

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene
Faculté de Génie Civil



THESE

Présentée pour l'obtention du grade de Docteur en science

En : Génie Civil

Spécialité : Hydraulique

Par: Mr DJELITA Belkheir

Thème

**Caractérisation hydrologique et dynamique des
polluants dans les eaux des bassins versants de
l'Ouest-Algérien : Sources-Estimation-
Modélisation**

Soutenue publiquement le 07 / 07 / 2015, devant le jury composé de :

Pr. E. MOUZAI	Professeur, à l'USTHB.	Président
Pr. S. BOUZID-LAGHA	Professeur, à l'USTHB.	Directrice de Thèse
Pr. A. AIDAOUI	Professeur, à l'ENSA.	Examinateur
Pr. A. ARAB	Professeur, à l'USTHB.	Examinateur
Pr. N. BACHARI	Professeur, à l'USTHB.	Examinateur
Pr. M. B. LAHRECH	Professeur, à l'Université de Djelfa.	Examinateur

Dédicace

Il n'existe présent plus précieux que le savoir, c'est à ce titre que je dédie avec humilité cet humble mémoire qui représente l'aboutissement de plusieurs années de sacrifice, de patience et de labeur, à ceux qui m'ont permis de vivre ce jour :

À Mes Très Chers Parents,

À Ma Chère Femme Camille.

À Tous Mes Frères et Sœurs.

À Tout Les Enseignants Que

J'ai Eu Au Fil Des Ans

À Tous Mes Amis Et Collègues.

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer toute ma gratitude à tous ceux qui ont contribué à sa réalisation, en particulier :

Pr. Souad BOUZID- LAGHA pour m'avoir encadré, suivi et encouragé, qu'elle trouve ici ma profonde reconnaissance.

Pr. E. MOUZAI qui m'a fait l'honneur de présider le jury.

Pr. A. AIDAOUI, Pr. A. ARAB, Pr. N. BACHARI et Pr. M. B. LAHRECH, pour avoir accepté de juger mon travail en faisant partie du jury.

Mr. C. MAHI pour son accueil fraternel, son aide, sa disponibilité et pour l'accès libre à son laboratoire qui m'a accordé ainsi que l'ensemble du personnel du laboratoire de l'ANRH d'ORAN.

L'ensemble du personnel de laboratoire d'écologie animale de la faculté des sciences biologiques(USTHB), en particulier son directeur le Pr. A. ARAB.

Mes vifs remerciements vont vers ma femme Camellia pour ses encouragements, son soutien et sa contribution dans la rédaction du texte de la thèse.

Il m'est aussi agréable, de remercier tous mes amis (es), qui, sans leurs aides et encouragements, ce mémoire n'aurait pas vu le jour.

Résumé

Ce travail décrit l'étude des mécanismes d'eutrophisation dans le barrage de Hammam Boughrara, situé au Nord-Ouest de l'Algérie, dans la Wilaya de Tlemcen. L'exploitation d'une base de données relative à des variables physico-chimiques, biotiques et hydrologiques, couvrant notamment la période de janvier 2008 à décembre 2010, a contribué à la compréhension de l'évolution de cet écosystème et de l'impact de la morphologie et de l'hydrologie. En l'occurrence : l'évolution spatio-temporelle de chaque variable, l'étude de la dynamique des populations phytoplanctoniques ainsi que leurs principaux nutriments et l'état trophique du barrage. L'étude de corrélation effectuée, peut constituer une contribution notable à la prédiction des concentrations en phosphore ou en matières en suspension (MES) à partir des débits au cours de la saison des pluies. Les résultats obtenus contribueront à une meilleure gestion de la qualité des eaux en termes de lutte contre l'eutrophisation. Ainsi, ils pourront être utilisés comme aide à la décision dans le cadre d'un développement durable.

Mots clés Barrage Hammam Boughrara; pollution; eutrophisation; phosphore; dynamique des polluants; modélisation.

Abstract

This work describes the study of mechanisms of eutrophication of Hammam Boughrara Dam, located in the northwest of Algeria in the Wilaya of Tlemcen. The exploitation of a database, which contains scientific results especially covering the period from January 2008 to December 2010, related to the physico-chemical, biotical and hydrological variables, has contributed to the understanding of this ecosystem evolution and the morphology and hydrology impact. so, the spatiotemporal evolution of each variable, the study of the dynamics of phytoplankton populations, their principals nutriments and trophic status of the dam. The correlation study performed may constitute a notable contribution to the prediction of phosphorus concentrations or MES from the debit during the rainy season. obtained results will contribute to better water quality management in terms of fighting eutrophication. Thus, they can be used as decision support in the context of sustainable development.

Key words Hammam Boughrara Dam; pollution; eutrophication; phosphorus; pollutants dynamic; modelling.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE	2
CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE	
INTRODUCTION	6
I.1. EUTROPHISATION	6
I.1.1. PHASES DE L'EUTROPHISATION DANS UN PLAN D'EAU	7
I.2. FACTEURS DE CONTROLE DE L'EUTROPHISATION.	9
I.2.1. NUTRIMENTS	9
I.2.1.1. AZOTE	10
I.2.1.2. PHOSPHORE	11
I.2.1.3. MATIERE ORGANIQUE	12
I.2.2. CLIMAT ET HYDROLOGIE	12
I.2.3. GEOLOGIE ET TOPOGRAPHIE DU BASSIN VERSANT	14
I.2.4. FACTEURS HUMAINS	14
I.2.5. FACTEURS LIES AU PLAN D'EAU	15
I.2.6. ACTIONS A L'EHELLE DU BASSIN VERSANT : REDUCTION DES CHARGES DE PHOSPHORE A LA SOURCE.	16
I.3. VIEILLISSEMENT D'UN LAC	18
I.4. NOTION D'ELEMENT NUTRITIF LIMITANT	19
I.5. INDICATEURS DE L'ETAT TROPHIQUE	19
I.6. STRATIFICATION ET BRASSAGE DE LA MASSE D'EAU	20
I.7. OUTILS INFORMATIQUES ET GESTION DES PLANS D'EAU	21
I.7.1. DEFINITIONS ET CLASSIFICATION DES MODELES	21
I.7.1.1. MODELES DETERMINISTES, MODELES STOCHASTIQUES	21
I.7.1.2. MODELES EMPIRIQUES, STATISTIQUES, CONCEPTUELS, A BASE PHYSIQUE	22
CHAPITRE II : PRESENTATION ET CARACTERISATION DE LA REGION D'ETUDE	
INTRODUCTION	24
II.1. BASSIN VERSANT DE L'OUED MOUILLAH	25
II.2. BARRAGE HAMMAM BOUHRARA	26
II.3. CADRE SOCIO- ECONOMIQUE	27

II.3.1. ARMATURE URBAINE DU BASSIN VERSANT DE L'OUED MOUILLAH	27
II.3.1.1. REGION D'OUJDA	27
II.3.1.2. COMMUNE DE MAGHNIA	28
II.3.1.3. COMMUNE DE HAMMAM BOUGHRARA.	28
II.3.2. SITUATION DEMOGRAPHIQUE	28
II.3.2.1. OUJDA.	28
II.3.2.2. DAÏRA D E M AGHNIA	29
II.3.3. ACTIVITES ECONOMIQUES	29
II.3.3.1. REGION D 'OUJDA	29
II.3.3.2. REGION DE M AGHNIA.	29
II.3.3.2.1. AGRICULTURE	29
II.3.3.2.2. PRODUCTION ANIMALE	30
II.3.3.2.3. INDUSTRIE	30
II.3.3.2.4. TOURISME	30
II.4. CADRE HYDROGRAPHIQUES	30
II.5. CADRE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE.	31
II.5.1. CADRE GEOLOGIQUE	31
II.5.1.1. QUATERNAIRE.	31
II.5.1.2. TERTIAIRE.	31
II.5.1.3. SECONDAIRE.	31
II.5.1.3.1. CRETACE.	31
II.5.1.3.2. JURASSIQUE SUPERIEUR.	32
II.5.1.3.3. JURASSIQUE MOYEN ET INFERIEUR.	32
II.5.1.3.4. PRIMAIRE.	33
II.5.1.4. ROCHES VOLCANIQUES.	34
II.5.2. HY DROGEOLOGIE.	34
II.5.2.1. IDENTIFICATION DES AQUIFERES ETLEURS CARACTERISTIQUE. . .	34
II.5.2.2. PRESENTATION DES PRINCIPALES NAPPES.	35
II.5.1.2.2.1. NAPPE : « NP01 »	36
II.5.1.2.2.2. NAPPE : « NP02 »	36
II.5.1.2.2.3. NAPPE : « NP03 »	36
II.5.1.2.2.4. NAPPE : « NP04 »	36

II.6. SOLS ET VEGETATIONS.	36
II.6.1. NATURE ET PEDOLOGIE DES SOLS.	37
II.6.2. OCCUPATION DES SOLS.	37
II.7. CADREHYDRO- CLIMATOLOGIQUE.	37
II.7.1. PRECIPITATIONS.	37
II.7.1.1. ANALYSE DES PRECIPITATIONS ANNUELLES.	38
II.7.1.2. PRECIPITATIONS MENSUELLES.	39
II.7.2. VARIABLES CLIMATIQUES.	40
II.7.2.1. PRECIPITATIONS (AUTRE QUE LA PLUIE)	40
II.7.2.1.1. NEIGE.	40
II.7.2.1.2. GRELE.	40
II.7.2.1.3. ORAGES.	40
II.7.2.2. TEMPERATURES.	41
II.7.2.3. VENTS.	42
II.7.2.4. EVAPOTRANSPIRATION.	43
II.7.2.5. INSOLATION.	43
II.7.3. REGIME CLIMATIQUE DE LA REGION D 'ETUDE	43
II.7.3.1. INDICE D'EMBERGER	43
II.7.3.2. COURBE OMBROTHERMIQUE.	44
II.8. ECOULEMENTS « CALCUL DES APPORTS »	45
II.8.1. ESTIMATION DU TEMPS DE CONCENTRATION.	46
II.9. SOURCES DE POLLUTION.	46
II.9.1. PREMIERE PARTIE : « POLLUTION DU COTE ALGERIEN »	46
II.9.1.1. SOURCES DE POLLUTION DOMESTIQUE.	46
II.9.1.2. SOURCES DE POLLUTION INDUSTRIELLE.	47
II.9.1.2.1. ENCG.	47
II.9.1.2.2. ERIAD (MAÏSERIE DE LA TAFNA)	48
II.9.1.2.3. ENOF	48
II.9.1.2.4. ECVO	49
II.9.1.3. SOURCES D E POLLUTION AGRICOLE.	49
II.9.1.4. ENGRAIS.	50
II.9.1.4.1. ELEVAGE.	50

II.9.2. DEUXIEME P ARTIE « POLLUTION DU COTE M AROCAIN »	50
II.9.2.1. REJETS DOMESTIQUES	50
II.9.2.2. REJETS INDUSTRIELS.	50
CONCLUSION.	51
 CHAPITRE III : MATERIELS ET METHODES	
INTRODUCTION	53
III.1. ECHANTILLONNAGE.	53
III.1.2. CONSERVATION DES ECHANTILLONS.	53
III.2. CHOIX DES STATIONS D'ETUDES.	54
III.3. FACTEURS ABIOTIQUES.	55
III.3.1. PARAMETRES MESURES IN SITU.	55
III.3.1.1. OXYGENE DISSOUS (O2)	55
III.3.1.2. CONDUCTIVITE.	56
III.3.1.3. TRANSPARENCE.	56
III.3.2. POTENTIEL HYDROGENE.	56
III.3.2.1. PARAMETRES PHYSIQUES.	56
III.3.2.1.1. MATIERES EN SUSPENSION (MES)	56
III.3.3. PARAMETRES CHIMIQUES.	56
III.4. FACTEURS BIOTIQUES.	57
III.4.1. DOSAGE DE LA CHLOROPHYLLE «a»	57
III.4.2. ETUDE DU PHYTOPLANCTON.	59
III.4.2.1. CONSERVATION DES ECHANTILLONS.	59
III.4.2.2. NUMERATION DU PHYTOPLANCTON ; METHODE D'UTERMÖHL (1958)	59
III.4.3. ETUDE QUALITATIVE DU PHYTOPLANCTON	59
III.4.4. ETUDE QUANTITATIVE DU PHYTOPLANCTON	60
III.4.4.1. DENSITE	60
III.4.4.2. DOMINANC.	60
III.4.4.3. ETUDE DE L'EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA DIVERSITE SPECIFIQUE.	60
III.4.5. ANALYSE DE LA COMMUNAUTE PLANCTONIQUE.	60
III.4.6. DIAGRAMMES RANGS-FREQUENCES (FRONTIER,1969)	61

III.5. ETUDE STATISTIQUE PAR ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES.	62
--	----

CHAPITRE IV : ETUDE PYSICO-CHIMIQUE

INTRODUCTION.	64
IV.1. APPORTS LIQUIDES ET SOLIDES A LA RETENUE.	64
IV.2. ETUDES LIMNOLOGIQUES DANS LA RETENUE-FACTEUR ABIOTIQUES	65
IV.2.1. ETUDES DE LA QUALITE DE L'EAU.	65
IV.2.1.1. TEMPERATURE, PH.	65
IV.2.1.2. TRANSPARENCE DE L'EAU, LES MATIERES EN SUSPENSION.	66
IV.2.1.3. MATIERES OXYDANTES.	67
IV.2.1.4. SELS NUTRITIFS.	68
IV.2.1.5. CONDUCTIVITE	70
IV.2.2. ETUDE DE L'HOMOGENEITE DE LA MASSE D'EAU.	71
IV.2.3. ETUDE DES SEDIMENTS.	76
IV.3. ETUDES LIMNOLOGIQUES - ETUDE DU PEUPEMENT PHYTOPLANCTONIQUE.	76
IV.3.1. COMPOSITION DES ESPECES.	77
IV.3.2. VARIATION SPATIO-TEMPORELLE DU PEUPEMENT ALGAL.	79
IV.3.3. VARIATION DE LA CHLOROPHYLLE (a)	80
IV.3.4. PRODUCTION PRIMAIRE.	81
IV.3.5. FACTEURS LIMITANT LA PRODUCTION	
IV.4. APPROCHE STATISTIQUE MULTIDIMENSIONNELLE PAR L'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES.	82
IV.4.1. APPLICATION DE L 'ACP AUX SERIES DE MESURES DES ELEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES.	83
IV.4.1.1. FACTEURS LIMITANT LA PRODUCTION.	83
CONCLUSION.	88

CHAPITRE V : TRANSPORT SOLIDE ET DYNAMIQUE DES POLLUANTS

INTRODUCTION	90
V.1. GENERALITE	90
V.2. PRINCIPAUX AGENTS DE L'EROSION HYDRIQUE.	91
V.2.1. INTENSITE ET AGRESSIVITE DES PRECIPITATIONS.	91
V.2.2. RUISSELLEMENT.	92

V.2.2.1. INFILTRATION.	93
V.2.2.2. DETENTION SUPERFICIELLE ET RUGOSITE DU SOL.	94
V.2.2.3. PENTE ET LONGUEUR DE PENTE.	94
V.2.2.4. COUVERT VEGETAL	94
V.2.3. ETAT HYDRIQUE INITIAL	94
V.3. FORMES DE MANIFESTATION DE L'EROSION HYDRIQUE.	95
V.3.1. EROSION EN NAPPE.	95
V.3.2. EROSION LINEAIRE.	95
V.3.2.1. EROSION EN GRIFFES ET RIGOLES.	95
V.3.2.2. EROSION PAR RAVINEMENT.	96
V.4. QUANTIFICATION DE L'EROSION HYDRIQUE.	96
V.4.1. FORMULE DE WISCHMEIER ET SMITH (1978)	96
V.4.2. FORMULE DE FOURNIER (1960)	97
V.4.3. FORMULE DE TIXERONT (1960)	97
V.4.4. FORMULE DE SOGREA.	97
V.5. TRANSPORT SOLIDE	98
V.5.1. TRANSPORT SOLIDE PAR CHARRIAGE.	99
V.5.2. TRANSPORT SOLIDE EN SUSPENSION.	99
V.5.3. QUELQUES DONNEES SUR LE TRANSPORT SOLIDE EN ALGERIE.	100
V.5.4. ETUDE DU TRANSPORT SOLIDE EN SUSPENSION DU BASSIN D'OUED MOUILAH	101
V.5.4.1. PRESENTATION DES DONNEES.	101
V.5.4.2. CALCUL DES APPORTS.	102
V.5.4.2.1. APPORTS ANNUELS.	102
V.5.4.2.2. VARIABILITE INTERANNUELLE DES APPORTS SOLIDES.	104
V.5.4.2.3. APPORTS MENSUELS.	105
V.5.4.2.4. APPORTS SAISONNIERS.	106
V.6. ETUDE DE L'APPORT DES ELEMENTS NUTRITIFS DU BASSIN D'OUED MOUILAH	108
V.6.1. PRESENTATION DES DONNEES.	108
V.6.2. RESULTATS ET COMMENTAIRES.	109
V.6.3. CHARGES DE NUTRIMENTS PAR UNITE DE SURFACE ET PERTES DU BASSIN ERSANT.	113

V.6.3.1. CHARGES DE NUTRIMENTS PAR UNITE DE SURFACE.	113
V.6.3.2. PERTES DU BASSIN VERSANT.	115
V.7. MODELE SIMPLE DE LA CHARGE DU PHOSPHORE.	115
V.7.1. PRESENTATION DES MODELES.	115
V.7.1.1. MODELE DE VOLLENWEIDER.	115
V.7.1.2. MODELE DE L'OCDE, 1982	116
V.7.1.3. MODELE DE CANFIELD ET BACHMANN DES APPORTS DE PHOSPHORE	116
V.7.1.4. ESTIMATION DES CHARGES TOLERABLES ET DANGEREUSES DE LA	
CONCENTRATION EN PHOSPHORE SELON VOLLENWEIDER (1976b)	116
V.7.2. APPLICATION DES MODELES SUR LE BARRAGE DE HAMMAM BOUGHRARA.	117
V.7.2.1. ADAPTATION DU MODELE DE L'OCDE D'ESTIMATION DES	
CONCENTRATIONS EN PHOSPHORE AU BARRAGE DE HAMMAM	
BOUGHRARA.	119
V.7.2.2. ADAPTATION DU MODELE DE CANFIELD ET BACHMANN	
D'ESTIMATION DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHORE AU BARRAGE DE	
HAMMAM BOUGHRARA	121
V.7.2.3. ESTIMATION DES CHARGES TOLERABLES ET DANGEREUSES DE LA	
CONCENTRATION EN PHOSPHORE DANS LE BARRAGE DE HAMMAM	
BOUGHRARA SELON VOLLENWEIDER	123
CONCLUSION	124
CONCLUSION GENERALE.	127
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.	132
ANNEXE.	147

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I

Figure N°01: Schéma simplifié du fonctionnement d'un écosystème lacustre.	7
Figure N°02: Schématisation des 4 étapes de manifestation de l'eutrophisation	8
Figure N°03: Vieillissement d'un lac.	18

CHAPITRE II

Figure N°04: Les Grands Bassins Versants Algériens	24
Figure N°05: Situation du bassin versant de l'oued Mouillah	25
Figure N°06: Vue d'ensemble de la cuvette du barrage Hammam Boughrara.	27
Figure N°07: Carte géologique de la région	33
Figure N°08: Identification et caractéristiques des aquifères.	35
Figure N°09: Chronologie des pluies annuelles au niveau des différentes stations.	39
Figure N°10: Régime de la pluviométrie mensuelle (moyenne mensuelle des cinq stations)	40
Figure N°11: Courbes des Températures Mensuelles.	41
Figure N°12: Direction des vents dominants	42
Figure N°13: Climmagramme d'Emberger.	44
Figure N°14: Courbe Ombrothérmique.	45

