D.B.O) on a jugé utile de recourir à l'élaboration d'un modèle mathématique basé exclusivement sur le bilan de l'oxygène dissous intégrant les principales sources et les pertes de l'oxygène. Il s'agit du modèle de Streeter et Phelps qui est généralement utilisé dans les pays où les matières oxydables (D.B.O, D.C.O) sont utilisées comme des signaux indicateurs réglementaires du taux de pollution.

L'élaboration du modèle de Streeter et Phelps repose sur l'hypothèse simplificatrice qui consiste à réduire les termes du bilan d'oxygène d'une part, à la consommation d'oxygène par les micro-organismes afin d'oxyder les seules matières carbonées et à la réaération naturelle caractéristique à la réalité de l'Oued Mina d'autre part.

Les termes relatifs à la consommation d'oxygène par les matières azotées, par les boues de sédiments et à la réaération par photosynthèse ne se justifient pas dans le cas de l'Oued Mina surtout en période des hautes eaux (hiver) durant laquelle les débits élevés, les faibles temps de séjour de l'eau et le faible ensoleillement empêchent non seulement la formation des sédiments mais aussi la nitrification et la photosynthèse.

En tenant compte des valeurs de K_1 (coefficient cinétique de consommation d'oxygène sans flux) égale à $0,23 \text{ J}^{-1}$ et K_1 avec flux = $0,42 \text{ J}^{-1}$ relatives à l'Oued Mina, on peut déduire que l'oxydation des matières organiques carbonées est dans l'ensemble satisfaisante et répond à un assez bon niveau de biodégradation. Ce résultat implique l'absence de substances inhibitrices ou toxiques dans l'eau.

A notre avis, le temps de séjour de la matière organique dans l'eau qui est de 1,09 jour est un facteur limitant du processus d'oxydation de la matière organique en période des hautes eaux.

Toujours est-il que le modèle de Streeter et Phelps s'avère plus que pertinent dans la mesure où il traduit de manière efficace la confirmation de la zone de déficit en oxygène surtout dans la zone avoisinant le village agricole de Tagdmet où l'on enregistre un déficit d'oxygène de l'ordre de 2,3 mg/l.

La forte teneur de la pollution de l'Oued Mina en nitrates au niveau de la commune de Tagdmet est préoccupante et se justifie par la présence de nitrates dans les sols, de l'apport des produits azotés agricoles et de la présence des boues de sédiments évacuées dans l'eau

de l'Oued Mina, ne dépasse pas 35,5 mg/l ; ce qui est nettement inférieure à la teneur maximale admise par les normes de l'O.M.S qui est de 45 mg/l. Par conséquent, pour le moment il n'y a aucun risque de pollution par les nitrates à moins que d'autres produits à base d'azote ne s'y ajoutent.

Afin d'éliminer toutes les formes de pollution de l'Oued Mina (seul affluent de barrage Bakhadda) pouvant porter un préjudice à la santé humaine et à la survie de la faune et de la flore aquatique, il est recommandé de :

1. stopper au maximum les flux de polluants surtout lorsque la dilution est insuffisante (période d'étiage),
2. rationaliser l'emploi de produits chimiques dans l'agriculture à base d'azote et de phosphore,
3. contrôler la qualité des eaux de l'Oued Mina en permanence par des services mandatés de la Wilaya (D.H.W, A.D.E, Inspection de l'environnement).
4. reboiser les abords de l'Oued Mina afin de consolider les sols et éviter par conséquent l'extraction des sables, des roches et des limons lors des crues hivernales, autrement dit stopper les effets de l'érosion.
5. traiter les eaux usées résiduelles dans des stations d'épuration avant leur rejet dans l'Oued Mina,
6. s'adapter à un changement de notre attitude vis à vis de l'eau, à une meilleure appréciation de sa valeur, à une conscience plus aiguë à l'environnement et par conséquent lutter contre les pollutions à la source autrement dit il vaut mieux s'attaquer aux causes de la pollution qu'à ses effets.