CHAPITRE IV

Figure N°15: Barrage de Hamme Boughrara avec points de prélèvements	55
Figure N°16: (a) Variation des cotes de la retenue, (b) Apports liquides mensuels à la retenue. Période : de janvier 2008 à décembre 2010.	64
Figure N°17: Evolution dans le temps de la température (a), du pH (b) à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.	66
Figure N°18: Evolution dans le temps de la profondeur du disque de Secchi (a) et des matières en suspension (b) à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.	67
Figure N°19: Evolution dans le temps de la concentration de l'oxygène dissous (a) et des nitrates (b) à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.	68
Figure N°20: Evolution dans le temps de la concentration de l'orthophosphate et de l'ammonium à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.	69
Figure N°21: Diagrammes d'isoplèthes: (a) Température (°C), (b) pH et (c) Oxygène dissous (mg/L), en fonction de la profondeur à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010	72
Figure N°22: Variations de la température, de la saturation en oxygène et du pH à différentes profondeurs dans la couche d'eau comprise entre 0 et 10 m, le 22 juillet	73

2010 de 9h00 à 19h30.	
Figure N°23: La campagne du 26-29 février 2010 avant l'établissement de la stratification (a) Oxygène dissous (mg/L)	74
Figure N°24: La campagne du 20-26 septembre 2010 juste après la première crue de l'automne : (a) Oxygène dissous (mg/L). (b) Température (°C). (c) Conductivité (µs/cm)	75
Figure N°25: La campagne du 17 novembre 2010 juste avant le brassage : (a) Oxygène dissous (mg/L). (b) Conductivité (µs/cm)	75
Figure N°26: Stratigraphie des sédiments superficiels au fond de la retenue. Prélèvement de novembre 2010 (stations PT, T2, M3)	76
Figure N°27: Evolution de la biomasse totale du phytoplancton à la surface de la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.	80
Figure N°28: La distribution verticale de chlorophylle a dans la retenue dans la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.	81
Figure N°29: Evolution du quotient azote/phosphore (N/P) et de la chlorophylle a (mg/L) en fonction des débits liquides (m ³ /s). Période de janvier 2008 à décembre 2010.	82
Figure N°30: Graphe des valeurs propres.	84
Figure N°31: ACP des variables physico-chimiques (facteurs 1 et 2) % Inertie totale : 52,55 %.. . . .	86
Figure N°32: ACP des variables physico-chimiques (facteurs 1 et 3) % Inertie totale : 50,15 %.. . . .	87

CHAPITRE V

Figure N°33: Critères de suspension (Van Rijn, 1984)	100
Figure N°34: Apport liquides et solides annuels d'Oued Mouilah.	105
Figure N°35: Apports liquides et solides mensuels d'Oued Mouilah (1995/2010)	106
Figure N°36: Répartition saisonnière des apports liquides et solides de l'oued Mouilah (1995/2010)	107
Figure N°37: Corrélacion entre débits et la conductivité dans l'eau d'oued Mouilah . .	110
Figure N°38: Corrélacion entre débits et concentrations des MES dans l'eau d'oued Mouilah	110
Figure N°39: Corrélacion entre débits et concentrations du phosphore dans l'eau d'oued Mouilah.	111
Figure N°40: Cartographie des sources de pollution ponctuelle et diffuse dans le bassin versant d'oued Mouillah.	112
Figure N°41 : Relation entre charge de phosphore et réponse biologique dans un lac. (D'après Vollenweider)	114

Figure N°42: Relation entre l'apport et la concentration en Phosphore [d'après l'équation (27)] au niveau du barrage Hammam Bouhrara.	120
Figure N°43: Droite de régression de l'équation (27), indiquant la relation entre les valeurs observées et les valeurs prévues de la concentration moyenne du phosphore des eaux du barrage Hammam Bouhrara.	121
Figure N°44: Relation entre l'apport et la concentration du phosphore [d'après l'équation (29)] du barrage Hammam Bouhrara.	122
Figure N°45: Droite de régression de l'équation (29), indiquant la relation des valeurs observées en fonction des valeurs prévues de la concentration moyenne du phosphore du barrage Hammam Bouhrara (échelle linéaire)	123

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

Tableau N°01: Système ouvert de classification des états trophiques des lacs (OCDE, 1982)	20
--	----

CHAPITRE II

Tableau N°02: Situation du barrage de Hammam Boughrara en exploitation 1999–2011	26
Tableau N°03: Population du daïra de Maghnia	29
Tableau N°04: Principales unités industrielles.	30
Tableau N°05: Distribution du couvert végétal du bassin de l'oued Mouillah	37
Tableau N°06: Stations pluviométriques prises en compte dans le secteur d'étude	38
Tableau N°07: Moyennes mensuelles et annuelles des températures.	41
Tableau N°08: Moyennes mensuelles des vitesses du vent à Maghnia	42
Tableau N°09: Valeurs de l'évapotranspiration à Béni Bahdel	43
Tableau N°10: Radiation solaire	43

CHAPITRE III

Tableau N°11: Localisation des stations d'étude.	54
Tableau N°12: Méthodes de dosage des cations et anions de l'eau	57
Tableau N°13: Méthodes de dosage des sels nutritifs	57
Tableau N°14: Temps de sédimentation en fonction du volume de l'échantillon.	59

CHAPITRE IV

Tableau N°15: Résultats d'analyses de différentes fractions d'azote dans l'épilimnion.	69
Tableau N°16: Valeurs de la conductivité de l'eau de l'oued Mouillah correspondant aux différents débits.	70
Tableau N°17: Concentrations moyennes, minimales et maximales des principaux ions qui contribuent à la conductivité de l'eau à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.	71
Tableau N°18: Algues répertoriées au niveau du barrage de Hammam Boughrara.	78
Tableau N°19: Valeurs propres, inertie et inertie cumulée des trois premiers composants de l'ACP.	84
Tableau N°20: Matrice de corrélations.	85

CHAPITRE V

Tableau N°21: Valeurs de α pour différentes perméabilités.	98
Tableau N°22: Bilan annuel des précipitations, des apports liquides, des apports solides, de l'écoulement et des dégradations spécifiques. Station de Sidi Belkheir (Septembre 1986–Août 1995).	104
Tableau N°23: Apports liquides et solide moyens mensuelles à oued Mouilah (période 1995/2010).	105
Tableau N°24: Apports liquides et solides moyens saisonniers à oued Mouilah (1995/2010).	107
Tableau N°25: Apports annuels des matières en suspensions et des sels nutritifs des années 2008, 2009 et 2010.	109
Tableau N°26: Pertes en éléments nutritifs du bassin versant d'Oued Mouillah Periode 2008-2010.	115
Tableau N°27: Récapitulatif des données (1999-2007).	117
Tableau N°28: Résultats de l'application des modèles de Vollenweider (1976 a), de l'OCDE (1982) et de Canfield et Bachmann (1981).	118
Tableau N°29: Résultats de l'application de l'équation (27) au barrage de Hammam Boughrara.	120
Tableau N°30: Résultats de l'application de l'équation (29) au barrage de Hammam Boughrara.	122
Tableau N°31: Résultats de l'application des équations (24) et (25) au barrage de Hammam Boughrara.	124

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Ce travail mené sur le bassin d'Oued Mouillah, avait pour objet de cerner la caractérisation et la dynamique des polluants et les mécanismes de l'eutrophisation des eaux du barrage Hammam Boughrara.

Le barrage Hammam Boughrara, situé à une trentaine de kilomètres de la ville de Tlemcen (Algérie), a été mis en eau en novembre 1998. Cet ouvrage important a été construit spécialement pour assurer l'approvisionnement en eau potable des villes d'Oran, d'Ain Timouchent, Maghnia et éventuellement des couloirs Nord-Ouest de la wilaya de Tlemcen. Cet ouvrage desservira également les périmètres d'irrigation de la moyenne et de la basse Tafna.

Les études sur la qualité de l'eau du barrage, menées par l'Agence National des Ressources Hydriques (ANRH) ont, dès février 1999, révélé un déficit en oxygène, et depuis, toutes les mesures ont confirmé l'existence d'une stratification thermique intense de l'eau pendant la saison chaude, accompagnée d'une désoxygénation de l'hypolimnion durant plusieurs mois.

Cette dégradation de la qualité de l'eau a sérieusement perturbé l'exploitation de la station de traitement des eaux du barrage de Hammam Boughrara. Ainsi, pendant la période où l'eau de l'hypolimnion est rendue inutilisable, les captages s'effectuent à partir des couches superficielles riches en algues et le traitement de l'eau nécessite une consommation importante de chlore, un surdosage de sulfate d'aluminium et l'utilisation du charbon actif en poudre pour lutter contre les goûts et les odeurs.

Depuis 1999 et dans le cadre d'un projet national face au problème d'eutrophisation, l'ANRH a entrepris l'étude des facteurs déterminant la qualité de l'eau du barrage de Hammam Bouhgrara. Cette étude a été complétée et approfondie par plusieurs séries d'analyses exhaustives que nous avons entamées dès 2008. Une partie des résultats a déjà fait l'objet de travaux résumés et présentés sous forme de communications et publications dans des revues scientifiques nationales et internationales.

Hormis les travaux d'analyse de la qualité de l'eau non systématique réalisés antérieurement, il n'existe aucune étude portant spécifiquement sur les mécanismes de l'eutrophisation et les variations spatio-temporelles des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du réservoir.

Dans la présente étude, les données couvrent notamment la période allant de

janvier 2008 à décembre 2010, nos objectifs principaux sont :

- 1) Etablir un diagnostic de l'état actuel et de caractériser la variabilité spatiale et temporelle des changements de qualité de l'eau du barrage de Hammam Boughrara, afin de contribuer à la connaissance de l'évolution de cet écosystème.
- 2) Viser, d'une part, à établir une meilleure connaissance de la relation quantitative entre l'apport en matières nutritives et la réponse trophique de notre barrage, d'autre part, à déterminer l'impact de la morphologie, de l'hydrologie et des caractéristiques physicochimiques sur l'état trophique du barrage.
- 3) Etablir une base de données scientifiques, voire systématique, pour la compréhension de l'évolution interannuelle de la qualité de l'eau et donc des processus d'eutrophisation. Cette base nous aidera à élaborer une stratégie de protection et préservation de l'eau du réservoir.

Afin d'atteindre les objectifs suscités, nous avons structuré le travail sur cinq chapitres:

- Le premier chapitre fait le point bibliographique sur la problématique de l'eutrophisation, ses causes et conséquences directes ou indirectes sur la qualité des eaux de surface en zone tempérée.
- Le deuxième chapitre concerne la présentation et la caractérisation de la région d'étude, permettant de caractériser les principaux facteurs naturels intervenant dans l'alimentation en eau et dans l'écoulement tels que les facteurs orographiques et morphologiques, lithologiques, géologiques, hydrologiques, hydrogéologiques, climatiques, biogéographiques...etc. Leur interaction est déterminante dans le comportement de l'écosystème de ce bassin;
- Le troisième chapitre résume les méthodes et matériels d'analyses utilisés pour la réalisation de la partie expérimentale et modélisation de ce travail.
- Le quatrième chapitre est consacré à la présentation et interprétation des résultats qualitatifs et quantitatifs des facteurs abiotiques et biotiques, suivi d'une approche statistique multidimensionnelle par l'analyse en composante principales (ACP);
- Dans le cinquième chapitre nous avons développer une approche analytique de la dynamique des polluants et du transport des sédiments en suspension afin de

déterminer les ressources en eau superficielles, leur variabilité spatio-temporelle, ainsi que l'action de l'eau sur notre bassin versant. Ce chapitre est scindé en deux parties :

-La première partie, met en lumière les aspects fondamentaux de l'écoulement et l'évaluation des apports liquides et solides annuels, saisonnier, mensuel dans le bassin d'Oued Mouillah.

-La seconde partie, est consacrée à évaluation quantitative des polluants transportés par l'oued Mouilah, l'analyse de la dynamique de ces polluants dans notre bassin versant et, par conséquent, d'en tirer des conclusions quant à la perte de d'éléments nutritifs dans ce dernier.

- Nous terminons notre travail par une conclusion générale et recommandations

CHAPITRE I :

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

INTRODUCTION :

Ce chapitre présente la problématique de l'eutrophisation, ses causes et conséquences directes ou indirectes sur la qualité des eaux de surface. Dans une deuxième section, les facteurs de contrôle qui gouvernent la prolifération des plantes sont présentés ; les modes de gestion sont discutés en s'intéressant aux travaux menés spécifiquement en zone tempérées. La troisième partie du chapitre présente une description des principaux modèles d'eutrophisation (déterministes et empiriques).

I.1. EUTROPHISATION :

L'eutrophisation est un concept normalement utilisé pour décrire un phénomène d'accroissement excessif d'algues ou de plantes aquatiques supérieures associé à des apports élevés de sels nutritifs. La prolifération d'algues et d'autres plantes aquatiques, suivie d'une accumulation de biomasse végétale et de détritiques, résulte en général d'une dégradation de la qualité de l'eau, qui peut nuire de façon significative à son utilisation à des fins multiples. Vollenweider (1968) a défini l'eutrophisation comme "un enrichissement en éléments nutritifs et la détérioration progressive, ainsi provoquée, de la qualité de l'eau, en particulier dans les lacs, du fait de l'accroissement abondant des algues avec tous ses effets sur le métabolisme des eaux affectées".

Plus tard, l'OCDE (1982) a formulé la définition suivante: "L'eutrophisation est l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs, ce qui, aboutit à la stimulation d'une multitude de changements symptomatiques, parmi lesquels l'augmentation de la production des algues et des macrophytes, la détérioration de la qualité de l'eau et d'autres modifications qui sont nuisibles et interfèrent avec l'utilisation des eaux affectées".

Néanmoins, le terme "eutrophisation" dans son sens originel représente le processus naturel de vieillissement d'un lac. Avec le temps, la cuvette d'un lac est progressivement remplie de particules de terre et d'autres matières amenées par les rivières qui l'alimentent en eau. Ainsi le lac est peu à peu transformé en marécage et, finalement, il devient un système terrestre. Ce processus demande normalement des centaines ou des milliers d'années pour s'accomplir, et il est en principe irréversible. La qualité de l'eau des lacs touchés par cet phénomène naturel est généralement bonne, et ils sont caractérisés par des communautés biologiques d'une grande diversité (LANDNER et WAHLGREN, 1986).

I.1.1. PHASES DE L'EUTROPHISATION DANS UN PLAN D'EAU :

Les plans d'eau constituent des milieux où se développe une chaîne de vie aquatique très complexe, qui comprend des multitudes d'organismes dépendant de l'équilibre de l'écosystème.

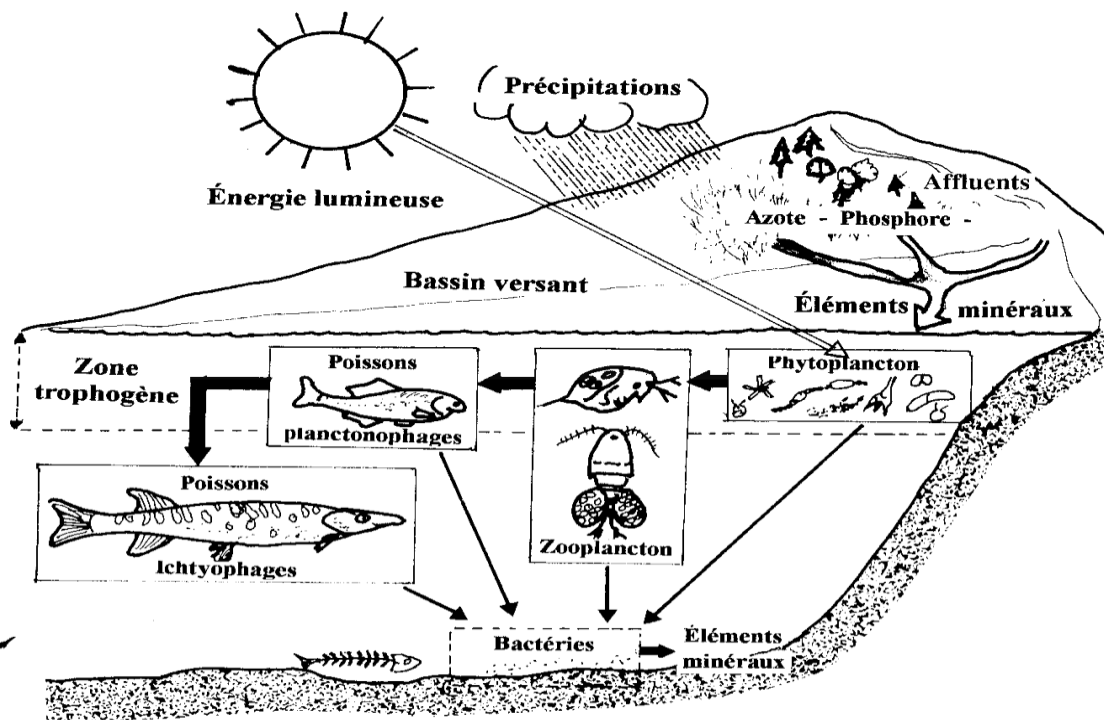


Figure N°01: Schéma simplifié du fonctionnement d'un écosystème lacustre

Un lac reçoit, de manière naturelle et continue, des quantités de matières nutritives, ce qui favorise le développement de certaines algues de manière excessive. Ces algues en excès conduisent, lorsqu'elles se décomposent, à une augmentation de la charge naturelle de l'écosystème en matières organiques biodégradables. Dans les profondeurs des lacs, là où les algues mortes viennent de se déposer, les bactéries consomment de plus en plus d'oxygène dissous (O_2).

Or en absence d'une circulation suffisante des eaux, le fond du lac est peu oxygéné et les bactéries finissent par épuiser l'oxygène dissous (O_2) des couches d'eaux profondes. Elles ne peuvent plus dégrader toute matière organique morte et celle-ci s'accumule dans les sédiments. On dit que le lac vieillit. Ce phénomène s'aggrave encore lorsque la température de l'eau augmente car la solubilité d'oxygène dissous (O_2) dans l'eau diminue (figure N° 01).

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

- Pollution croissante, donc apports excessifs de nutriments.
- Prolifération d'algues,
- Décomposition anaérobie,
- Dégradation extrême du milieu avec une simplification des espèces présentes.

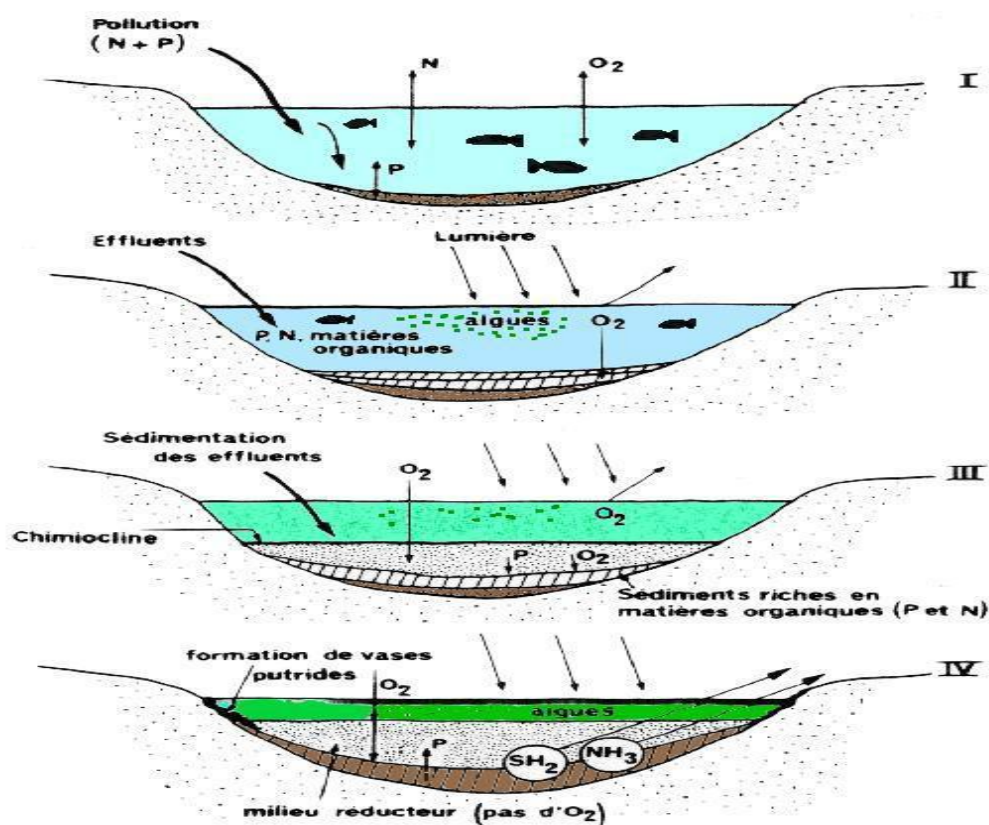


Figure N°02: Schématisation des 4 étapes de manifestation de l'eutrophisation (Ramade, 1981).

On remarque que la première étape n'est pas forcément négative pour le milieu, car celui-ci s'enrichit au niveau de chaque maillon de la chaîne trophique. La seconde étape, par contre, voit une grande partie de la faune disparaître au profit d'organismes dits inférieurs (Ramade, 1981).

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

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

Dans le cas de la prolifération d'espèces phytoplanctoniques, l'activité photosynthétique est alors très forte, ce qui induit des variations importantes de la concentration en oxygène dissous et du pH dans les systèmes aquatiques à l'échelle de la journée : en période diurne le pH peut dépasser 10 et en période nocturne le milieu peut être totalement anaérobie, ce qui peut porter atteinte à la vie piscicole. La décomposition de la biomasse phytoplanctonique ou des macrophytes conduit également à une consommation importante d'oxygène dissous et peut entraîner une anaérobie dans les systèmes aquatiques, ce qui s'accompagne généralement du développement d'odeurs nauséabondes et de mortalité piscicole.

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

I.2. FACTEURS DE CONTROLE DE L'EUTROPHISATION :

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

I.2.1. NUTRIMENTS :

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

Ainsi en milieu aquatique, l'augmentation des apports de matière organique et surtout d'azote et/ou de phosphore est souvent tenue pour responsable des phénomènes de proliférations des plantes aquatiques. Le phosphore est souvent considéré comme facteur limitant en eau douce (Smith et al., 1999), cependant le rôle de l'azote ne doit pas être sous-estimé.

Après avoir touché les lacs puis les rivières, l'eutrophisation engendrée par l'augmentation des apports de sels nutritifs azotés et phosphorés a atteint de nombreux lacs dans le monde, et même de vastes zones côtières peu profondes. Selon cet auteur, la difficulté d'établir aussi bien le temps de séjour que la nature du facteur limitant (azote, phosphore ou lumière) rend peu fiable l'utilisation des abaques statistiques pourtant si efficaces dans la gestion de l'eutrophisation des lacs tout en

mettant en relief l'intérêt des modèles numériques et dynamiques.

Dès lorsque l'on s'intéresse à ces phénomènes, il est primordial d'établir un bilan de nutriments dans le milieu en prenant en compte, si possible, l'évolution au cours du temps des différents paramètres impliqués dans ces processus.

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

I.2.1.1 AZOTE :

L'azote apporté au milieu provient de trois sources principales.

➤ **Rejets domestiques** : l'azote est presque en totalité sous forme d'azote organique et d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$). Les acides aminés s'hydrolysent rapidement pour donner de l'ammonium. De ce fait, selon le temps de séjour dans le réseau d'assainissement, l'azote organique sera plus ou moins ammonifié.

Aussi bien que l'on considère le rejet de 13 à 15g d'azote par habitant et par jour soit composé pour 2/3 de formes organiques (Aminot et al., 1990), la proportion moyenne des deux composants obtenue sur les eaux résiduaires urbaines s'établit à 70% de NH_4^+ et 30% de N organique, les composés oxydés ($NO_2 + NO_3$) n'atteignant pas 1%.

➤ **Rejets industriels** : selon l'activité industrielle, les concentrations d'azote dans le rejet sont très variables. Les industries les moins polluantes, rejettent des concentrations de 5 à 20 mg/L. Pour les industries les plus polluantes, le rejet présente des concentrations beaucoup plus élevées (fabriques d'engrais: 1500 à 5000 mg/L).

➤ **Rejets diffus issus du lessivage des sols enrichis en engrais azotés** : les apports d'azote d'origine agricole dus aux eaux de surface varient de façon considérable d'une région à une autre, en relation avec la pédologie, l'hydrographie, le climat, les pratiques culturales, la nature des récoltes et la plus ou moins bonne maîtrise des agriculteurs de l'emploi des divers engrais.

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

L'ampleur et la hiérarchie des apports d'azote aux eaux de surface sont donc

fonction de l'importance relative de l'urbanisation (rejets domestiques), de l'industrialisation (rejets industriels) et de l'intensification de l'agriculture (rejets issus du lessivage des sols) de la région considérée.

I.2.1.2 PHOSPHORE :

On distingue deux formes principales du phosphore :

- **les phosphates** (sous forme HPO_4 ou H_3PO_4 dans les eaux naturelles) correspondent à la fraction de phosphore qui se trouve sous forme minérale dissoute.
- **le phosphore total** (P_T) résulte de l'analyse d'eaux non filtrées. Cette fraction rassemble le phosphore organique et minéral, dissous et particulaire.

La majorité des apports de phosphore provient de sources ponctuelles : rejets urbains ou industriels, déjections animales provenant d'élevages traditionnels ou industriels. Les rejets domestiques sont moins importants que dans le cas de l'azote : on considère qu'un habitant produit journalièrement entre 3 et 4 g de phosphore total (P_T) dont une moitié provient des excréta et l'autre de l'utilisation de produits détergents à base de polyphosphates. Le fait que les apports diffus de cet élément par lessivage des sols soient minoritaires s'explique par la faible solubilité du phosphore présent dans les sols et particulièrement des formes minérales constituées, par des phosphates de fer et d'aluminium. La majeure partie du phosphore appliqué comme engrais ou restitué par la décomposition de la matière organique est rapidement convertie en forme insoluble. Pour cette raison, on rencontre fréquemment dans les sols des concentrations de phosphore dissous inférieures à 0,01mg/L. Il apparaît que le phosphore provenant d'apports diffus parvient aux cours d'eau principalement sous forme particulaire et par ruissellement de surface.

Quelles que soient ses origines (entraînement à partir des sols agricoles du bassin versant, rejets industriels ou apports domestiques), le phosphore se retrouve dans les eaux de surface et dans les sédiments sous plusieurs formes : organiques (phospholipides, phosphoprotéines,...) et minérales (phosphates et polyphosphates), plus ou moins complexées. Les relations du phosphore avec les sédiments des cours d'eau et avec les sols régissent la plus grosse part des apports dans les eaux superficielles. La granulométrie des sédiments doit être prise en compte. En effet, l'essentiel du pouvoir adsorbant est dû aux particules les plus fines (<50 μm) qui peuvent être remises en suspension lors de variations de débit d'une rivière ou de

remaniement des sols par érosion naturelle, défrichement ou terrassement. Le remaniement du sédiment entraîne des phénomènes de désorption du phosphore mais également le transfert du phosphore soluble de l'eau interstitielle dans la colonne d'eau (Matejka et al., 1992).

I.2.1.3. MATIERE ORGANIQUE :

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

A plus longue échéance, un apport exogène accru de nutriments et de matière organique non dégradée, associé aux matières particulaires qui sédimentent, comblent progressivement la « cuvette » des plans d'eau. Le processus d'envasement des plans d'eau, à l'origine naturel (à l'échelle des temps géologiques), connaît une accélération par l'apport d'éléments nutritifs au niveau des bassins versants. Ainsi, la dégradation de la qualité de l'eau apparaît parfois dès la mise en eau de certains réservoirs selon le type et la densité des activités humaines sur le bassin versant (Pouriot & Meibeck, 1995 ; Tymen, 1997).

I.2.2. CLIMAT ET HYDROLOGIE :

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

Ainsi, l'augmentation de température dans les systèmes aquatiques liée au réchauffement climatique peut accélérer le développement des microorganismes et conduire à une majoration de l'eutrophisation : les blooms algaux sont observés sur des périodes de temps plus longues. Par ailleurs, cette augmentation de la

température peut induire une augmentation de l'évaporation et conduire alors à un accroissement des concentrations en nutriments dans les eaux, ce qui favorisera également l'eutrophisation.

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

Le climat influence l'hydrologie des bassins versants. En effet les quantités de nutriments transportés du bassin versant vers le plan d'eau sont proportionnelles à l'abondance des précipitations. Le transport des sédiments et nutriments associés ne s'accroît pas indéfiniment avec les précipitations. Le ruissellement des eaux, responsable de l'érosion des sols et du transport des particules vers le plan d'eau, s'amplifie avec les précipitations, mais ces dernières favorisent également le développement d'une végétation qui préserve le sol de l'érosion. La végétation est généralement inexistante dans les régions qui reçoivent moins de 120mm d'eau par an, mais les précipitations y sont insuffisantes pour engendrer une érosion notable et entraîner les sédiments. Environ 300mm d'eau par an suffisent à raviner la terre, mais ne permettent pas la formation d'une couverture végétale, dense et continue. En conséquence, l'érosion est en général maximale entre ces deux valeurs. Une hauteur de précipitations supérieure à 750 mm/an suffit à l'installation d'une couverture végétale capable de freiner l'érosion (Ogutu-Ohwayo et al., 1997). La littérature indique que le calendrier des précipitations est aussi un facteur d'influence des apports de nutriments liés à l'érosion. Les maxima d'apport de nutriments coïncident généralement avec les périodes de pluviométrie élevée (printemps en zone tempérée). Dans les lacs tempérés, la période de productivité maximale se situe généralement deux à trois mois après la saison des pluies (période pendant laquelle les apports en matériaux exogènes sont plus importants). En effet, les labours peuvent donner lieu à un apport supplémentaire de matériaux exogènes lorsqu'ils laissent les sols exposés à l'action de la pluie.

Les lacs et les réservoirs reçoivent alors des apports considérables de sédiments et autres matériaux en saison de pluie. En outre, le calendrier des pluies, la nature des activités agricoles en fonction de ce calendrier des précipitations, jouent un rôle majeur dans le transfert des nutriments vers les systèmes aquatiques.

I.2.3. GEOLOGIE ET TOPOGRAPHIE DU BASSIN VERSANT :

Le lac et son bassin versant forment une unité de base de l'écosystème, puisque les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrographique sont intimement reliées par le déplacement de matériaux, des terres vers l'eau (LIKENS et BROMANN, 1974). La composition chimique de l'eau d'un lac dépend donc de la nature géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie. Le contenu minéral des eaux douces varie considérablement en fonction des caractéristiques climatiques et géochimiques. En général, les roches éruptives contiennent de 0,07 à 0,13% de phosphore (sous forme d'apatite). Le pourcentage de phosphore est plus élevé dans les roches volcaniques proprement dites mais ce sont les roches sédimentaires qui sont les plus riches en phosphore (Cözar et al., 2007). Pour un bassin versant exempt d'activités humaines, la quantité de nutriments fournis au plan d'eau par les précipitations, le sol et la végétation est souvent inversement proportionnelle au volume du lac (Schindler, 1971). Pour les bassins similaires présentant les mêmes caractéristiques générales (rapport superficie du bassin versant / volume du lac, etc), les teneurs en éléments nutritifs dépendront surtout de la fertilité du sol du bassin versant.

I.2.4. FACTEURS HUMAINS :

Les stations d'épuration des eaux usées et les autres sources ponctuelles de pollution du bassin versant sont les sources principales de nutriments (Edmondson, 1970 ; Moss et al., 2005). Alors que la nature géologique et la géographie physique du bassin versant déterminent généralement les caractéristiques physico-chimiques des eaux, la perturbation et la modification du bassin versant par l'homme peuvent engendrer un transfert de nutriments vers le plan d'eau bien plus important que celui dû aux facteurs naturels.

Des changements de techniques de mise en valeur des terres et l'utilisation d'engrais peuvent modifier considérablement la charge nutritive des eaux de ruissellement, comme le montre l'étude sur la relation de cause à effet entre les pratiques d'exploitation des terres et la qualité de l'eau, menée par le Canada et les Etats-Unis dans le bassin des grands lacs américains. Dans les zones tempérées, les travaux de Thornton & Nduku (1982), illustrent les effets des sources agricoles diffuses et des sources municipales ponctuelles sur la qualité des eaux. Pour les sources diffuses, d'autres facteurs que le type d'occupation des sols interviennent dans l'apport en nutriments. Parmi ces facteurs, on peut citer les cycles des éléments

nutritifs et les processus hydrologiques dans le bassin versant. Le faible enrichissement des rivières de forêt est dû en partie au cycle très rapide des éléments biogènes de l'écosystème forestier. Lorsque ce dernier est intact, une grande partie de l'azote inorganique est utilisée par la végétation. La déforestation perturbe ce processus de recyclage et cause une accélération de la perte d'ions du bassin versant vers le lac (MOSS, 2007). Les activités qui dégradent le bassin versant peuvent causer une augmentation de la température du sol, une diminution de la rétention de l'eau par le sol, et une accélération de la minéralisation de l'azote à un moment où son assimilation par la végétation est compromise. Cet azote minéralisé se retrouve dans les rivières et les eaux souterraines (Vitousek et al., 1979).

Les effets combinés de la déforestation et des pertes engendrées par les activités agricoles peuvent causer un enrichissement des rivières qui vont alimenter les lacs en aval.

I.2.5. FACTEURS LIÉS AU PLAN D'EAU :

Bien que les causes principales d'une eutrophisation accélérée demeurent le plus souvent externes au plan d'eau, les caractéristiques de ce dernier peuvent en accentuer ou en atténuer les effets. La productivité globale du plan d'eau n'est pas uniquement fonction des apports externes et des concentrations internes ; la distribution, la disponibilité ou l'assimilation des nutriments sont des facteurs qui interviennent indirectement (BREZONIK, 1969). Le recyclage interne des substances nutritives à travers le réseau microbien (phytoplancton, zooplancton etc...), le relargage à partir des sédiments de nutriments, de même que les propriétés spécifiques au bassin versant lacustre (morphologie et hydrodynamique), régulent le phénomène d'eutrophisation.

La profondeur moyenne d'un plan d'eau peut influencer considérablement les effets de l'accroissement de la charge nutritive d'un lac ou d'un réservoir. La teneur en oxygène de l'hypolimnion durant les périodes de stratification thermique dépend en grande partie de la profondeur moyenne de l'hypolimnion. Les processus de dégradation de la qualité de l'eau et de relargage des nutriments à partir des sédiments y sont également étroitement liés (RAMADE, 1994). La production d'une même biomasse de phytoplancton dans la couche euphotique demandera une consommation en oxygène par unité de volume de l'hypolimnion bien plus importante dans les plans d'eau où l'hypolimnion est profond. La consommation

d'oxygène par décomposition bactérienne dans l'hypolimnion (R_H ; exprimée en $g\ O_2/m^3$ /jour) peut généralement être estimée de la manière suivante :

$$R_H = L_H/Z_H$$

L_H = charge de matière organique facilement dégradée (phytoplancton en décomposition en g/m^2 /jour ;

Z_H = profondeur moyenne de l'hypolimnion (m) ;

I.2.6. LES ACTIONS A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT : REDUCTION DES CHARGES DE PHOSPHORE A LA SOURCE :

Sur un bassin versant, les processus actifs, leurs importances et leurs interactions dépendent d'un ensemble de facteurs qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état vont conditionner, pour une grande part, la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter à ces facteurs, les caractéristiques physiques du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en terme de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques tout comme les variables d'état permettent de décrire le système. Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs dépend de la maîtrise des apports en nutriments et notamment du phosphore qui est généralement le principal facteur limitant du développement algal en eau douce (surtout en zone tempérée). En zone tropicale, l'azote peut le devenir (Ryding & Rast, 1994). Cependant, Ado et al., (2000) ont montré à partir de l'étude des systèmes lacustres (zone tempérées), que le phosphore est le facteur limitant.

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

Les lessives ou autres détergents peuvent contenir des phosphates et constituent alors une source de phosphore importante dans les eaux usées domestiques. L'amélioration des pratiques agricoles et la mise aux normes des centres d'élevage

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

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

Le traitement des eaux usées permet également de réduire les apports de phosphore dans les eaux. Trois techniques peuvent être envisagées : la création de pré-barrage, le traitement des eaux des tributaires ou la canalisation / déviation des eaux usées.

L'objectif premier des pré-barrages est de prévenir l'envasement rapide du réservoir principal par simple réduction de la vitesse d'écoulement et sédimentation de particules dont celles liées au phosphore. Les apports s'accumulent ainsi au fond du bassin et y demeurent piégés tant que la teneur en oxygène est suffisante. Les caractéristiques du pré-barrage doivent prendre en compte les paramètres optimaux de la photosynthèse (intensité lumineuse, température, etc) mais aussi les teneurs en phosphore des eaux alimentant le bassin qui ne doivent pas être supérieures à 0,5 mg/L pour une assimilation optimale par les algues (Ryding & Rast, 1994).

Les traitements physico-chimiques des eaux tributaires en amont du plan d'eau peuvent se faire par la mise en place d'une station de déphosphatation en utilisant les ions ferrique Fe^{3+} ou Al^{3+} comme agent de précipitation, suivi d'une décantation.

Il est possible de collecter les eaux usées riches en nutriments par des canalisations et les dévier vers le réseau d'assainissement collectif, puis vers une

station d'épuration. Cependant, pour la réhabilitation d'un système aquatique, il est recommandé de dévier effectivement les rejets, bruts ou traités en amont du système à protéger. Cette technique ne déplace pas forcément le problème vers l'aval, car les enjeux ne sont pas les mêmes au niveau d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau. L'eutrophisation sera moins marquée dans un cours d'eau avec une hydrodynamique favorable à l'auto-épuration.

I.3. VIEILLISSEMENT D'UN LAC:

Dans des lacs ayant un bassin versant à l'état "vierge", c'est-à-dire où l'homme n'est pas intervenu, on constate généralement que la production d'algues et d'autres plantes aquatiques est en équilibre avec les apports de sels nutritifs (figure N° 03). Par contre, aussitôt que l'homme s'installe dans le bassin versant d'un lac, ses diverses activités telles que l'abattage des arbres, la culture du sol, l'élevage, la construction de villes, etc., provoquent un acheminement accéléré des sels nutritifs vers le lac. De cette façon, l'agriculture ainsi que d'autres activités humaines tendent à déséquilibrer les processus hydrogéochimiques dans le bassin versant où elles se produisent, ce qui amène souvent une mobilisation des éléments qui autrement resteraient fixés au sol. Comme on peut considérer un lac ou un réservoir comme un piège pour toute matière transportée par l'eau qu'il reçoit, il faut s'attendre à y trouver la réponse intégrale à toutes les modifications des processus naturels qui se produisent dans le bassin (figure N°03).

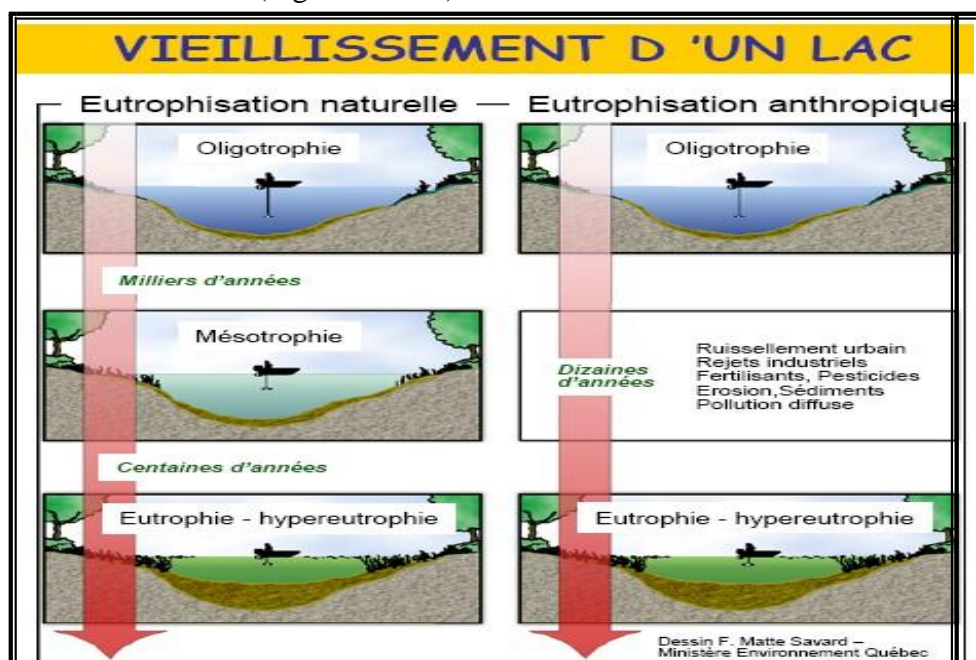


Figure N°03: vieillissement d'un lac.