ANNEXE

Tableau 1: Caractéristique générale du barrage Bakhada et de son affluent l'Oued Mina (DHW 1998 Tiaret)

<p style="text-align: center;">Oued Mina</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aire du bassin versant - Périmètre du bassin versant - Précipitation annuelle moyenne (pluie ou neige) - débit d'étiage moyen - Evaporation annuelle moyenne - Apport moyen annuel - Apport solide annuel - Débit spécifique - Plus forte crue connue (2 février 1930) 	<p>1280 Km² 155 Km 542 mm 1m³/sec. Environ (minimum 0,300) 1887 mm 72 Hm³/ an 0,03 Hm³/ an 0,78 l/ s/Km² 1.100 m³/sec. Environ</p>
<p style="text-align: center;">BARRAGE</p> <ul style="list-style-type: none"> - Type - Côte de la crête - Longueur en crête - Largeur en crête - Hauteur maximale hors fonction - Largeur à la base - Cube du massif d'encrochements - Volume des vides - Fruit des talus 	<p>Enrochement 587,25 NGA 220,00 m 5,00 m 45,00 m 100 m 300.000 m³ 32% Aval 1,25/1 Amont variable de 1/1 à 0,85/1</p>
<p style="text-align: center;">RETENUE</p> <ul style="list-style-type: none"> - Côte des plus hautes eaux - Côte de retenue normale - Côte minimale d'exploitation - Surface de la retenue à la côte normale - Volume de la retenue à la côte normale - Volume utile - Volume régularisé - Volume mort - Envasement annuel 	<p>586,00 NGA 584,75 NGA 557,30 NGA 4,492 Km² 56.000.000 m³ 40.000.000 m³ 72.000.000 m³ 13.484 m³ 220.000 m³/an</p>
<p style="text-align: center;">OUVRAGE D'EVACUATION</p> <ul style="list-style-type: none"> - Type - Débit 	<p>Bec de canard 2.000 m³ /s</p>
<p style="text-align: center;">VIDNANGE DE FOND</p> <ul style="list-style-type: none"> - Type - Débit - Diamètre 	<p>Vanne wagon Acier Moule 60 m³/s 2400 x 2400</p>
<p style="text-align: center;">PRISE D'EAU</p> <ul style="list-style-type: none"> - Type - Nombre de prise - Niveau des prises - Volume de béton - Débit - Diamètre 	<p>Tour de prise 02 557,03 et 565,10 NGA / 4m³/sec 1400 x 1400</p>

Tableau 2 : Pluviométrie moyenne mensuelle et annuelle de la région de Tiaret correspondant à la période 1998-2004 (A.N.R.H 1998).

Années \ Mois	Mois												Total Annuel (mm)
	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	
1998-1999	0,7	11,8	22,5	24,8	80,4	68	87,3	0	9,3	0	0	10,3	296,7
1999-2000	42,6	33,4	32,5	77,5	0	0	5,6	13,9	17	0	0	0,9	218,6
2000-2001	11,8	54,7	29,75	16	51,6	47,8	4,8	34,5	7	0	0	0,8	304,5
2001-2002	74,5	12,2	30	29,7	2	12,8	45,2	32,3	46,3	2,5	01	11,3	355,5
2002-2003	0,9	9,6	28,5	29,4	70,7	72,9	10,1	60,4	8,8	9,9	5,2	8,5	329
2003-2004	10,7	39,3	39	60,1	12,7	38,2	11,4	25,4	51,5	14,7	1,03	2,6	313,9
Moyennes Mensuelles (mm)	23,53	26,83	30,10	39,58	36,23	39,95	27,40	27,75	23,32	4,52	1,03	5,73	303,3

Tableau 3 : Valeurs moyennes inter-annuelles et valeur absolue de la température de l'air dans la région de l'Oued Mina (A.N.R.H.de Tiaret 1998).

Mois	m (°C)	M (°C)	(m + M) /2	m' (°C)	M' (°C)
Janvier	1,00	12,5	6,75	00	27,30
Février	0,33	17,27	8,80	00	29
Mars	3,42	20,09	11,75	3,00	30,50
Avril	3,80	21,80	12,8	2,80	40
Mai	6,25	29,50	17,87	6,00	40,50
Juin	10,37	42,26	26,31	4,00	47
Juillet	12,61	42,45	27,53	8,70	44,50
Août	14,67	35,83	25,25	8,00	48,50
Septembre	10,73	28,37	19,55	4,50	41
Octobre	8,63	21,87	15,25	3,80	34,60
Novembre	3,03	25,47	14,25	3,00	30
Décembre	0,38	14,82	7,60	00	25
Moyenne	6,27	26,02	16,14	3,65	36,49

Tableau 7 : Débit mensuel inter annuel de l'Oued Mina (1964-1997 A.N.R.H. Bir-mandreis).