I.4. NOTION D'ELEMENT NUTRITIF LIMITANT :

La notion d'élément nutritif limitant signifie que c'est l'élément existant en plus faible concentration en relation avec les besoins qui limite ou détermine la croissance des plantes.

Néanmoins, cette notion de facteur limitant s'est révélée très utile pour aider à la compréhension du processus d'eutrophisation ainsi que pour le maîtriser. De toute façon, c'est le phosphore qui a été identifié comme l'élément clef pour le contrôle de la production primaire dans les lacs en climat tempéré (VOLLENWEIDER, 1982).

I.5. INDICATEURS DE L'ETAT TROPHIQUE :

Les lacs et les réservoirs sont classés comme oligotrophes (d'après le terme grec signifiant « peu nourris ») et eutrophes « bien nourris ».

Les lacs oligotrophes sont généralement caractérisés par une faible concentration en nutriments dans la colonne d'eau, une grande diversité des communautés biologiques (végétales et animales), une productivité primaire faible, une biomasse peu importante et des eaux de bonne qualité convenant à la plupart des usages. Les eaux eutrophes présentent, au contraire, les caractéristiques suivantes : productivité et biomasse élevées à tous les niveaux trophiques, pullulations fréquentes d'algues, eaux de la couche profonde (hypolimnion) déficientes en oxygène durant les périodes de stratification thermique, diversité de plantes et d'animaux souvent réduite, croissance accrue des plantes aquatiques de la zone littorale. Un troisième terme descriptif mésotrophe a aussi été introduit pour caractériser les masses d'eau en état de transition entre les deux extrêmes trophiques mentionnés ci-dessus. Ces derniers temps, d'autres termes encore sont apparus sur l'échelle trophique, ultra-oligotrophe pour décrire des systèmes très pauvres en éléments nutritifs et hypereutrophe pour des systèmes extrêmement productifs.

Il existe des relations entre les termes descriptifs de l'état trophique des lacs et les valeurs limites spécifiques de certains paramètres de qualité de l'eau, qui donne une classification correcte si un paramètre au maximum dévie de la moyenne géométrique par ± 2 écarts types (tableau N°01).

Tableau N°01. Système ouvert de classification des états trophiques des lacs (OCDE, 1982).

paramètres		Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	Hypereutrophe
Phosphore total (µg/l)	\bar{x}	8	26,7	84,4	
	± 1 e. s.	4,85-13,3	14,5-49	49-189	
	± 2 e. s.	2,9-22,1	7,9-90,8	16,8-424	
	max-min	3,0-17,7	10,9-95,6	16,2-386	750-1200
	n	21	19	71	2
Chlorophylle a (µg/l)	\bar{x}	1,7	4,7	14,3	
	± 1 e. s.	0,8-3,4	3,0-7,4	6,7-31	
	± 2 e. s.	0,4-7,1	1,9-11,6	3,1-66	
	max-min	0,3-4,5	3,0-11	2,7-78	100-150
	n	22	16	70	2
Chlorophylle a valeur maximale (µg/l)	\bar{x}	4,2	16,1	42,6	
	± 1 e. s.	2,6-7,6	8,9-29	16,9-107	
	± 2 e. s.	1,5-13	4,9-52,5	6,7-270	
	max-min	1,3-10,6	4,9-49,5	9,5-275	
	n	16	12	46	
Profondeur du disque de Secchi (m)	\bar{x}	9,9	4,2	2,45	
	± 1 e. s.	5,9-16,5	2,4-7,4	1,5-4,0	
	± 2 e. s.	3,6-27,5	1,4-13	0,9-6,7	
	max-min	5,4-28,3	1,5-8,1	0,8-7,0	0,4-0,5
	n	13	20	70	

\bar{x} =moyenne géométrique.

e. s. = erreur standard à la moyenne

Ce mécanisme de classification à multiples paramètres, reste cependant difficile à mettre en œuvre en zone tempérée (Parinet et al., 2004) ; l'utilisation des paramètres simples (pH, O₂ et conductivité...) pourrait être suffisante pour estimer l'état trophique d'un système. L'évaluation du niveau trophique des lacs, aussi bien en zone tempérée qu'en zone tropicale, prend appui sur les apports nutritifs mais aussi sur les facteurs environnementaux comme la profondeur et la morphologie des systèmes aquatiques (Moss et al., 2005 ; Hadj et al., 2008).

I.6. STRATIFICATION ET BRASSAGE DE LA MASSE D'EAU

La stratification thermique est l'effet majeur de la température sur le fonctionnement du lac, on peut définir trois zones thermiques :

L'épilimnion : qui est cette couche superficielle réchauffée. L'eau, mise en mouvement par le vent permet une homogénéisation de la température. L'épaisseur de cette couche est variable selon la saison.

L'hypolimnion : est la couche inférieure, toujours froide et à température peu variable. Il se situe en fonction des saisons en dessous de 15 à 30 m.

Le métalimnion : est la couche intermédiaire à température rapidement

variable, son épaisseur est de l'ordre de 10 à 15 m.

Les caractéristiques de brassage des lacs et réservoirs sont déterminées principalement par le régime thermique de la masse d'eau. L'envergure et la fréquence du brassage sont, à leur tour, décisifs pour régler la dynamique de la production primaire, le recyclage des éléments nutritifs, les concentrations d'oxygène, etc. La caractéristique spécifique de brassage dépend de la situation géographique, du climat local, de l'évaporation, de l'exposition aux vents, de la taille et de la morphologie du réservoir (LANDNER et WAHLGREN, 1986).

I.7. OUTILS INFORMATIQUES ET GESTION DES PLANS D'EAU :

La multiplicité des facteurs intervenant dans le phénomène d'eutrophisation (facteurs naturels, humains ou internes au plan d'eau) implique une approche systématique pour cerner le problème et offrir des éléments d'orientation pour la gestion des systèmes aquatiques et la planification des opérations à mettre en place pour retrouver des milieux non eutrophes. Les modèles mathématiques et l'informatique offrent aujourd'hui d'énormes possibilités pour parvenir à un contrôle intégré des plans d'eau eutrophes.

La complexité du système, étant donné le nombre importants de facteurs influençant la qualité des eaux, rend extrêmement difficile sa description et l'identification des sources majeures de pollution. La connaissance de l'ensemble des entrants dans le système est nécessaire à la définition d'une planification des actions à mener pour avoir une amélioration de la qualité du milieu.

Une gestion optimale de l'ensemble des données (nature, flux de pollution...) sera possible par leur traitement informatique. Ces données pourront alors ensuite alimenter des modèles informatiques de la qualité des eaux, mettant en relation ces sources de pollution avec la qualité physico-chimique des eaux. Une fois ces modèles validés à partir des données de qualité des eaux observées sur le terrain, ces modèles peuvent ensuite être utilisés pour identifier les sources de contrôle de la qualité des eaux du système étudié. Ainsi, l'utilisation d'outils informatiques semble maintenant incontournable pour une gestion efficace des milieux aquatiques.

I.7.1. DEFINITIONS ET CLASSIFICATION DES MODELES :

I.7.1.1. MODELES DETERMINISTES, MODELES STOCHASTIQUES :

Un modèle est dit stochastique si certaines des grandeurs impliquées sont des variables aléatoires représentées par une fonction de distribution de probabilité. Si aucune de ces grandeurs n'est considérée comme aléatoire, le modèle est

déterministe. La grande majorité des modèles hydrologiques (SWAT EPIC, EFDC, etc) sont de type déterministe.

I.7.1.2. MODELES EMPIRIQUES, STATISTIQUES, CONCEPTUELS, A BASE PHYSIQUE :

Dans les études sur l'eutrophisation, une multitude de modèles ont été élaborés et appliqués à des problèmes variés. Nous nous concentrerons sur les modèles des lacs-réservoirs. Ce choix est justifié par le fait que, ces modèles sont utilisés à deux fins distinctes, mais étroitement associées. Ils peuvent, d'une part, aider à la compréhension des processus qui déterminent ultérieurement le comportement global du lac et, d'autre part, servir à prédire la réponse du lac à un changement donné, tel qu'une modification de la charge des nutriments ou des apports liquides. Ainsi, ils constituent un moyen très utile pour l'évaluation du phénomène d'eutrophisation et pour la planification et la gestion des ressources en eau.

Nous avons envisagé les deux approches principales de la modélisation (Riley, 1946) :

- l'approche empirique : Dans les modèles empiriques (développement d'une équation à partir des corrélations statistiques des données), des variables du système sont liées à des variables d'input sans que les mécanismes détaillés, qui causent leurs relations, ne soient connus. La relation, entre état trophique, profondeur moyenne du lac et charge de phosphore, développée par Vollenweider (1968), est un exemple de ce type de modèle.
- l'approche conceptuelle : les modèles conceptuels (développement d'une expression sur des bases théoriques et sa combinaison subséquente avec les constantes dérivées des données), tentent d'expliquer les interactions entre différentes composantes du système. Comme exemple de modèles simples de cette catégorie, on peut citer les modèles de bilan des nutriments, tel que le phosphore, développés aussi par Vollenweider (1975, 1976 a). Ces modèles donnent une équation différentielle, pour les concentrations moyennes de nutriments, en fonction d'un certain nombre de paramètres d'input et du lac. Dans la pratique, les deux approches, empirique et conceptuelle, sont généralement combinées.

CHAPITRE II :

CARACTERISATION DE LA REGION

INTRODUCTION :

Le bassin versant de l'oued Mouillah est l'un des composants principaux du bassin de l'oued Tafna. Il est considéré comme l'un des quinze (15) bassins les plus importants dans le territoire Algérien (figure N°04).

Situé à sa plus haute partie d'où il tient son nom « la Haute Tafna ». Il charrie actuellement une pollution hydrique considérable, cette dernière aboutie au barrage Hammam Bougrara, construit à la confluence des oueds Mouillah et Tafna (partie en provenance du barrage Béni Bahdel). Ces importants apports d'eau polluée ont des impacts considérables sur l'environnement notamment sur le site d'étude.

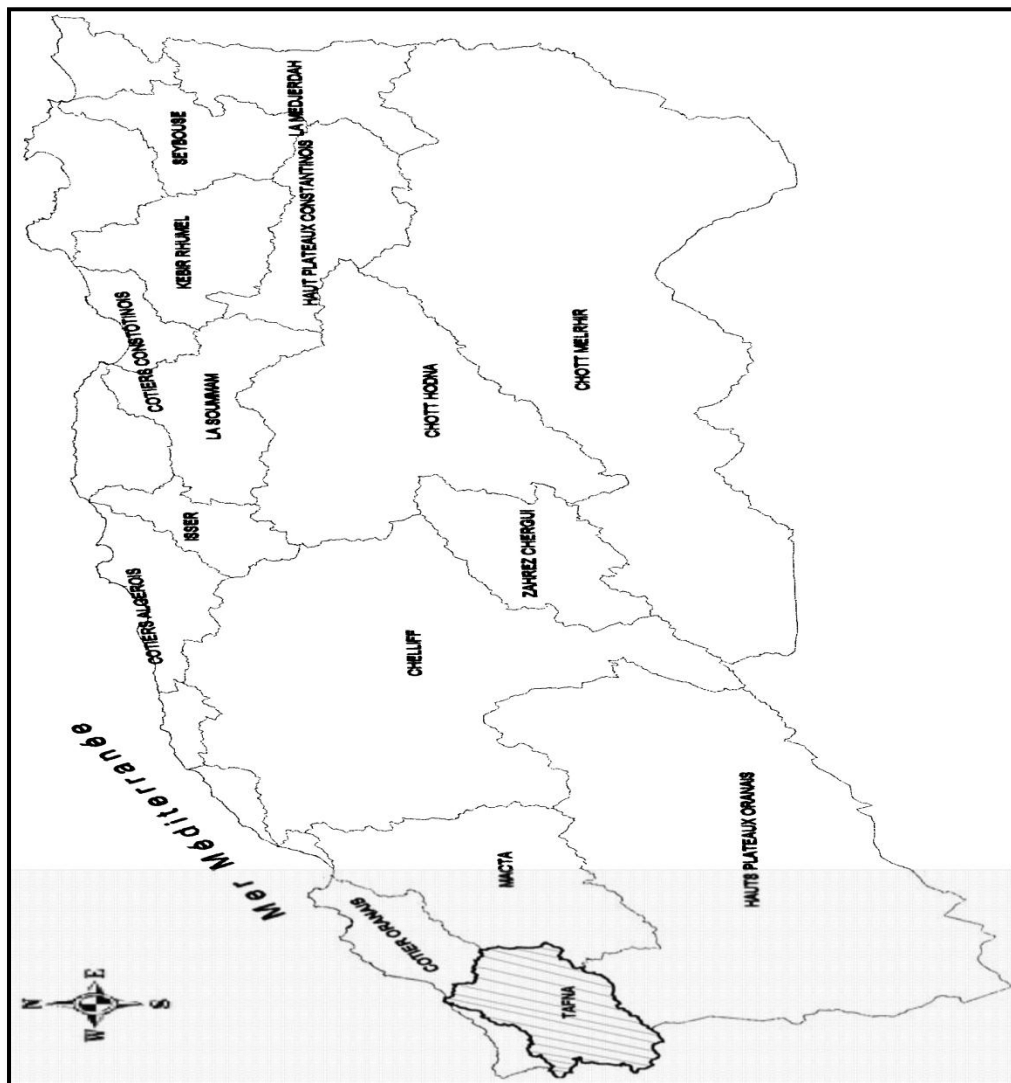


Figure N°04: Les Grands Bassins Versants Algériens (A.N.R.H, 2008).

II.1. BASSIN VERSANT DE L'OUED MOUILLAH :

Le bassin de l'Oued Mouillah, qui appartient au bassin versant de la Tafna (7245 km²), régularisé par le barrage Hammam Bouhrara et situé à l'extrême Nord-Ouest de la wilaya de Tlemcen (Nord-Ouest Algérien), occupe une superficie de 2650 km² avec un périmètre de 230 km (largement partagée avec le Maroc). Ce bassin est composé dans sa majorité par les plaines d'Angad (situées à Oujda en territoire Marocain) et celle de Zrigua (située à Maghnia en territoire Algérien).

L'Oued Mouillah, affluent rive gauche de l'Oued Tafna prend naissance dans la région d'El Abed en Algérie à 1250 m d'altitude puis pénètre au Maroc et prend le nom d'Oued Isly et suit un cours intermittent. Il redevient permanent en aval de la ville d'Oujda (Maroc) à 490 m d'altitude pour s'appeler Oued Bou-Naïm et pénètre en Algérie aux environs de Maghnia sous l'appellation de Oued Mouillah.

Il reçoit sur sa rive droite l'Oued Ouerdeffou qui forme la réunion des oueds Abbès, Aouina et Mehaguen et sur sa rive gauche les oueds Bou Selit, Ben Saria et El Aouedj. La confluence de l'Oued Mouillah avec l'Oued Tafna est situé au niveau de Sidi Belkheir à une altitude de 285 m en amont du barrage Hammam Bouhrara (Anonyme I, 2001).

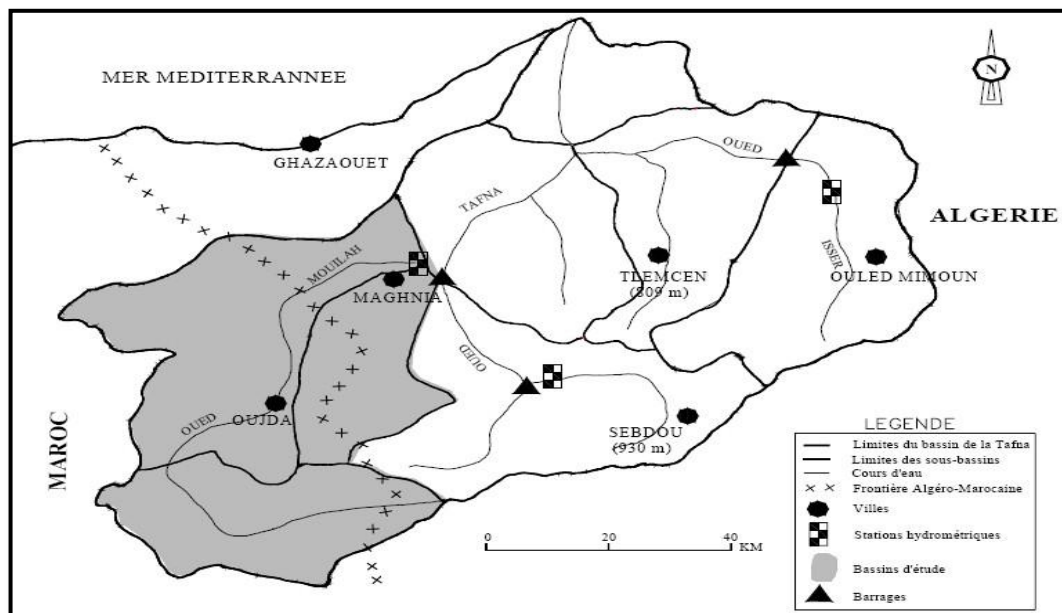


Figure N°05: Situation du bassin versant de l'Oued Mouillah (ANRH, 2008).

II.2. BARRAGE HAMMAM BOUHRARA :

Le barrage de Hammam Bouhrara, mis en eau en 1998, et situé à la confluence des oueds Tafna et Mouillah, a une capacité de 177 Mm³, dont 59 Mm³ sont régularisables et 23,30 Mm³ constitue le volume mort. La superficie de son plan d'eau varie de 2,5 à 4,8 km², sa profondeur moyenne est de 15 m et sa profondeur maximale de 32 m. Le barrage est destiné, principalement, à satisfaire les besoins d'alimentation en eau potable (AEP) des villes d'Oran (33 Mm³) et de Maghnia (17 Mm³). 9 hm³ sont prévus pour l'irrigation. Il faut noter qu'avant la construction du barrage, aucune étude écologique, permettant de prévoir le développement de la qualité de l'eau de la retenue à créer, n'a été réalisée. Quant à l'exploitation du barrage, un suivi a été effectué durant la période 1999–2011 (figure N°06). Les principaux résultats sont représentés dans le tableau N°02. Il faut noter que les apports ont été calculés par année hydrologique, c'est à dire de septembre à août.

Tableau N°02. Situation du barrage de Hammam Bouhrara en exploitation 1999–2011 (source: Agence Nationale de Barrages et Transferts, ANBT).

Années	Pluviométrie (mm)	Affluent (Mm ³)	Consommation -AEP		Irrigation (Mm ³)	Lâcher (Mm ³)	Fuite (Mm ³)	Evaporation (Mm ³)	Défluent (Mm ³)
			(Mm ³)						
			Oran	Maghnia					
1999–2000	215,0	11,593	-	-	8,958	-	0,01	3,663	12,612
2000–2001	238,6	36,651	8,888	-	9,626	-	0,014	4,681	23,208
2001–2002	308,6	43,917	39,75	-	9,273	0,324	0,03	4,569	53,946
2002–2003	293,6	38,150	31,98	-	1,916	0,027	0,036	4,173	38,132
2003–2004	346,6	48,371	39,378	-	4,409	0,36	0,036	3,863	48,011
2004–2005	229,3	15,202	6,044	0,342	-	1,023	0,036	3,441	12,196
2005–2006	189,6	38,449	6,909	7,008	-	0,54	0,036	5,093	19,643
2006–2007	253,0	32,325	1,992	6,49	-	0,343	0,045	6,252	15,122
2007–2008	203,0	30,120	4,465	3,21	-	0,087	0,026	3,834	16,422
2008–2009	224,0	50,074	7,24	7,367	9,013	0,232	0,021	-	19,126
2009–2010	321,3	54,534	6,21	8,21	8,887	1,981	0,068	-	57,652
2010–2011	286,6	28,872	8,13	7,91	8,094	0,867	0,044	-	22,168



Figure N°06: Vue d'ensemble de la cuvette du barrage Hammam Bouhrara

II.3. CADRE SOCIO- ECONOMIQUE :

II.3.1. ARMATURE URBAINE DU BASSIN VERSANT DE L'OUED MOUILLAH :

L'armature urbaine du bassin versant de l'oued Mouillah se compose de la daïra de Maghnia et de la région d'Oujda au Maroc.

La partie du bassin versant de la Tafna concernée par le barrage de Hammam Bouhrara compte trois communes : Sidi Medjahed, Beni Bousaid et Beni Bahdel.

II.3.1.1. REGION D'OUJDA :

Dans le côté Marocain, en plus de la préfecture d'Oujda–Angad (Chef lieu), cinq autres provinces se situent dans le bassin versant de Mouillah, elles sont :

- Au Sud d'Oujda les agglomérations de Touissite, Sidi Boubekeur, Oued El Heime et Guenfouda.
- Au Nord d'Oujda, El Aleb et Benidirar

II.3.1.2. COMMUNE DE MAGHNA :

Située à l'extrême Nord-Ouest de l'Algérie, sa position frontalière, lui confère un rôle stratégique entre l'Algérie et le Maroc. Elle est limitée géographiquement :

- Au Nord par le massif des Traras qui l'isole de la Mer Méditerranée.
- Du Sud à l'Est par les monts de Tlemcen.
- A l'Ouest et au Sud – Ouest par la ligne frontalière avec le Maroc.

La commune de Maghnia s'étend sur une superficie totale de 294 km², composée de huit agglomérations :

- L'agglomération chef-lieu : Maghnia
- Les agglomérations secondaires : Akid Abbés, Akid Lotfi, M'Samda, Bekhata, Chebikia, Bettaine et Lagfef.

II.3.1.3. COMMUNE DE HAMMAM BOUHRARA :

La commune de Hammam Bouhrara est située au Nord-Ouest de la Wilaya de Tlemcen à 50 km du chef-lieu de la Wilaya et 10 km à l'Est de la commune de Maghnia. Elle est limitée :

- Au Nord par la commune de Nedroma et Ain Kebira,
- Au Nord – Ouest par la commune de Djebala,
- Au Sud – Ouest par la commune de Maghnia,
- Au Sud par la commune de Bouhlou,
- A l'Est par la commune de Sabra et Ouled Riah et
- Au Nord-Est par la commune d'Ain Fellah.

La commune de Hammam Bouhrara couvre une superficie de 167 km² et compte huit agglomérations :

- Agglomération chef-lieu : Hammam Bouhrara.
- Agglomérations secondaires : Maaziz, Sidi Mokhtar, Bourakba, Ouled Houari, Ouled Aissa, Ouled Bouhenna et Hadjra Kahla.

II.3.2. SITUATION DEMOGRAPHIQUE :**II.3.2.1. Oujda :**

La population d'Oujda est de l'ordre 400 000 habitants (en 2000) avec un taux d'accroissement moyen de 2,1% (selon le taux moyen national marocain).

II.3.2.2. DAÏRA D E MAGHНИЯ :

Elle est la plus peuplée à l'échelle de la Wilaya de Tlemcen après le groupement urbain de la ville de Tlemcen. Selon le recensement effectué en 1998 (tableau N°03), la population totale était de 127609 habitants avec un taux d'accroissement moyen de 2.70%.

Tableau N°03. Population du daïra de Maghnia (Anonyme I, 2001)

Commune	Total
Maghnia	96302
Béni Boussaïd	11894
Hammam Boughrara	10322
Sidi Medjahed	6431
Béni Bahdel	2660
Total	127609

II.3.3. ACTIVITES E CONOMIQUES :**II.3.3.1. REGION D'OUJDA :**

Les activités agricoles et agro-alimentaires sont prédominantes dans la région. Par contre l'industrie minière est concentrée dans la région orientale, au Sud d'Oujda, où les gisements de plomb et de zinc sont exploités à Sidi Boubekur et Touissit avec une production de 16000 tonnes de concentré de plomb et 41 300 tonnes de concentré de zinc.

II.3.3.2. REGION DE MAGHНИЯ :**II.3.3.2.1. AGRICULTURE :**

Les zones exploitées dans la plaine irriguée de Maghnia sont une source potentielle de pollution due à l'épandage des engrais, le traitement des sols et des végétaux et l'exploitation de la nappe.

D'après la direction des services agricoles de la Wilaya de Tlemcen (1999/ 2000) les cultures pratiquées sont céréalières, fourragères, maraîchères ainsi que l'arboriculture et la viticulture. La superficie totale irriguée est de 5250 ha; une prédominance des cultures maraîchères estimées à 2878 ha.

A défaut de données réelles, les estimations théoriques des besoins en eau, à titre indicatif, pour les cultures céréalières, maraîchères, la viticulture et l'arboriculture seraient de l'ordre de 2,05 Hm³/an (Anonyme II, 2001).

II.3.3.2.2. PRODUCTION ANIMALE :

L'élevage, peut être une source de pollution des eaux superficielles et souterraines si les déchets générés ne sont pas valorisés ou éliminés dans des conditions d'hygiène et d'environnement adéquat. Les principales espèces élevées sont les bovines 1953 têtes, les ovines 44 125 têtes, les caprins 659 têtes ainsi que l'élevage avicole 390 140 individus.

II.3.3.2.3. INDUSTRIE :

L'industrie dans la région de Maghnia est prédominée par cinq (04) unités industrielles importantes (tableau N°04).

Tableau N°04. Principales unités industrielles (Anonyme III, 2001)

E.N.O.F	Traitement des terres décolorantes
C.E.R.T.A.F	Production de céramique et vaisselle Huiles
E.N.C.G	Alimentaire et savons Production d'amidon
E.R.I.A.D	Production d'olive

II.3.3.2.4. TOURISME :

L'activité touristique au niveau de la zone d'étude est axée autour du tourisme thermal. Il existe trois stations thermales dont deux, d'importance régionale (Hammam Bouhrara et Hammam Chiguer).

II.4. CADRE HYDROGRAPHIQUES :

L'analyse des caractéristiques Hydrographiques de la région d'étude constitue un premier diagnostic permettant la mise en évidence des facteurs et paramètres contribuant à la détermination de la masse d'écoulement.

Du point de vue géomorphologique, le bassin versant de l'Oued Mouillah est caractérisé par une forme moyennement allongée (coefficient de compacité de Gravilius : 1,5), un indice de pente global, $I_g = 7,5\%$. Il est constitué par des zones très hétérogènes formées de montagnes (les monts des Traras au nord-ouest et les monts de Tlemcen au sud), de plaines et de vallées. Les pentes sont en général très accentuées en montagne (dépassant les 20%) et plus douces (entre 0 et 10%) de part et d'autre du cours d'eau. Les altitudes maximales et moyennes du bassin sont respectivement de 1430 et 746 m. L'indice de pente de Roche vaut 0,11 et la densité de drainage est de $0,16 \text{ km.km}^{-2}$.

Le cours d'eau principal, d'une longueur de 124 km et d'une pente moyenne de

8 m.km⁻¹, prend naissance dans la région d'El Abed, en Algérie, à 1250 m d'altitude. Il pénètre au Maroc et prend le nom de Oued Sly et suit un cours intermittent, il redevient permanent en aval près de Oujda (Maroc) pour s'appeler Oued Bounaïm et pénètre en Algérie aux environs de Maghnia sous l'appellation de Oued Mouillah. Il reçoit sur sa rive droite l'Oued Ouerdeffou qui forme la réunion des Oueds Abbes et Mehaguin. Le temps de concentration de ce cours d'eau principal est estimé à Tc = 12 heures, ce qui implique des vitesses faibles, favorisant la décantation des particules solides au niveau des cours d'eau. De ce fait, les eaux de ruissellement atteignent l'exutoire du bassin pauvre en matières en suspension.

II.5. CADRE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE :

L'étude des critères géologiques et hydrogéologiques de la région admet un intérêt primordial et non négligeable dans la compréhension des phénomènes qui régissent les relations entre les eaux (de surface et souterraines) et leur vulnérabilité à la pollution via le ruissellement et l'infiltration.

II.5.1. CADRE GEOLOGIQUE :

II.5.1.1. QUATERNAIRE :

Le Quaternaire forme des alluvions et des colluvions rubéfiées dans la croûte calcaire où il présente des taches claires dans le profil. Elles correspondent à des colluvions identiques reposant sur des cailloutis non indurés (figure N°07).

II.5.1.2. TERTIAIRE :

Le pliocène supérieur constitue les calcaires lacustres de la basse vallée de l'oued Mouillah en relation avec la source de Hammam Chigueur. Le Miocène débute par les formations continentales représentées par des bancs d'alluvions assez fins et des conglomérats rubéfiés et passe latéralement dans quelque endroit au Miocène marin qui est représenté par une épaisse formation marneuse bien développée dans le bassin.

La transgression marine n'atteignant pas la région de la moyenne Tafna, il y a continuité de la sédimentation continentale entre le miocène terminal et le pliocène.

II.5.1.3. SECONDAIRE :

II.5.1.3.1. CRETACE :

- Le Coniacien est formé de marnes crayeuses à lits marno-calcaires, gris à ocre pâle à patine blanche. Ces marnes glauconieuses et phosphatées ont une épaisseur de 30 à 50 m.

- Le Cénomaniens est caractérisé à sa base par des argiles pélitiques de couleurs ocre grisâtre, avec quelques bancs de grès glaunoniens et phosphatés.
- L'Aptien est représenté au niveau de deux régions :

Région d'Ain Kebira au niveau des dolomies sableuses, contenant quelques lentilles de calcaire.

- 1 Région de Dar Nasseur : dans cette région l'Aptien est représenté par deux barres de grès rouille surmontées par des calcaires sableux.

II.5.1.3.2. JURASSIQUE SUPERIEUR :

- Kimméridgien à Barrémien : C'est un ensemble de grès tendres et de passé calcaro-dolomiques, dont l'épaisseur varie de 10 à 100 m.
- Tithonique à Barrémien : Ce sont des bancs de dolomies à intercalations de petits lits marno-calcaires d'une épaisseur de 80 cm.
- Tithonique à Valanginien : Il y a des bancs de dolomies, de calcaires et de grès séparés par des lits marno-sableux.
- Kimméridgien : le Djebel Fillaoucène est représenté par des dolomies cristallines massives, le plus souvent bréchiques.
- Oxfordien supérieur à Kimméridgien : c'est une épaisse série de grès fins, tendres et homogènes, contenant des petits lits de marnes.
- Callovo-Oxfordien : Il s'agit de pelites et argiles ocre, à petits bancs de grès quartzitiques sombre.
- Bajocien à Callovien inférieur : représenté par des marnes gris jaune, contenant quelques bancs de calcaires à filaments.
- Toarcien à Bathonien inférieur : Dans la région du Djebel Kebir, les calcaires peuvent être séparés en deux masses par une combe plus marneuse à lits de calcaires grossièrement sableux.

II.5.1.3.3. JURASSIQUE MOYEN ET INFERIEUR :

- Lias et Dogger : Au centre de la chaîne fillaoucène, on trouve au-dessous des pelites et grès du Callovo-Oxfordien, une série calcaro-dolomitique massive.
- Lias moyen à l'Est de la chaîne du fillaoucène, une série de calcaires massives forme la partie inférieure de la couverture secondaire.

- Lias moyen et supérieur : A l'Ouest de la chaîne du fillaoucène, le Lias devient plus marneux, il est formé par des calcaires noduleux, alternant avec des marno-calcaires gris. Il se termine par des marnes jaunâtres.

II.5.1.3.4. PRIMAIRE :

Ce sont des niveaux détritiques, d'épaisseur variable, composés de débris de pélites, de grès primaire et de granite fortement rubéfiés.

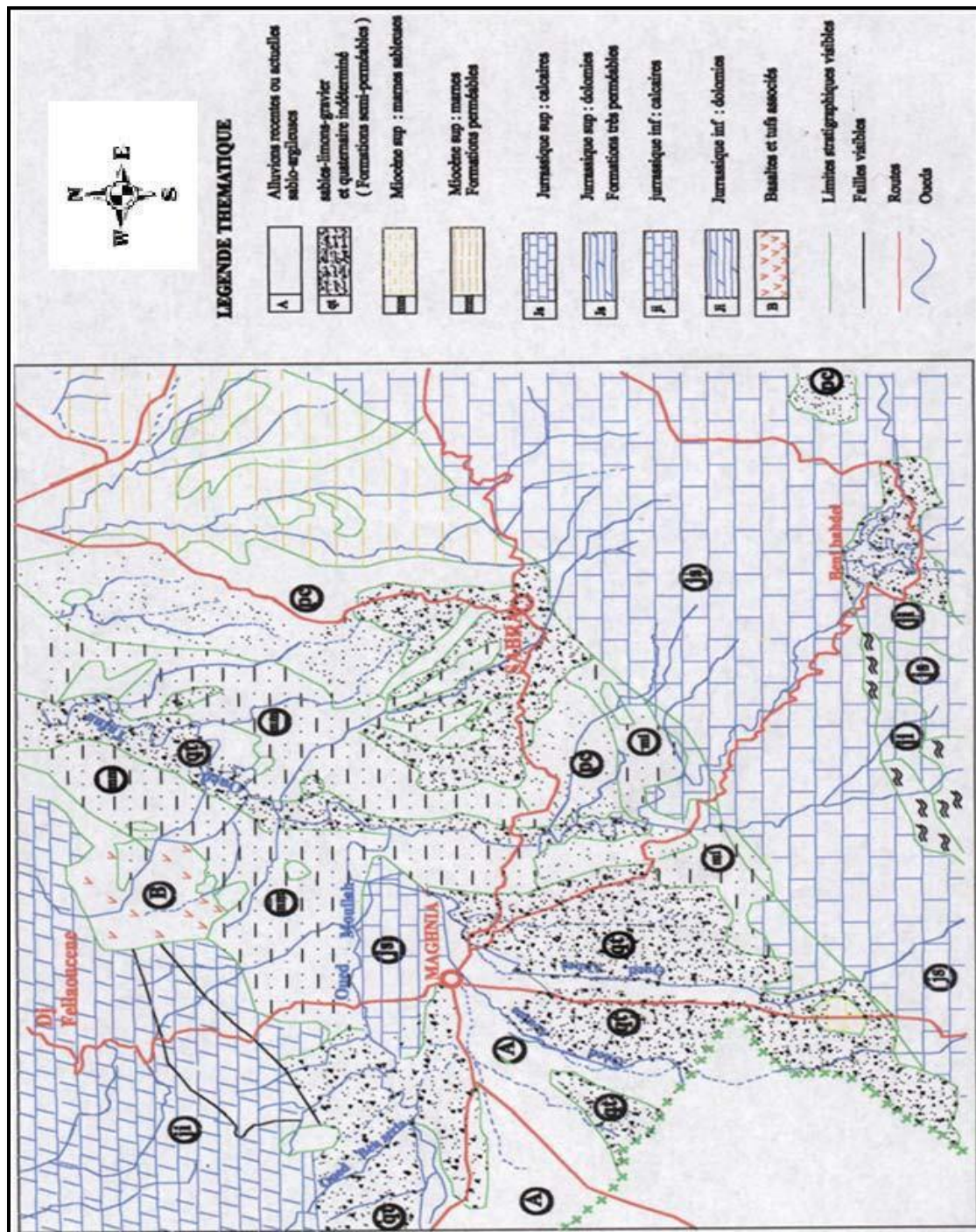


Figure N°07: Carte géologique de la région (extrait de la carte géologique de Tlemcen 1/200.000 (Anonyme I, 2001).

II.5.1.3.5. ROCHES VOLCANIQUES :

Basaltes récents du Pliocène supérieur : Ce sont des basaltes épanchés sur un glacis antérieur.

Basaltes moyens du pliocène : Ce sont des basaltes dans la formation continentale Pliocène ou dans les calcaires lacustres.

En général sur l'ensemble de la plaine de Maghnia – Tafna, les alluvions récents d'âge Pléistocène, recouvrent les alluvions pliocènes et les terrains argelo-sableux recouvrent une grande partie de la plaine de Maghnia.

La plaine de la Tafna est constituée par un ensemble de terrains meubles, de marnes miocènes à gypse, d'argiles très tendres, d'apports alluviaux quaternaires et de limons à passées de graviers.

II.5.2. HYDROGEOLOGIE :

Cette partie permettra d'étudier le contexte hydrogéologique du bassin de l'oued Mouillah (plaine de zriga et la plaine de Maghnia).

Les séquences lithologiques et les conditions tectoniques déterminées par le contexte géologique de la région de Maghnia permettent d'individualiser plusieurs formations aquifères.

II.5.2.1. IDENTIFICATION DES AQUIFERES ET LEURS CARACTERISTIQUES :

Dans le bassin versant de l'oued Mouillah, la nappe phréatique domine toute la plaine de Maghnia. Le réservoir de la nappe se trouve surtout dans les lentilles de galets plus ou moins cimentées incluses dans les alluvions plio- quaternaires.

Ce réservoir repose sur le miocène et le pliocène inférieur marneux totalement imperméable.

Sous les alluvions plio-quaternaires, cinq horizons géologiques datés du secondaire et du Tertiaire sont potentiellement aquifères :

- Le lias carbonaté
- Les dolomies de Tlemcen
- Les dolomies de Terni
- Les grès du Miocène
- Les formations du Plio-Quaternaire.

Ainsi, les différents réservoirs et leurs caractéristiques peuvent être résumés dans la figure N°08.

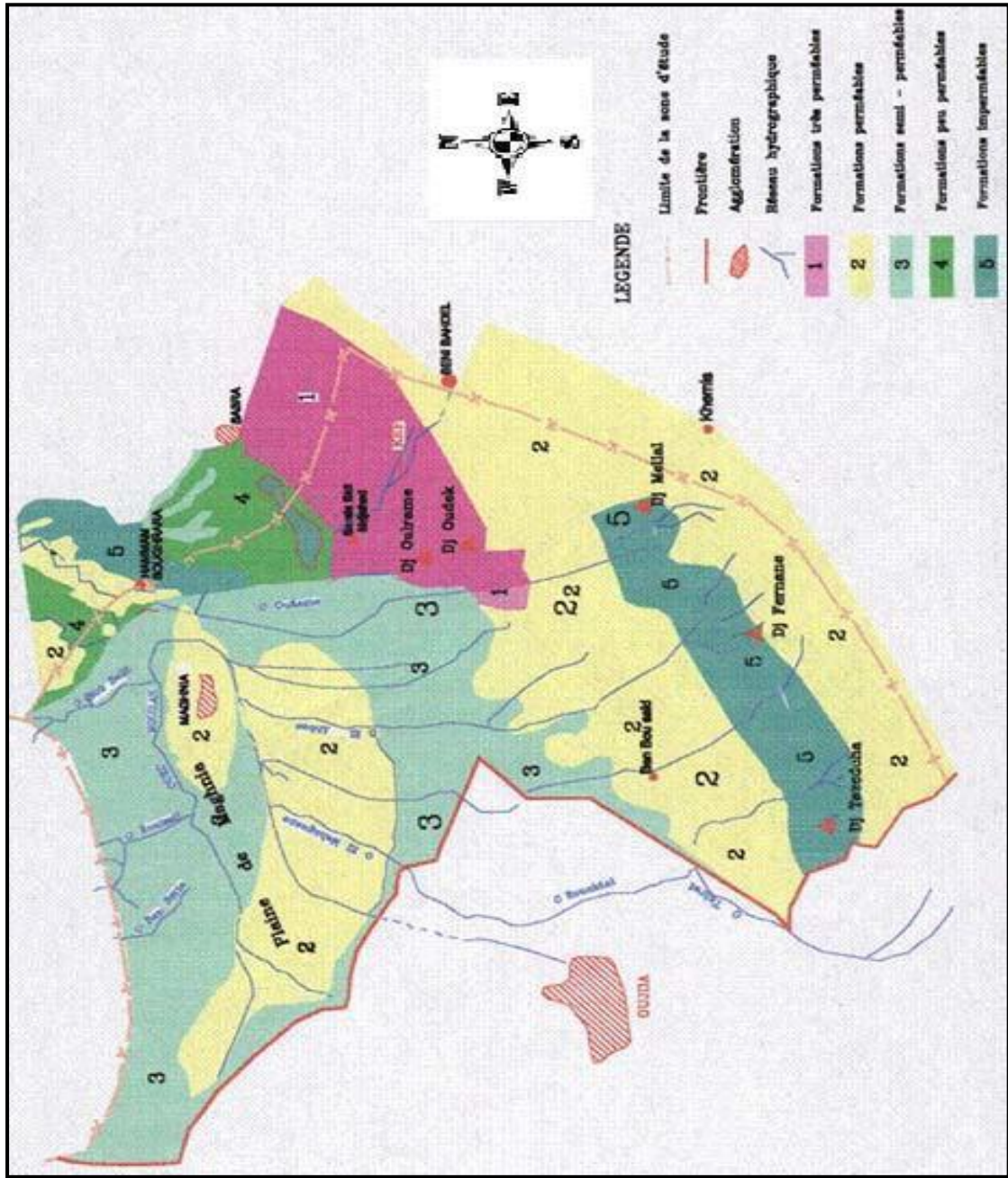


Figure N°08: Identification et caractéristiques des aquifères (ANRH, 2008).