Sep	Oct.	Nov	Dec	Jan.	Fev.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Moyenne
2,71	4,57	3,32	3,44	4,44	4,95	5,62	5,33	4,63	2,57	3,01	2,61	3,93

Figure 5 : Débit mensuel inter-annuel de l'Oued Mina (1964-1997 A.N.R.H)

Bir-mandreis).

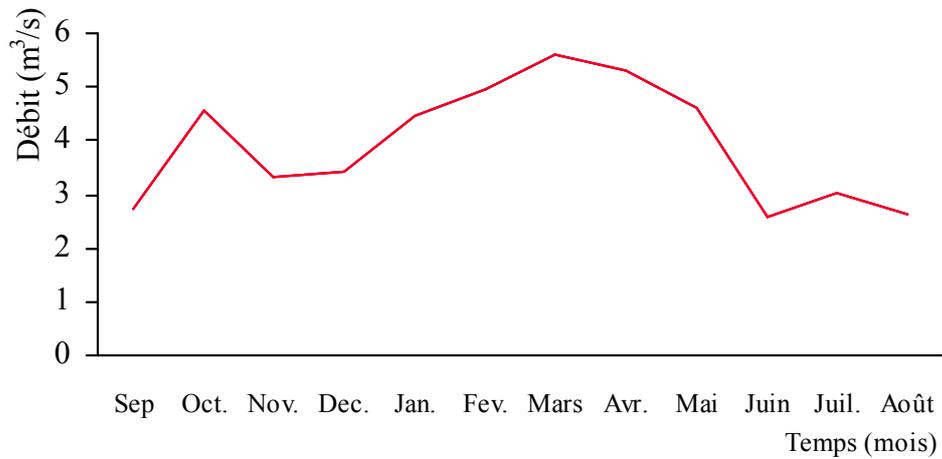


Tableau 12 a : Tableau comparatif des normes de l'eau potable selon la CEE et l'OMS- concentrations maximales admissible.

Législation d'origine	Directive C.E.E. (1998)		OMS (1993)
	Niveau guide (NG)	Concentration maximale admissible (CMA)	
Paramètre organoleptique			
Couleur (mg/l Pt-Co)	1	20	15
Turbidité (NTU)	0,4	4	5
Température (°C)	12	25	-
pH	6,5 à 8,5	9,5	6,5 à 8,5
Conductivité (µs/cm)	400	1250	-
Dureté totale (mg/l)	35	-	500
Calcium Ca ⁺² (mg/l)	100	-	75 – 200
Magnesium Mg ⁺² (mg/l)	30	50	30 – 150
Sodium Na ⁺ (mg/l)	20	100	200
Potassium K ⁺ (mg/l)	10	12	-
Sulfate SO ⁻² ₄ (mg/l)	5	250	250
Chlorure Cl ⁻ (mg/l)	5	50	250

Tableau 12 b : Substances chimiques indésirables dans l'eau - limites acceptables

Substances	Effets indésirables	Doses limites
NO ₂ ⁻	- formation des nitrosamines	0,1 à 1 mg/l
Cl ⁻	- corrosion des conduites - goût désagréables	200 – 600 mg/l
NO ₃ ⁻	- méthémoglobine chez les nourrissons	25 – 50 mg/l
Les composés phosphorés	- développement des algues	0,4 mg/l
SO ₄ ⁻²	- irritation gastro-intestinale	200 – 400 mg/l (O.M.S) 25 – 250 mg/l (U.E)
Zinc	- saveur astringente	5 mg/l au robinet (U.E) 15 mg/l (O.M.S)
Cu	- coloration, turbidité	0,005 – 1,5 mg/l (O.M.S) 100 µg/l (U.E)
Azote (N en mg/l)	-formation des dérives d'ammoniac	1 mg/l
Fe ⁺²	- goût désagréable - coloration parasite	0,2 – 0,3 mg/l (O.M.S) 0,05 – 0,2 mg/l (U.E)
Manganèse	- goût désagréable - coloration parasite	0,05 – 0,5 mg/ (O.M.S)
Calcium	- dépôt excessif de tarte	75 – 200 mg/l
Magnesium	- goût désagréable - irritation gastro-intestinale	30 – 150 mg/l selon la concentration en sulfate (O.M.S)
Sodium	- trouble cardio-vasculaires	200 mg/l
Le fluor	- carie par défaut fluorose par excès	0,8 – 1 mg/l à 20°C
Les composés phénoliques (phénol)	-goût dés désagréables	0,001 – 0,002 mg/l (O.M.S)