II.5.2.2. PRESENTATION DES PRINCIPALES NAPPES :

La protection des ressources en eaux souterraines impose au préalable une localisation précise des aquifères ainsi que la connaissance du fonctionnement général des nappes. Pour le secteur concerné par l'étude, les eaux souterraines sont réparties en quatre nappes contenues dans la plaine de Maghnia.

II.5.2.2.1. NAPPE : « NP01 »

Elle gît dans la plaine de Maghnia en état libre dans les formations plio – quaternaire, à bonne perméabilité, qui se prolonge jusqu'au territoire marocain. Sa puissance varie de 10 à 75 m avec un niveau piézométrique de 5 à 30m de profondeur par rapport au sol.

II.5.2.2.2. NAPPE : « NP02 »

Selon son mode de gisement, elle peut être libre à captive, et prend son extension également dans la plaine de Maghnia. Ses limites lithostratigraphiques sont : les marnes du plio – quaternaire forment le toit, le mur de la nappe est constitué dans les marnes du jurassique ou les grès du lusitanien. La puissance de l'aquifère varie de 20 à 80 m, le niveau piézométrique de la nappe est de 20 à 30 m de profondeur.

II.5.2.2.3. NAPPE : « NP03 »

Elle se développe dans la partie Ouest des monts de Traras et sous la plaine de Maghnia avec une épaisseur allant de 20 à 100 m. Le niveau piézométrique est d'environ 30 m de profondeur.

II.5.2.2.4. NAPPE : « NP04 »

C'est une nappe captive, constituée de grès de lusitanien qui forme avec NP03 un réservoir unique à même extension. La partie aquifère possède une épaisseur de 30 à 80 m et le niveau piézométrique est sub-artésien.

II.6. SOLS ET VEGETATIONS :

Le sol constitue un facteur physique très important pour le processus d'écoulement et la propagation de la pollution, notamment, dans le cas de l'érosion et le transport de la pollution avec les sédiments véhiculés par la masse liquide.

La végétation, quant-à elle, est un facteur permettant d'avoir une idée sur le volume du sol érodé d'une part, et la quantité d'engrais, insecticides et fongicides appliqués en agriculture qui se retrouvant d'une façon ou d'une autre dans les réseaux d'écoulement d'autre part.

II.6.1. NATURE ET PEDOLOGIE DES SOLS :

Le bassin versant de l'Oued Mouillah est dominé par des sols calcaires et des vertisols (USDA 1978, FAO 1990) qui longent son thalweg principal et se prolongent au nord-est des monts des Traras et aux piémonts des monts de Tlemcen. Il comporte aussi des formations calciques peu profondes (luvisols) et des terrains alluviaux (fluvisols) développés dans la partie nord de la plaine de Maghnia. La partie sud de la plaine comprend des sols rouges (arénosols) à encroûtement formés de marnes salifères du Miocène (Ghenim et al 2008).

II.6.2. OCCUPATION DES SOLS :

La distribution du couvert végétal dans le bassin versant d'oued Mouillah est donnée dans le tableau N°05.

Tableau N°05. Distribution du couvert végétal du bassin de l'oued Mouillah (Anonyme II, 2001).

Occupation des sols	Surfaces (ha)	% des surfaces
Cultures extensives	57200	21.58
Couvert forestier dégradé	9500	03.58
Couvert forestier normal	39000	14.72
Arboriculture	1200	0.45
Couvert mort	131000	49.43
Prairies et terrains de parcours	27100	10.23

Presque la moitié de la superficie du bassin versant d'oued Mouillah est constituée de terrains généralement nus (tableau N°05), localisés dans la partie Ouest du bassin. Ces terrains susceptibles d'être transpercés par l'effet de pluies violentes, se trouvent dans une zone plate où la pente est inférieure à 5 %. Cette dernière empêche les eaux ruisselantes d'atteindre une vitesse capable d'emporter les sédiments détachés vers le lit de l'oued Mouillah. L'autre partie du bassin se trouve suffisamment couverte pour résister aux menaces érosives.

II.7. CADRE HYDRO- CLIMATOLOGIQUE:

II.7.1. PRECIPITATIONS :

Les précipitations sont l'un des facteurs climatiques qui conditionnent le maintien et la répartition du tapis végétal, l'alimentation des nappes, des barrages, des plans d'eau et contribuent à la dégradation du milieu naturel par le phénomène d'érosion.

Les précipitations liquides constituent le facteur essentiel dont la leur quantité moyenne et maximale mensuelle et annuelle est l'un des paramètres permettant de caractériser le climat.

Les données d'observation utilisées sont celles enregistrées au niveau de plusieurs stations climatiques incluses dans la partie Algérienne du bassin versant de l'oued Mouillah.

Les paramètres essentiels des stations pluviométriques concernées par l'étude sont résumés dans le tableau N°06 (les données sont en annexes I) :

Tableau N°06. Stations pluviométriques prises en compte dans le secteur d'étude (ANRH, 2008).

Stations	Périodes d'observations étudiées	Nombres d'années d'observation
Maghnia	1972 – 1998	25
Béni Ouassinre Béni Bahdel	1967 – 1998	31
Sidi Medjahed	1967 – 1998	31
Hammam Boughrara	1967 – 1998	31
	1968 – 1997	29

II.7.1.1. ANALYSE DES PRECIPITATIONS ANNUELLES :

La variation des précipitations annuelles durant la période d'observation montre l'écart important entre les valeurs extrêmes, signe d'une grande irrégularité. En outre, nous remarquons que la variation des précipitations entre les différentes stations a une tendance identique.

Nous remarquons aussi, d'après la figure N°09, que la variation des précipitations entre les différentes stations est serrée, notamment, au cours des trois dernières décennies, mise à part, les précipitations des stations de Béni Bahdel et de Maghnia qui représentent des valeurs plus élevées, probablement dues à leur emplacement à des côtes plus élevées.

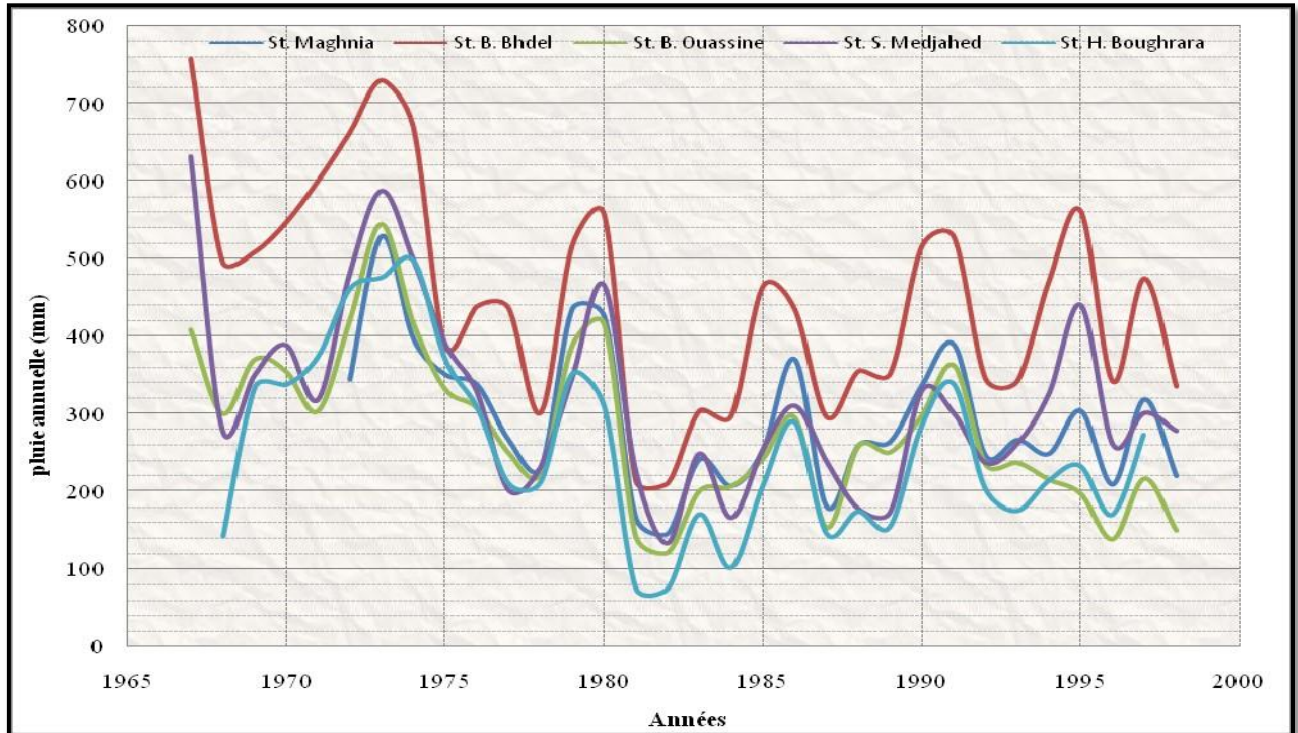


Figure N° 09: Chronologie des pluies annuelles au niveau des différentes stations.

II.7.1.2. PRECIPITATIONS MENSUELLES :

La représentation graphique des précipitations mensuelles (figure N°10), montre que pour toutes les stations, la période la plus arrosée s'étend du mois de novembre jusqu'au mois d'avril, alors que la période sèche s'étale de juin jusqu'en octobre.

Un pic de précipitations est enregistré le mois de Mars pratiquement au niveau de toutes les stations. Par ailleurs, le mois de Juillet constitue le mois le moins pluvieux.

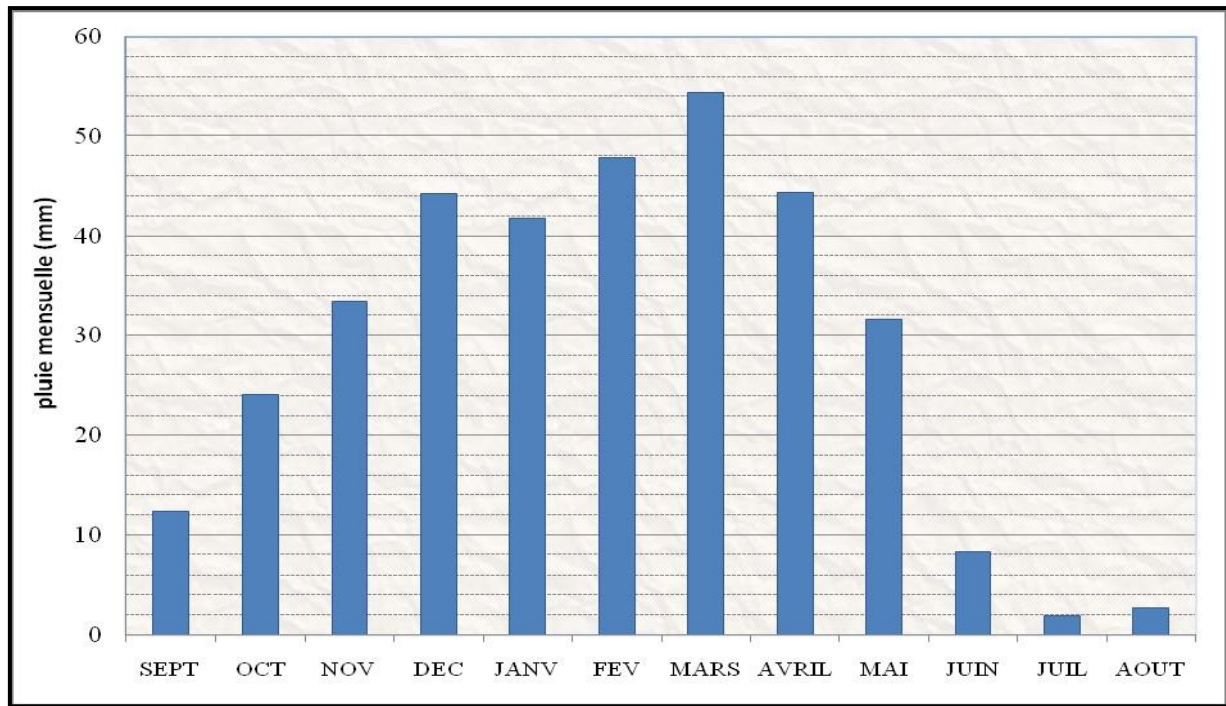


Figure N° 10: Régime de la pluviométrie mensuelle (moyenne mensuelle des cinq stations).

En résumé, le bassin versant d'oued Mouillah se caractérise par des précipitations relativement élevées, avec une moyenne inter-annuelle de l'ordre de l'ordre de 325 mm (période 1967-1998) et très inégalement réparties au cours de l'année.

II.7.2. VARIABLES CLIMATIQUES :

II.7.2.1. PRECIPITATIONS (AUTRE QUE LA PLUIE) :

II.7.2.1.1. NEIGE :

La neige dans la région du bassin versant de l'oued Mouillah est très rare et fond très rapidement.

II.7.2.1.2. GRELE :

Elle est fréquente surtout au début du printemps avec environ trois (03) jours de chute par an sous forme « d'averse ».

II.7.2.1.3. ORAGES :

Les orages se produisent en saison humide et se succèdent par des pluies sous forme « d'averse » provoquant des dégâts considérables sur les cultures, la végétation et les sols.

II.7.2.2. TEMPERATURES :

Les températures moyennes mensuelles et annuelles agissent directement sur le climat en interaction avec les autres facteurs météorologiques et biogéographiques.

Les données relatives à la station météorologique du barrage Hammam Boughrara pour la période 1999-2007, consignés dans le tableau N°07, nous ont permis de tracer les courbes de la figure N°11.

Tableau N°07. Moyennes mensuelles et annuelles des températures (ANRH, 2008).

Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Moy. An.
Max	32,0	28,0	21,1	17,8	20,0	18,0	20,9	23,5	28,2	32,5	36,1	36,4	26,3
Min	15,4	12,9	7,2	5,1	3,9	5,5	7,1	9,0	10,7	15,1	18,1	19,0	10,8
(M+m)/2	23,7	20,5	14,2	11,5	11,9	12,0	14,0	16,3	19,4	23,8	27,1	27,7	18,5

Avec :

Max : Les moyennes mensuelles et annuelles des maxima en °C.

Min : Les moyennes mensuelles et annuelles des minima en °C.

(M+m)/2 : Les moyennes mensuelles des températures moyennes en °C.

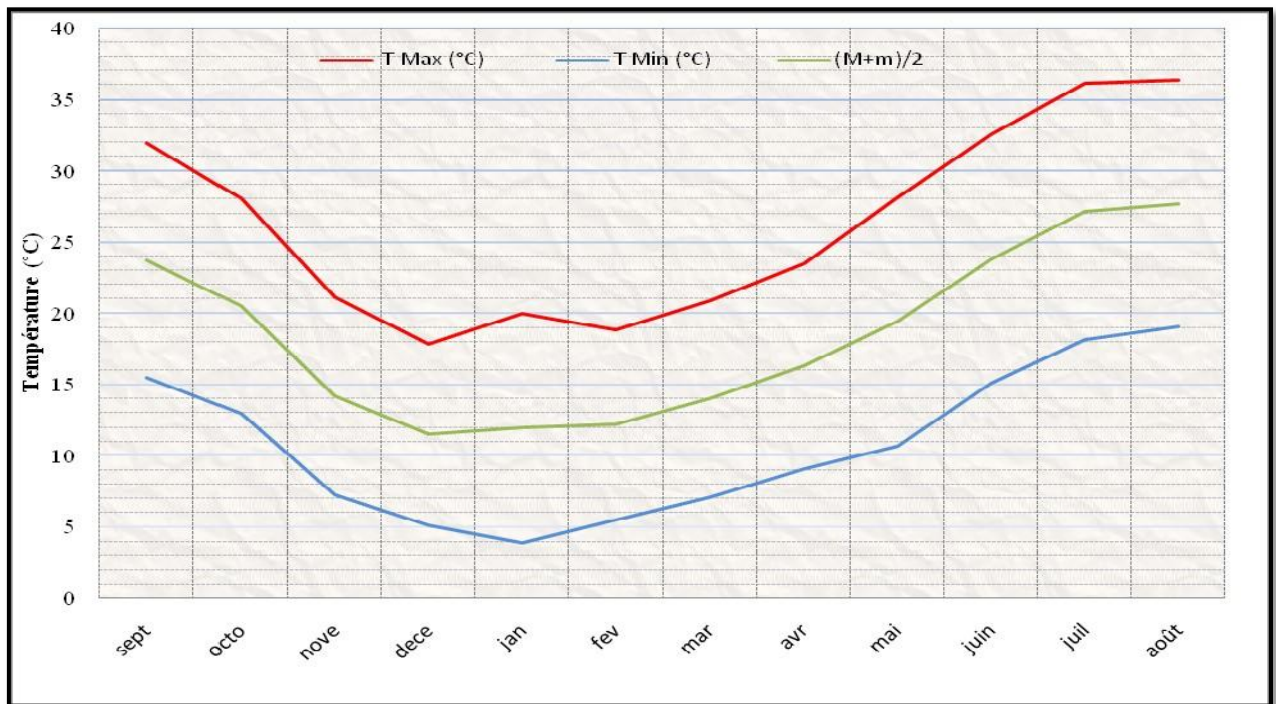


Figure N°11: Courbes des Températures Mensuelles (1999-2007).

Températures maximales : La température la plus basse apparaît au mois de décembre avec 17,8 °C alors que la plus élevée se présente en août où elle atteint 36,4°C.

Températures minimales : La valeur la plus basse apparaît également en janvier avec seulement 3,9 °C et la valeur la plus élevée en août avec 19 °C.

Températures moyennes : Elles sont inférieures à 11,5 °C en décembre pour atteindre leur maximum en août où l'on enregistre 27,7 °C.

II.7.2.3. VENT :

Le vent présente une action directe sur le couvert végétal et peut influencer sur le climat par sa charge en humidité. C'est un élément climatique défini par la vitesse et la direction (LACOSTE et SALANON, 2001).

Selon les données (période 1976-1984) du tableau N°08 les vents dominants sont de direction Ouest – Sud-Ouest (Figure N°12).

Tableau N°08. Moyennes mensuelles des vitesses du vent à Maghnia (Anonyme III, 2001).