Tableau 12 c : Substances chimiques indésirables dans l'eau selon l'OMS et l'UE - limites maximales admissibles

Législation d'origine	Directive U.E		O.M.S
	Niveau guide (NG)	Concentration maximale admissible (CMA)	
Nitrate (NO ₃)	25 mg/l	50 mg/l	10 mg/l
Ammoniaque (NH ₄ ⁺)	0,05 µg/l	0,5 µg/l	-
Fer (Fe ^{+III})	50 µg/l	200 µg/l	300 µg/l
Manganèse (Mn ^{+IV})	20 µg/l	50 µg/l	100 µg/l

Tableau 12d : Substances chimiques toxiques dans l'eau selon l'OMS et l'UE – limites acceptables

Législation d'origine	OMS 1998 limites acceptables	Directive U.E. 1999 limites acceptables
Arsenic (As)	0,05 mg/l	10 µg/l
Cyanure (CN ⁻)	100 µg/l	50 µg/l
Mercure (Hg)	1 µg/l	1µ g/l
Cadmium (Cd)	5 µg/l	5 µg/l
Plomb (Pb)	50 µg/l	25 µg/l en (2003) 10 µg/l en (2013)
Chrome (Cr)	50 µg/l	50 µg/l
Selenium (Se)	10 µg/l	10 µg/l

Tableau 12 f: Normes Internationales applicables à l'eau de boisson
Substances chimiques toxiques selon l'OMS

Substances	Concentration limite (mg/l)	
Plomb	0,1	
Arsenic	0,05	
Sélénium	0,01	
Chrome (en Cr hexavalent)	0,05	
Cyanures	0,05	
Cadmium	0,01	
Baryum	1,0	
Nitrates (en NO ₃)	45	
Substances et propriétés chimiques influant sur la potabilité de l'eau		
Substances	Concentration maximale acceptable	Concentration maximale admissible
Matières solides totales	500 mg/l	1500 mg/l
Couleur	5 unités Pt-Co	50 unités
Turbidité	5 unités (U T)	25unités
Gout	limite subjective d'acceptable	-
Odeur	limite subjective d'acceptable	-
Fer (Fe)	0,3 mg/l	1,0 mg/l
Manganèse (Mn)	0,1 mg/l	0,5 mg/l
Cuivre (Cu)	1,0 mg/l	1,5 mg/l
Zinc (Zn)	5,0 mg/l	15 mg/l
Calcium (Ca)	75 mg/l	200 mg/l
Magnésium (Mg)	50 mg/l	150 mg/l
Sulfate (SO ₄)	200 mg/l	400 mg/l
Chlorure (Cl)	200 mg/l	600 mg/l
pH	7,0 < pH < 8,5	6,5 < pH < 9,2
Sulfate de magnésium + sulfate de sodium	500 mg/l	1 000 mg/l
Composés phénoliques (en phénol)	0,001 mg/l	0,002mg/l
Extrait chloroforme sur	0,2 mg/l	0,5 mg/l

charbon (ECC :polluants organiques) Alkylbenzène sulfonates	0,5 mg/l	1,0 mg/l
Norme internationales relatives aux eaux de captage pour l'eau de boisson Substances indicatrices d'une pollution selon OMS		
Demande chimique d'oxygène (DCO)		10
Demande biologique d'oxygène (DBO ₅)		6
Azote total, abstraction faite de NO ₃		
Graisse		1
Normes Européennes applicables à l'eau de boisson Elément toxiques		
Eléments	Concentration limite	
Arsenic (As)	0,05 mg/l	
Cadmium (Cd)	0,01 mg/l	
Chrome hexavalent (Cr)	0,05 mg/l	
Cyanures (CN ⁻)	0,05 mg/l	
Plomb (Pb)	0,1 mg/l ou 0,3 mg/l après 16h de contact avec les canalisations	
Sélénium (Se)		
	0,05 mg/l	