Mois	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	An
Vitesse moyenne mensuelle (m/s).	2.8	3.6	3.1	3.0	2.9	2.4	2.4	2.7	2.4	2.5	2.9	3.3	2.8

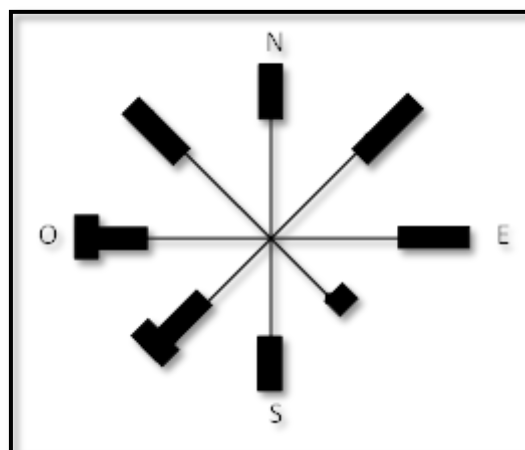


Figure N°12: Direction des vents dominants (Anonyme III, 2001).

L'analyse des moyennes mensuelles des vitesses du vent déterminées à Maghnia, montre une stabilité des vitesses avec un maximum de 3.6 m/s en février et un minimum en juin, juillet et septembre de 2.4 m/ s.

II.7.2.4. EVAPOTRANSPIRATION :

L'augmentation des températures et les modifications de l'importance et des répartitions des précipitations font augmenter l'évapotranspiration, paramètre qui est aussi sous la dépendance d'autres facteurs (énergie radiative, humidité de l'air et vent).

Les mesures de l'évapotranspiration(ETP) à la station de Béni Bahdel sont représentées dans le tableau N°09.

Tableau N°09. Valeurs de l'évapotranspiration à Béni Bahdel (Anonyme III, 2001).

	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Juin.	Juil.	Août.	Année
ETP (mm)	139	86	50.6	35.1	39	41.6	69.8	84.4	116	151	187	168	1167

II.7.2.5. INSOLATION :

La durée d'insolation est donnée au tableau N°10 en heures par mois. La moyenne journalière mensuelle d'insolation la plus faible est enregistrée en Janvier (5.7 h), alors que la plus grande en Juin (10h) : la moyenne de durée d'insolation journalière annuelle est de 7.6 h.

Tableau N°10. Radiation solaire (Anonyme III, 2001).

	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
Heures	252	229	191	183	178	175	205	251	247	300	299	281	2791
Radiation kWh/m ² /j	5.52	4.16	3.03	2.54	2.77	3.63	4.73	6.04	6.64	7.19	7.44	6.66	5.03

II.7.3. REGIME CLIMATIQUE DE LA REGION D'ETUDE :**II.7.3.1. INDICE D'EMBERGER :**

En 1955, Emberger a proposé un quotient pluviométrique et un climagramme qui permet de séparer les différents étages bioclimatiques méditerranéens ainsi que les variantes de chaque étage (hiver doux, frais, froid ou chaud). Il est défini par l'équation suivante :

$$Q_2 = 2000 P / (M+m) (M-m) \quad (1)$$

P : précipitations moyennes annuelles en mm (DAJOZ, 2000).

M : température moyenne des maxima du mois le plus chaud en degré Kelvin.

m : température moyenne des minima du mois le plus froid en degré Kelvin.

Selon les résultats, la valeur de Q_2 égale à **34,11** avec : $P= 325$ mm ; $M=36,4$ °C ; $m= 3,9$ °C. (Données ONM 1999-2007).

Suivant ce climagramme, le bassin versant d'Oued Mouillah est situé dans l'étage

bioclimatique semi-aride à hiver tempéré (figure N°13).

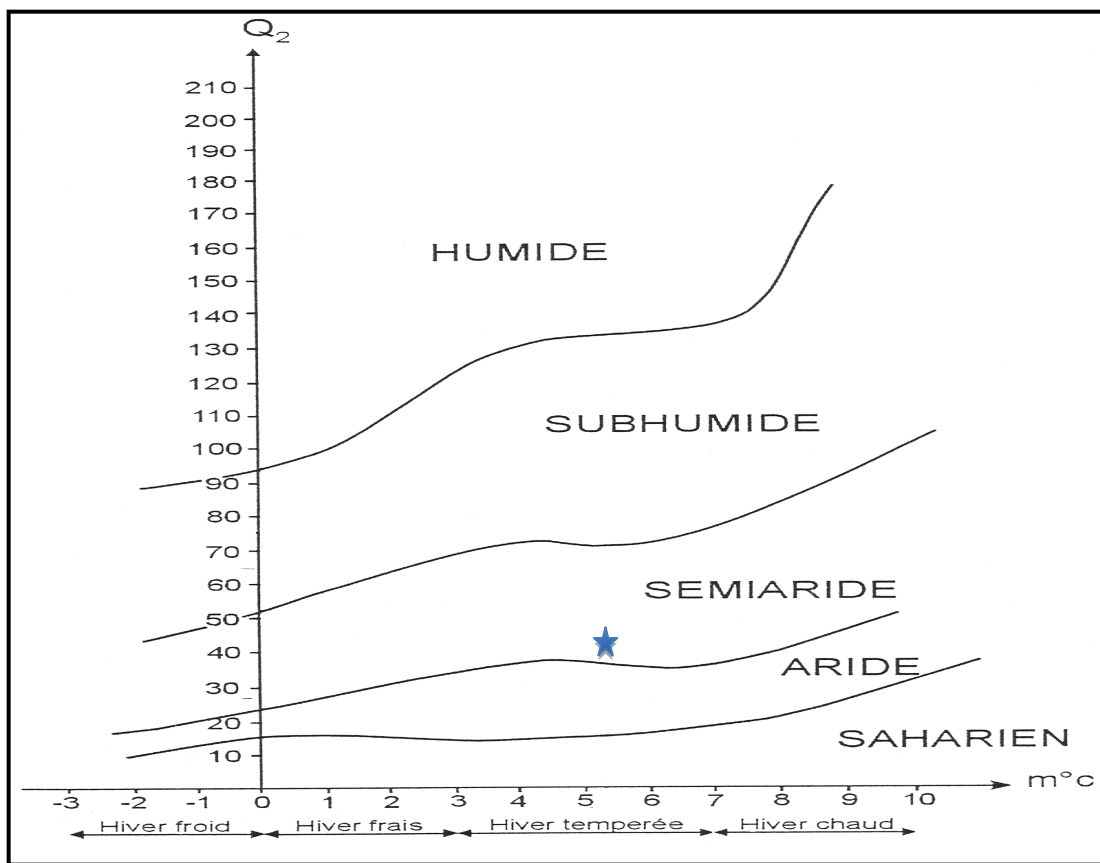


Figure N°13: Climmagramme d'Emberger.

II.7.3.2. COURBE OMBROTHERMIQUE :

Ce mode de représentation permet de visualiser et de quantifier les périodes sèches et humides d'une région donnée. Il met en rapport les précipitations et les températures moyennes mensuelles. Avec $T = (M+m) / 2$. Sur le même graphique sont portés :

En abscisse, les mois de l'année ;

En ordonnée, les températures (°C) et les précipitations (mm) de telle sorte que l'échelle des températures soit relative au double de celle des précipitations ($P=2T$).

La période humide correspond à toute la partie pour laquelle la courbe pluviométrique se trouve au-dessus de la courbe thermique, et les deux zones extrêmes du graphe sont les périodes sèches (DAJOZ, 2000).

Notre région d'étude est caractérisée par une saison humide hivernale qui s'étale sur 05 mois (entre Novembre à Avril) et une saison sèche estivale qui s'étale sur le reste de l'année (figure N°14).

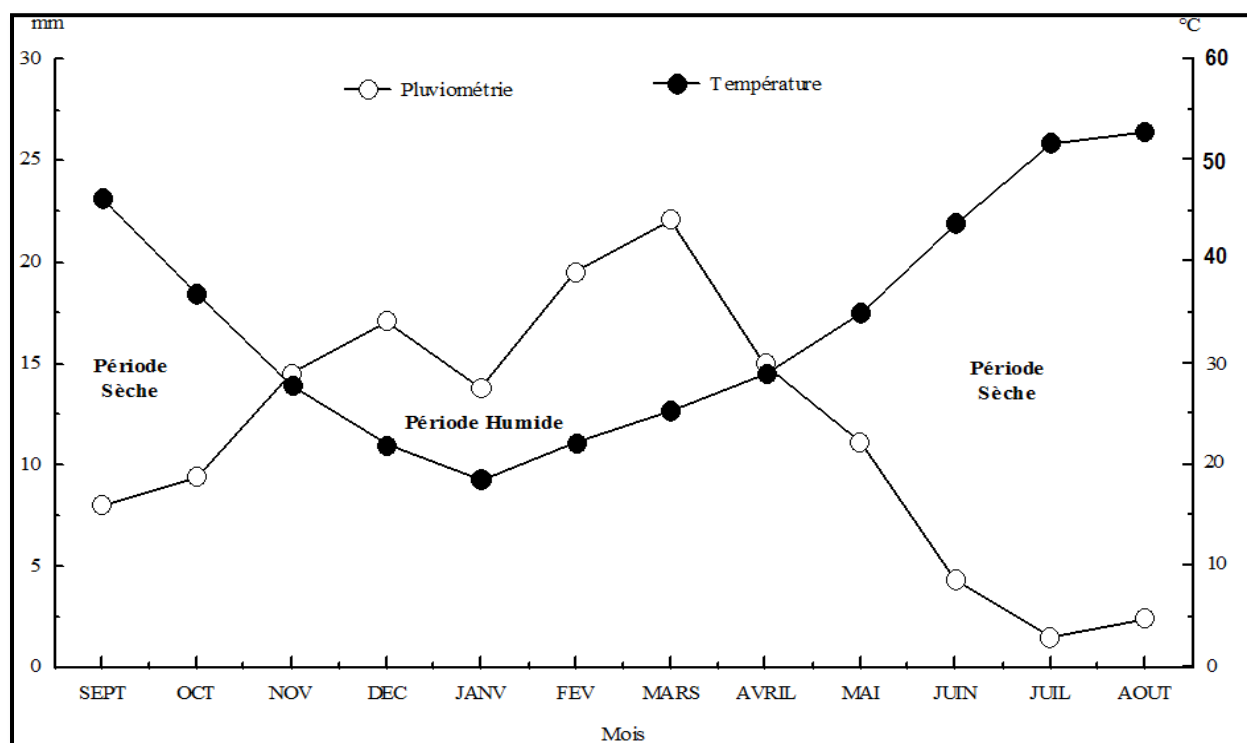


Figure N°14: Courbe Ombrothermique

II.8. ÉCOULEMENTS « CALCUL DES APPORTS » :

La prédiction des crues et de leurs effets, l'érosion des sols, la pollution d'origine urbaine, agricole ou industrielle et plus généralement l'influence du développement de l'agriculture et de l'urbanisation sur l'écologie, sont autant de questions qui se posent lorsqu'on se demande comment améliorer ou même simplement conserver sans dégrader le patrimoine : Eau et Sol

La réponse à ces préoccupations, posées à l'échelle d'un bassin versant, passe nécessairement par l'étude des bilans hydrologiques menés sur une période d'observation pour évaluer ainsi la sensibilité des rivières aux variations du climat.

L'approche quantitative d'un système hydrologique repose sur l'évaluation des flux d'eau qui le traversent, de leur concentration en sédiments et sur l'analyse des mécanismes qui régissent ces flux. Ainsi, selon la disponibilité des données de

mesures on peut :

- Quantifier les apports liquides moyens annuels, mensuels ;
- Etudier la variabilité des apports.

II.8.1. ESTIMATION DU TEMPS DE CONCENTRATION :

Il représente la durée nécessaire à l'eau pour s'écouler depuis l'élément hydrologique le plus éloigné en amont du bassin versant jusqu'à l'exutoire. Pour le bassin versant de l'oued Mouillah, ce paramètre a été calculé par la méthode empirique de GIANDOTTI qui nous a donné un temps de concentration de l'ordre de 12h 49min.

Devant la superficie importante du bassin(2000 km²) et la longueur du thalweg principal(104 km), Cette valeur n'est pas très importante vue la distance parcourue par une goutte d'eau pour arriver à la cuvette du barrage Hammam Boughrara.

II.9. SOURCES DE POLLUTION :

Le bassin versant de l'oued Mouillah connaît de fortes pollutions véhiculées par les divers rejets liquides et solides de part et d'autre de la frontière Algéro–Marocaine.

Les sources de ces rejets sont d'ordre domestique, agricole et industriel. Leur impact varie selon la composition chimique des matières rejetées d'une part, et selon la réaction entre les éléments et leur propagation dans le milieu urbain d'autre part.

Ces rejets ont un impact néfaste sur beaucoup de régions stratégiques de l'ensemble du bassin versant de l'oued Mouillah, comme le milieu urbain de la ville de Maghnia, notamment, sur le barrage Hammam Boughrara.

Ainsi, dans cette partie nous allons présenter les différents rejets urbains, agricoles et industriels en deux parties séparées, en l'occurrence rejets de la partie algérienne et ceux de la partie marocaine.

II.9.1. PREMIERE PARTIE : « POLLUTION DU COTE ALGERIEN » :

II.9.1.1. SOURCES D E POLLUTION DOMESTIQUE :

Généralement, cette pollution est dûe aux rejets des eaux usées d'usage domestique de toutes les agglomérations se trouvant dans le bassin versant, à savoir toute la commune de Maghnia, Hammam Boughrara, Sidi Medjahed et Bouhlou.

Dans le cadre, de la réduction de l'agressivité de cette pollution, une station d'épuration a été réalisée afin de traiter les eaux usées de la ville de Maghnia. Cette station d'épuration biologique d'une capacité totale de 150.000 équivalents

habitants, a atteint progressivement des résultats acceptables après plusieurs essais effectués du 05 Juin 1999 à Janvier 2000. Ainsi le problème des rejets hydriques domestiques a été résolu (Anonyme, 2004).

II.9.1.2. SOURCES DE POLLUTION INDUSTRIELLE :

Les établissements industriels ont des productions très diverses (aliments, vêtements, pâte à papier, produits chimiques, etc.) et rejettent plusieurs types d'eaux usées, dont le volume et le degré de contamination sont très variables.

Dans le côté Algérien de l'aire d'étude, la pollution est générée par quatre (04) principales unités industrielles situées à Maghnia, à savoir l'ENOF (entreprise de bentonite et de terre décolorante), l'ENCG (entreprise des corps gras), Maïserie (ERAD : Entreprise des aliments et dérivés) et CERTAF (complexe de vaisselle et céramique).

II.9.1.2.1 ENCG :

Le complexe de l'ENCG a été mis en service en 1987, et produit de l'huile, du savon et de la glycérine.

L'usine utilise comme matières premières : l'huile brute (de tournesol et de colza), les graisses animales et végétales et les sous-produits de savonnerie.

Comme matières secondaires, l'usine utilise : l'eau, la soude (NaOH), l'acide phosphorique (H_3PO_4), le sel (NaCl) et le chlorure ferrique ($FeCl_3$).

Elle occupe une superficie de 10 ha et rejette $528 \text{ m}^3/\text{j}$ d'eaux chargées d'huiles brutes, suif et glycérine. Les rejets se font dans l'oued Abbes.

ACTIONS D'AMELIORATION ENTREPRISES PAR L'UNITE

Les actions entreprises par l'ENCG pour l'amélioration de la qualité de ses rejets sont:

- Récupération de l'eau glycinée ;
- Récupération du soap stock ;
- Réhabilitation de la STEP ;
- Conditionnement d'huile ;
- Laboratoire d'auto contrôle.

Ces actions ont donné les résultats suivants :

- Réduction des volumes et charge des eaux glycinées ;

- Réduction des volumes et des charges d'huiles et graisses ;
- Rabattement de la charge polluante de 70% ;
- Les concentrations à la sortie de la STEP restent élevées (dû aux fortes charges)
- Réduction des pertes d'huile ;
- Meilleur suivi de la STEP.

II.9.1.2.2. ERAD (MAÏSERIE DE LA TAFNA) :

L'unité (E.R.I.A.D), a démarré en 1980 et fabrique des produits dérivés du Maïs. Les eaux usées à la sortie de la chaîne de production notent une pollution très importante. Les effluents rejetés renferment une pollution en DBO5 de l'ordre de 8000 mg/l, et en DCO de 10200 mg/l. Ces valeurs changent d'un jour à l'autre. Cette entreprise rejette sur l'oued Abbès 1600 m³/j d'eaux chargées en gluten, ce qui engendre des odeurs nauséabondes.

ACTIONS D'AMELIORATION ENTREPRISES PAR L'UNITE

Les actions entreprises par la Maïserie pour l'amélioration de la qualité de ses rejets sont :

- Réalisation d'une station de neutralisation ;
- Augmentation du taux de récupération du gluten de 2,5 % à 7% par un meilleur suivi d'exploitation.

Le rabattement de la charge est assez important mais reste loin de satisfaire les normes nationales. Le pH acide en sortie (exemple pH 4,6 en décembre 2000), implique un mauvais fonctionnement de la station de neutralisation.

Les charges de pollution sont irrégulières avec des fluctuations importantes qui portent non seulement atteinte au fonctionnement de la station de neutralisation mais aussi à la future installation d'épuration de l'unité.

II.9.1.2.3. ENOF :

C'est l'entreprise nationale des produits miniers non ferreux et des substances utiles. Actuellement le débit rejeté d'eaux usées est estimé à 600 m³/j. alors qu'il était de 2000 m³/j. Ceci est dû au recyclage des eaux dans les processus de production.

Ces eaux sont très acides et chargées en métaux lourds. Les essais de réduction de la charge polluante par l'unité ont permis de donner de bons résultats.

ACTIONS D'AMÉLIORATION ENTREPRISES PAR L'UNITE :

La Réalisation d'une station de traitement physico-chimique et l'acquisition d'équipements de transports des boues ont conduit à l'amélioration de la qualité des rejets. En effet, les Résultats montrent une réduction importante des MES, de 200 g/l à 1 g/l.

Les charges en DBO5 et DCO sont très élevées. Ces valeurs nous semblent excessives puisque les rejets bruts avant traitement sont très acides leur pH est de l'ordre de 1,2 à 1,5, ce qui ne permet donc aucune activité bactérienne.

II.9.1.2.4. ECVO :

Le complexe, mis en production en 1982, fabrique des vaisselles de table. Il occupe une superficie de 10 ha et rejette 130 m³/j d'eaux chargées fortement en minéraux avec des teneurs élevées. 60% de ces eaux sont recyclées après un traitement par floculation et les 40% sont rejetées dans l'oued Abbes.

ACTIONS D'AMÉLIORATION ENTREPRISES PAR L'UNITE

Deux actions entreprises par l'ECVO pour l'amélioration de la qualité de ses rejets, à savoir d'une part la réhabilitation de la station de traitement des effluents, ainsi que la récupération et recyclage de 60% des volumes traités, d'autre part, la réutilisation de la pâte récupérée pour la production de produits réfractaires.

II.9.1.3. SOURCES D E POLLUTION AGRICOLE :

Les activités agricoles dans le bassin versant du barrage de Hammam Boughrara sont essentiellement implantées dans le périmètre irrigué de Maghnia et, plus particulièrement, dans la plaine d'Angad au Maroc.

Les sources de pollution majeures découlant de ces activités sont :

- L'épandage d'engrais ;
- Le traitement des sols et des végétaux ;
- L'élevage, en particulier l'élevage avicole.

Ajoutés à cela, une source de pollution accidentelle pouvant causer des dommages sérieux à la santé et à l'environnement : Le stockage des produits phytosanitaires périmés, ainsi que des sources diffuses de pollution périodique et ponctuelle, dont l'origine est l'entretien des machines agricoles (Vidange) et le stockage des carburants et des lubrifiants.

II.9.1.4. ENGRAIS :

L'utilisation massive des engrais engendre un apport massif d'azote dans les eaux superficielles et souterraines.

En l'absence de données sur les quantités d'engrais utilisées, des estimations approximatives ont été faites en fonction des données sur les cultures pratiquées dans la région de Maghnia. La quantité totale d'engrais, toutes catégories confondues, est de l'ordre de 3700 T/an.

II.9.1.4.1. ELEVAGE :

L'élevage avicole, en particulier, constitue une source majeure de pollution des eaux. Les fientes de volailles éliminées sans précaution peuvent, par ruissellement et/ou infiltration polluer les eaux souterraines et superficielles.