12 h : Eléments à contrôler

Eléments	Concentration limite recommandée (mg/l)
Ammoniaque (NH ₄)	0,05
Anhydride carbonique libre	0 pour l'anhydride agressif
Chlorure (Cl)	300
Cuivre (Cu)	0,05 mg/l à la station de pompage ou 3 mg après 16h de contact avec les canalisation
Dureté totale	entre 100 et 500
Fer total (Fe)	0,1
Fluor (F)	1,5
Magnésium (Mg)	30
Manganèse (Mn)	0,05
Nitrate (NO ₃)	50 (acceptable de 50 à 100)
Oxygène dissous	minimum 5
Phénol	0,001
Sulfate (SO ₄)	250
Sulfures (H ₂ S)	0,05
Surfactifs anioniques	0,2
Zinc (Zn)	5

I Textes en vigueur relatifs au **périmètre de protection**

Le code Algérien des eaux dans l'article 110, définit le périmètre de protection comme : « un contour délimitant le domaine géographique à l'intérieur duquel est interdite ou réglementée toute activité susceptible de porter atteinte à la conservation qualitative des ressources en eau »

I.1 Définition du périmètre de protection selon Vibert (1969)

C'est la délimitation d'une surface à l'intérieur de laquelle des textes réglementaires interdisent toute activité susceptible d'atteindre ou de nuire à la qualité de l'eau dans l'intérêt de l'hygiène publique [50].

I. 2 Les textes en vigueur réglementant les périmètres de protection selon le code Algérien des eaux

Article 111 : « Les activités pouvant faire l'objet d'interdiction ou de réglementation à l'intérieur des périmètres de protection concernant notamment :

- l'exécution des puits ou forages ,
- l'exploitation des carrières,
- l'installation de canalisations, réservoirs et dépôts d'hydrocarbures,
- l'installation de canalisations des eaux usées de toute nature,
- l'établissement de toute construction,
- l'épandage de fumiers, engrais et tous produits destinés à la fertilisation des sols et à la protection des cultures,
- les dépôts d'ordures, immondices, détritiques, produits radioactifs et d'une manière générale, tout produit et matière susceptible de porter atteinte à l'environnement ».

Article 109 : « Toute ouvrage d'approvisionnement en eau, à usage collectif, destiné à la consommation humaine doit être protégé contre toute cause accidentelle ou volontaire susceptible de dégrader la qualité de l'eau ».

Article 114 : « Il est institué autour des points de prélèvement, des périmètres de protection qualitative prévus à l'article 43 de la loi n°83.03 du 05 février 1983 relative à la protection de l'environnement ».

Article 120 : « Dans les zones où les ressources en eau souterraine sont surexploitées, et en vue d'assurer leur conservation, l'administration peut procéder à une limitation des débits d'exploitation ou à la mise hors service d'un certain nombre de point de prélèvement ».

I. 2. 1 L'application de ces articles pour la nappe du Mina

En général, dans les pays du tiers monde, l'application de ce type d'article et leur suivi sur le terrain est très rares, par l'absence de vulgarisation de la notion d'hygiène du milieu et de l'environnement, ainsi que le manque de motivation de certaines autorités administratives.

L'article 111 n'est pas encore appliqué, puisque l'on a constaté plusieurs installation de canalisations des eaux usées de toute nature, qui gagne du terrain au détriment de la nappe.

II. 3 Délimitation d'un périmètre de protection

La délimitation précise du périmètre de protection n'obéit à aucune méthode scientifique précise, mais il est reconnu en hydrogéologie qu'il faut prendre en considération les paramètres spécifiques pour chaque nappe, notamment les conditions hydrogéologique de l'aquifère souterrain, sa vulnérabilité, la nature des terrains constituant, la porosité, les écoulement au repos et en pompage.

II. 3. 1 Notions introduites dans la délimitation du périmètre de protection

Schoeller [50] donne les définitions suivantes en considérant l'aspect hydrodynamique :

Zone d'appel (ou cône d'appel)

C'est le domaine dans lequel l'ensemble des lignes de courant se dirigent vers les puits ou forage en pompage, donc où l'eau est captée. Cette zone d'appel peut se construire à partir du cône de rabattement ou zone d'influence.

Zone d'influence

C'est le domaine où les niveaux sont influencés, c'est à dire, rabattus par pompage. Cette zone s'étend à la fois à l'intérieur et en dehors de la zone d'appel.

Périmètre d'appel

C'est la ligne neutre qui sépare la zone influencée et non captée, de celle captée et non influencée.

L'aire d'alimentation

Elle est comprise dans la zone d'appel, elle se situe en amont du captage et comprend nécessairement le périmètre de protection.

I. 4 Dispositions prises par quelques pays

Dans tous les pays, on admet la nécessité de protéger les captages des eaux souterraines contre toutes les souillures externes dans l'intérêt de l'hygiène publique.

Dans toutes ces dispositions l'intervention des géologues et hydrogéologues est obligatoire.

I. 4. 1 Cas de l'Algérie

En Algérie selon les articles 114, 115 et 116 du code des eaux, c'est le ministère chargé des ressources en eau qui définit le périmètre de protection comme une zone de protection immédiate ou rapprochée où interdire toutes activités visées par l'article 111 sus-cité ainsi que :

- la circulation des véhicules automoteurs
- l'installation de stations de service de distribution de carburant
- toute activité sur le plan d'eau, telle que la pêche, chasse, navigation, lavage et nettoyage.
- toute autre activité susceptible d'altérer la qualité des eaux.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- [1]- Recueil de l'Agence Nationale des Barrages – Alger 2000.
- [2]- Recueil de la Direction Hydraulique de la Wilaya de Tiaret 1998.
- [3]- ANRH « Annuaire hydrologique de l'Algérie », p. 51 Tiaret 1985-1986.
- [4]- A.N.R.H Tiaret - Agence Nationale des Ressources Hydriques de Tiaret 1997.
- [5]- P. Seltzer « Le climat de l'Algérie », Edition TYRO et Jules Carbonel Alger p. 218, 1946.
- [6]- F. Bagnoul et Gausson « Saison sèche et indice xéothermique », Bull. Soc. Hist .Nat. de Toulouse p 193-239, 1953.
- [7]- L. Emberger « Une classification biographique des climats », trav Lab Bot Zool Fac Sci Serv Bot p. 3-34 Montpellier 1955.
- [8]- P. Stewart « Quotient pluviométrique et dégradation de la biosphérique », Bull. Soc Hist Nat AfrNoerd p. 23-26, 1969.
- [9]- M. Mohamed Said « Caractérisation de l'état de pollution par le modélisation du pouvoir auto-épurateur », Magister Tizi ousou 2002.
- [10]- C. Aïgoun « Etude hydrogéologique de la nappe alluviale du bas Sebaou », Alger 1981.
- [11]- A.N.R.H–Agence Nationale des Ressources Hydriques de Bir-mandreis, Alger 1997.

[12]- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF), « Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales », cahier 1, 1994.

[13]- Ber in Decamps « La vie dans les cours d'eau », revue universitaire de France, p.128, Paris 1971.

[14]- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec « Généralités », Direction des laboratoires, p.63, Internet.

[15]- M. Bouziani « L'eau, de la pénurie aux maladies », Ed Ibn Khaldoun, Alger, Septembre 2000.

[16]- Ouvrage collectif, éditions le Moniteur, « L'eau et les collectivités locales », 1991, Internet.

[17]- J. Mallevalle et Al « Effet de l'azote sur les goûts et les odeurs », in MASSCHELN, ozone et ozonation des eaux, Ed Lavoisier p. 2, 1991.

[18]- J-Paul Beaudry « Chimie des eaux », Ed Gaston. J. Beaudion Canade, 1992.

[19]- Circulaire DGS/VS4 N° 97- 451 « Relative aux teneurs en triazines et nitrates des eaux destinées à la consommation humaine », Paris 1997.

[20]- Décret N°98-3 modifié du 03/01/89 relatif « Eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles », Internet.

[21]- J.Rodier « L'analyse de l'eau », Dunod, Paris 1984.

[22]- Office international de l'eau « Gestion technique d'un service des eaux », tome 1, Limoges, 1999.

[23]- W. A. Moore, R. C. Kromer, C. C. RUCHHOFT” « Dichromate reflux method for determination of oxygen consumed Anal. Chem » ; de 21, 953, France 1949.

[24]- R. A. DOBBS, R.T. WILLIAMS « Elimination of chloride interference in the chemical oxygen demand. test. anal. Chem », p. 35, 1064, 1936.

[25]- CCI TROYES « Eaux usées et assainissement, les traitements adaptés », Paris 2002.

[26]- M. Dore, N. BRUNET B. LEGUBI. « Participation des différents composés organiques à la valeur des critères globaux de pollutions », Ed CERBEDEAU p. 3-1132, 1975.

[27]- Degremont « Memento technique de l'eau », tome 1 9ème Edition Paris 1978.

[28]- Dore « Chimie des oxydants et traitement des eaux », Edition Lavoisier Paris 1989.

[29]- Degrement « L'eau, l'industrie, les nuisances N°70 spécial eau potable », Paris 1920.

[30]- Merck « L'analyse de l'eau », Darmstadt, Allemagne.

[31]- G. Castany « Principes et méthodes de l'hydrologie », Edition Dunod, Université de Paris p. 136, 1982.

[32]- D. Couillard et M. Pedneault « Calcul de réacteurs et modèles mathématiques de qualité des eaux », I.N.R.S Québec 1972.

[33]- J. Faivre et Al « Annales de la nutrition et de l'alimentation p.30-83, 1976.

[34]- Streeter et Phelps « Public health bulletin N°146 », Department of A.S. Public Health, 1958.

[35]- D. Lefort « Modèles mathématiques de pollution de rivière, la houille blanche », Numéro spécial 8. 699-704, 1972.

[36]- W. Dobbins « Bod and oxygène relationships in Streams », J.A.S.C.E. San. Div, 90, SA3, 53-78, 1964.

[37]- D. O'connor et Dobbins «Mécanisme of réaération in naturels streams », Trans. ASCE, 123-641, 1958.

[38]- M Journet et Al « La méthodologie de la mesure et du contrôle, traitement de données », Collection recherche et environnement N°8, 565-587, documentation Française Paris 1977.

[39]- W. Eckenfelder « Gestion des eaux usées urbaines et industrielles », Lavoisier technique et documentation, Paris 1981.

[40]- M. Churchill et Al « The Prediction of streams réaération rates », J. Sanit Eng. Div; ASCE, 8, SA41, 1962.

[41]- M. Owens et Al « Some réaération studies in streams », J. Air water. Pollut p. 8, 460, 1964.

[42]- M. Bansal « Atmosphere réaération in natural streams » ,Water research N°7, 769, 1973.

[43]- P. Issacs et Al « An experimental study of the effect of channel surface ronglaness on the réaération Rate coefficient », Proc. 24th Ind Waste conf, Purdue university, lafayette Ind, 1969.

- [44]- V. Kothandaraman et Bewing « Probanistic analysis of dissolved oxygen-biochemical oxygen demand relationship in streams », J. Water. Pollu. Control. Fédération, 41, N°2. R73, 1969.
- [45]-M. Negulescu et Rojanski « Recent research to determine the reaeration coefficient », Water research N°3, 189, 1969.
- [46]- H. Roques « Fondement théorique de l'épuration biologique », Ed Lavoisier Paris 1981.
- [47]- A. Thomas « Graphical determination of BOD curve constants Water servage works », p. 97, 121 1950.
- [48]- A. Melzer «Journées de l'hydraulique de la Société hydrotechnique de France » France 1975.
- [49]- G. Martin « Le problème de l'azote dans l'eau », document interne, Université de Rennes 1982.
- [50]- A. Vibert « Les périmètres de protection des captages d'eaux » p.611-614 Paris 1969.