Les quantités de fientes produites dans la région de Maghnia sont estimées à environ 20000 T/an.

II.9.2. DEUXIEME PARTIE « POLLUTION DU COTE MAROCAIN »:

Cette pollution est engendrée par les eaux usées urbaines et industrielles provenant de la ville marocaine d'Oujda, déversées directement dans l'oued Bounaïm, principal affluent de l'oued Mouillah, sans aucun traitement préalable.

Du côté Marocain nous avons constaté un manque d'informations précises, sur la quantité et la qualité de la pollution domestique, industrielle et agricole.

II.9.2.1. REJETS DOMESTIQUES :

Les rejets domestiques de la ville d'Oujda sont, actuellement, de l'ordre de 41280 m³/j (Anonyme, 2003). Ces rejets se font, sans aucun traitement préalable, directement dans l'oued Bounaïm.

II.9.2.2. REJETS INDUSTRIELS :

Les régions d'Oujda et d'Angad principales composantes du bassin versant de l'oued Mouillah, comportent plusieurs unités industrielles et ateliers de fabrications diverses. Les rejets de ces industries, le plus souvent sans aucun traitement préalable, se font directement dans le milieu récepteur de l'oued Mouillah. Vu le manque de données et la difficulté d'en avoir, une estimation qualitative et quantitative des rejets industriels d'Oujda et d'Angad, s'avère impossible.

CONCLUSION :

Le sous bassin de l'oued Mouillah est situé à l'ouest du bassin versant de la Tafna. Limité par un périmètre de 241 km, il couvre une superficie de 2000 km² composée dans sa majorité par les plaines d'Angad (située à Oujda) en territoire marocain et celle de Zrigua (située à Maghnia en territoire Algerien). La longueur de son talweg principal est de 104,4 km.

La région étudiée est caractérisée par un climat semi-aride à hiver tempéré où les précipitations moyennes annuelles sont de 325mm, la température moyenne annuelle est de 18,5°C et l'évapotranspiration potentielle de 1167 mm. Les vents dominants sont de direction Ouest-Est ouest. Des apports mensuelles sont très variables, le débit moyen mensuel est maximum au mois de novembre avec 6,29 hm³ et minimum au mois de juin avec 0,8 hm³.

Les apports solides sont également variables et les débits observés sont les plus élevés en mars 0.15 MT et les plus faibles en juillet 0,003 MT.

Le bassin versant de l'oued Mouillah est constitué de terrains allant du paléozoïque au quaternaire. Les terrains anciens, où prédominent les formations carbonatées (calcaires et dolomies très fissurées et karstifiées), et gréseuses constituent les reliefs. Les dépressions sont recouvertes de terrains meubles représentés par des argiles, des marnes à gypse, des alluvions et des limons.

Les séquences lithologiques et les conditions tectoniques déterminées par le contexte géologique de la région de Maghnia permettent d'individualiser quatre formations aquifères.

Les caractéristiques géomorphologiques de ce bassin : forme allongée, $I_g=7,5\%$, $k= 1,5$, $T_c= 12$ heures indiquant des vitesses faibles et favorisent la décantation des particules solides au niveau des cours d'eau. De ce fait les eaux de ruissellement atteignent l'exutoire du bassin, pauvres en matières en suspension.

En matière de rejet, le bassin versant de l'oued Mouillah reçoit :

- Les rejets d'eau usée urbaines et industrielles de la ville d'Oujda et des autres agglomérations marocaines.
- Les rejets des eaux usées urbaines et industrielles (ENOF ; ENCG ; ERIAD et ECVO) de la région de Maghnia.

CHAPITRE III :

MATERIELS ET METHODES

INTRODUCTION :

L'évaluation de la qualité et l'étude biologique des eaux nécessite, une connaissance la plus complète possible, des caractéristiques physico-chimiques des eaux. En effet, la nature et la composition du milieu, agissent constamment sur les biocénoses aquatiques et sont responsables, pour une grande part, de la distribution des divers organismes.

L'étude d'un cycle annuel, des eaux du barrage Hammam Boughrara, a nécessité des prélèvements mensuels de janvier 2008 à décembre 2010. Ces prélèvements permettent d'avoir d'échantillons d'eau qui servent aux analyses physico-chimiques sur un litre, mis en bouteille et ramené au laboratoire, ainsi que l'étude biologique du phytoplancton. Un prélèvement d'un litre subit une double filtration, à travers un premier filet de 100 microns de mailles et la seconde filtration, à 20 microns de mailles. Il est récupéré dans des piluliers d'une contenance de 60 ml ; auxquels on rajoute du formol à 5 % afin de fixer le phytoplancton).

III.1. ECHANTILLONNAGE :

Les prélèvements sont effectués grâce à une embarcation motorisée au niveau de six stations, selon différents niveaux de chaque colonne d'eau : en surface, au milieu, au fond, et tous les cinq mètres pour la station la plus profonde ou station de référence. Les prélèvements dans la colonne d'eau sont effectués à l'aide d'une bouteille à renversement type « Niskin » d'un litre (annexe, Figure N°05). Les prélèvements en surface sont effectués manuellement dans les bouteilles en plastiques.

III.1.1. CONSERVATION DES ECHANTILLONS :

Les bouteilles étiquetées (date – station –niveau) et contenant les échantillons sont remplies à ras sans laisser d'air entre le bouchon et l'eau. Elles sont mises au fur et à mesure dans des glacières. Au laboratoire : la filtration pour les MES doit être effectuée le jour même et les bouteilles sont mises dans un réfrigérateur en vue des analyses physico- chimiques, qui doivent être achevées dans les 48 heures qui suivent la sortie. Pour l'étude biologique, les prélèvements de l'eau filtrée aux filets planctoniques in situ sont mis dans des piluliers étiquetés selon : date-station-niveau, fixés au formol à 5% de façon à obtenir une concentration du contenant de 0.5% .Ces piluliers sont mis dans un lieu frais et sec. Ils serviront à la numération du phytoplancton par la méthode d'Utermöhl (1958) et son identification en utilisant

les clefs de détermination.

III.2. CHOIX DES STATIONS D'ETUDES :

Le choix des stations est établi en fonction des critères permettant, d'une part de suivre au mieux des conditions les oueds affluents déversant dans le barrage et de couvrir l'ensemble de la cuvette du barrage d'autre part, qui sont :

- La végétation : versant couvert d'arbres ou versant dénudé
- La profondeur variable.
- La morphométrie de la cuvette du barrage (tableau N°11).

Tableau N°11. Localisation des stations d'étude.

Stations	Latitude	Longitude	Caractéristiques
T1	34°50'N	1°38'W	Située en amont du barrage, permet d'analyser la qualité de l'eau venant du Oued Tafna. Peu profonde (4-8 mètres).
T2	34°52'N	1°39'W	Station au centre du barrage, dans le coté d'oued Tafna. Profonde (9-10 mètres).
PT	34°52'N	1°38'W	Près de la tour de prise. Profondeur moyenne (31-35 mètres).
M3	34°52'N	1°39'W	Station au centre du barrage, dans le coté d'oued Mouillah. Profonde (7-11 mètres).
M2	34°53'N	1°40'W	Située en amont du barrage à proximité de la rive droite. Peu profonde (4-6 mètres).
M1	34°50'N	1°38'W	Située en amont du barrage, permet d'analyser la qualité de l'eau venant du Oued Mouillah. Peu profonde (2-4 mètres).

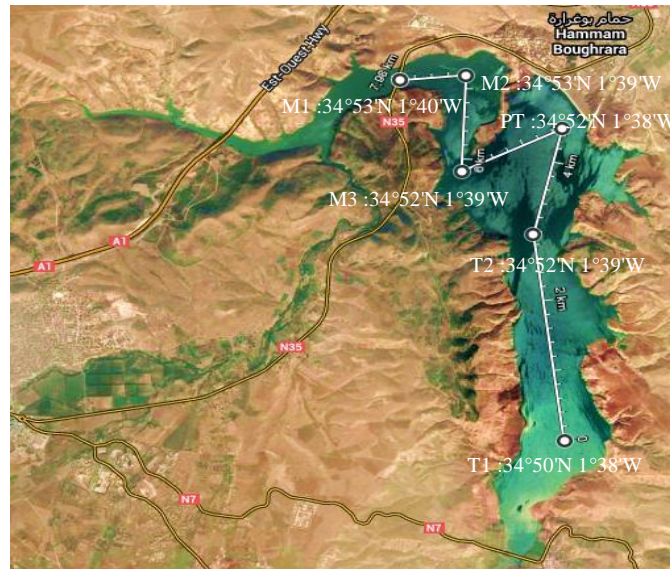


Figure N°15: Barrage de Hamme Boughrara avec points de prélèvements.

III.3. FACTEURS ABIOTIQUES :

L'eau, en raison de ses propriétés électriques et de sa constitution moléculaire, se comporte comme un solvant puissant. C'est pourquoi la composition chimique d'une eau dépend de la composition des roches et des sols du bassin versant dans lequel elle a ruisselé. C'est également la raison pour laquelle l'eau contient une grande variété d'éléments dissous. Cependant, la composition chimique des eaux naturelles varie considérablement dans le temps et dans l'espace selon la nature et l'abondance des sources en éléments dissous ou en suspension (LEVEQUE, 1996).

L'eau issue du prélèvement vertical est destinée à l'étude physico-chimique. Certains paramètres ont été mesurés in situ: la température, le potentiel hydrogène, l'oxygène dissous, la transparence et la conductivité électrique. Par contre les autres paramètres tels que les MES, les carbonates, le calcium, le magnésium, les chlorures, les sulfates, les phosphates, et les composés azotés ont été effectués au laboratoire.

III.3.1. PARAMETRES MESURES IN SITU :

III.3.1.1. OXYGENE DISSOUS (O₂) :

Ce paramètre est mesuré à l'aide de l'appareil multi-paramètre type (W.I.W. 340 i) qui exprime la concentration en mg/l. La teneur en oxygène de l'air est relativement importante. On mesure les teneurs en oxygène dissous afin de reconnaître rapidement la qualité de l'eau, liée à une bonne oxygénation du milieu. Elle augmente avec le brassage de l'eau, par la production d'oxygène lors de la

photosynthèse des plantes aquatiques et du phytoplancton. La solubilité de l'oxygène est fonction de la température, la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité de l'eau (Rodier, 1996). Une eau moins salée et plus froide dissout relativement plus d'oxygène. L'oxygène peut jouer le rôle de facteur limitant, lorsqu'il est en faible quantité (Dajoz, 2000). Il est exprimé en mg/l.

III.3.1.2. CONDUCTIVITE :

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle est exprimée en : $\mu\text{S}/\text{cm}$ (norme: ISO N° 7888).

III.3.1.3. TRANSPARENCE :

On mesure l'absorption de la lumière dans la colonne d'eau avec le disque de Secchi. C'est un disque de 25 cm de diamètre coloré alternativement de quartiers blancs et noirs. Ce disque, lesté et pendu à un fil, est immergé dans l'eau. Par convention, on appelle transparence la profondeur à laquelle le disque ne devient plus visible lorsqu'on l'immerge dans l'eau. Cette mesure correspond à la profondeur à laquelle l'éclairement résiduel est de 16 à 20% de celui de la surface (LEVEQUE, 1996).

III.3.1.4. POTENTIEL HYDROGENE :

Ce paramètre est mesuré à l'aide de l'appareil multi-paramètre type (W.I.W. 340i).

III.3.2. PARAMETRES PHYSIQUES:

III.3.2.1. MATIERES EN SUSPENSION (MES) :

Les MES, comportent tous les composés ayant un diamètre supérieur à 0,5 μm (Pourriot et Meyebeck, 1995). La détermination de la quantité de MES a été faite par la méthode de filtration (Rodier, 1996).

III.3.3. PARAMETRES CHIMIQUES :

Le tableau suivant récapitule les différentes méthodes d'analyses des cations et anions de l'eau prélevée (tableau N°12).

Tableau N°12. Méthodes de dosage des cations et anions.

Eléments (mg/l)	Principe de la méthode	Référence
Le calcium	La méthode de titrage molaire à l'EDTA : virage au violet	ISO N° 6058
Le magnésium	la méthode de titrage molaire à l'EDTA : virage au bleu	ISO N° 6058
Le Sodium	Dosage au photomètre à flamme	Rodier, 1996
Le Potassium	Dosage au photomètre à flamme	Rodier, 1996
Les carbonates	Titration à l'acide chlorhydrique	Rodier, 1996
Les chlorures	Titration des chlorures par le nitrate	T 90. 014
Les sulfates	Les ions sulfates sont précipités et pesés à	Méthode Allemande

Le tableau N°13, récapitule les différentes méthodes d'analyses des sels nutritifs des eaux prélevées.

Tableau N°13. Méthodes de dosage des sels nutritifs.

Eléments dosés (mg/l)	Principe de la méthode	Référence
les nitrates (NO ₃)	Spectrophotométrie : le salicylate de sodium, donne le paranitrosnylate de sodium coloration jaune ($\lambda=415$ nm)	ISO N° 6058
les nitrites (NO ₂)	Spectrophotométrie la coloration rose indique la présence des NO ₂ ⁻ ($\lambda = 543$ nm)	Rodier, 84
l'azote ammoniacal (NH ₄ ⁺)	Spectrophotométrie coloration verdâtre indique la présence de : NH ₄ ⁺ ($\lambda= 690$ nm)	ISO N°7150
les phosphates (PO ₄)	Spectrophotométrie Formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium. Réduction par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu ($\lambda = 825$ nm).	ISO N° 6878

III.4. FACTEURS BIOTIQUES :

L'écosystème aquatique ne se définit pas exclusivement par les critères abiotiques étudiés précédemment, il comprend également l'ensemble de tous les organismes producteurs, consommateurs et décomposeurs, qui composent la biocénose.

III.4.1. DOSAGE DE LA CHLOROPHYLLE «a» :

En l'absence d'un capteur de chlorophylle in situ, un sous échantillon, issu du prélèvement pour analyser des pigments chlorophylliens, un litre d'eau stocké dans

des flacons propres, à usage unique, est en général employé et suffisant quel que soit le niveau de trophie du plan d'eau (CEMAGREF, 2007). Dans la mesure du possible, les échantillons sont filtrés, à l'aide d'une pompe à vide après homogénéisation de l'échantillon, sur un filtre en fibre de verre (type GF/ 45 pm de WATHMAN). Nous avons filtré un volume (V) d'eau, qui dépend de la nature et de la quantité de matières en suspension présentes dans l'eau, en s'assurant que la durée de filtration n'excède pas 10 minutes et que la dépression nécessaire à la filtration est la plus faible possible (Anonyme, 1999).

Le filtre est alors placé dans un tube à centrifugation de 15 ml puis stocké immédiatement à l'obscurité jusqu'à la congélation. Nous inscrivons sur le tube le nom du lac, la date et le volume filtré.

Il est à souligner qu'il ne faut en aucun cas toucher les filtres avec les doigts mais utiliser des pinces pour les manipuler (risque de détérioration par l'acidité des mains).

On traite ces filtres à l'acétone 90%, déchiquetés puis centrifugés 24 heures après pendant 15 mn. La lecture se fait au spectrophotomètre aux longueurs d'ondes 665 nm et 750 nm. Le calcul des concentrations de la chlorophylle active est fait à partir de l'équation de Lorenzen (CNEXO, 1983), c'est la méthode monochromatique.

$$\text{Chl (mg/m}^3\text{)} = [26,7(\text{A}_{665na} - \text{A}_{665a}) * v] / V * L \quad (2)$$

Où :

V: volume d'eau filtrée (litres).

v : volume du solvant d'extraction (acétone) en ml (10 ml).

L : longueur du trajet optique de la cuve de mesure (1 cm).

A_{665na} : densité optique corrigée de la turbidité avant acidification.

$$\mathbf{A_{665na} = A_{b665na} - A_{b750na}} \quad (3)$$

A_{b665na} : absorbance à 665nm avant l'acidification.

A_{b750na} : absorbance à 750nm avant acidification.

A_{665a} : densité optique corrigée de la turbidité après acidification.

$$\mathbf{A_{665a} = A_{b665a} - A_{b750a}} \quad (4)$$

A_{b665a} : absorbance à 665 nm après acidification.

A_{b750a} : absorbance à 750 nm après acidification.

III.4.2. ETUDE DU PHYTOPLANCTON :**III.4.2.1. CONSERVATION DES ECHANTILLONS :**

L'échantillon doit être fixé au lugol alcalin, afin d'obtenir une concentration finale de 1% dans l'échantillon. Il peut se conserver trois semaines à l'obscurité ou douze mois à 4°C.

Il faut utiliser des flacons de polypropylène (PP), le polyéthylène est déconseillé car il absorbe l'iode contenu dans le Lugol. La fixation au glutaraldéhyde ou formol dure plus longtemps (plus d'une année). Elle se fait à une concentration finale dans l'échantillon de 0.5%. Le formol est classé depuis 2004 parmi les substances cancérigènes (toxique de catégorie C).

III.4.2.2. NUMERATION DU PHYTOPLANCTON ; METHODE D'UTERMÖHL (1958) :

L'observation et la numération des échantillons, ont été réalisées sur un microscope inversé de type Zeiss-winkel, en utilisant les objectifs : 25x et 40x.

L'échantillon à analyser est agité pendant un temps pour homogénéiser son contenu, une partie seulement est mise à sédimenter dans une cuve de 10 ml durant quatre heures au moins. Souvent, c'est durant une nuit complète que les échantillons, sont mis à sédimenter, l'observation et le comptage se faisant le lendemain. Le choix de la cuve est important ; les cuves de petit volume permettent par la faible densité du seston, un examen plus facile du nanoplancton et une meilleure estimation quantitative. Les cuves de plus grand volume sont nécessaires quand la densité cellulaire est plus faible. Le lugol en solution acide est un fixateur, bien adapté aux diatomées, aux nanoflagellés nus et aux dinoflagellés (Utermöhl, 1958) Le temps de sédimentation du phytoplancton est défini en fonction du volume de l'échantillon (Tableau N°14).

Tableau N°14. Temps de sédimentation en fonction du volume de l'échantillon

Volume mis à décanter	Hauteur colonne en (cm)	Temps requis en heures
10 ml	1	4
25ml	4	16
50ml	9	36

III.4.3. ETUDE QUALITATIVE DU PHYTOPLANCTON :

Pour la détermination des espèces nous avons utilisé des clés de détermination de phytoplancton d'eau douce suivantes : Bourrely (1972, 1981, 1985) ; UPSALA

(1981) ; Canter-Lund et Lund, 1998).

III.4.4. ETUDE QUANTITATIVE DU PHYTOPLANCTON :

III.4.4.1. DENSITE :

C'est un paramètre quantitatif important pour décrire la structure d'un peuplement donné du phytoplancton.

$$D \text{ (ind/l)} = N / V \quad (5)$$

D : nombre d'individus contenus dans un volume V.

N : nombre d'individus trouvés dans un échantillon.

Pour le comptage du phytoplancton, nous avons utilisé une cuve de 10 ml

$$V = \pi R^2 h \quad (6)$$

R : rayon de la cuve= 25 mm.

h: hauteur de la cuve=19 mm.

III.4.4.2. DOMINANCE :

La dominance est une caractéristique d'une population, qui permet de connaître l'importance d'une espèce dans une communauté. Elle représente le rapport, du nombre d'individu (ni) d'une espèce donnée, sur le nombre total d'individus (N) pour un échantillonnage considéré. Elle est exprimée en pourcentage.

$$D \text{ (%) } = (ni / N) \times 100 \quad (7)$$

Selon DESGAGNE(1999), nous avons considéré l'espèce qui représente moins de 1% du peuplement comme espèce rare.

III.4.4.3. ETUDE DE L'EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA DIVERSITE

SPECIFIQUE:

La diversité spécifique peut se définir comme étant une mesure de la composition en espèce d'un écosystème, en termes de nombre d'espèces et de leur abondance relative.

La diversité spécifique est un paramètre quantitatif, elle traduit le rapport entre le nombre d'individu faisant partie d'un même écosystème, ou d'une même communauté. C'est un facteur essentiel en écologie. Il existe en effet une relation entre la diversité et la stabilité de l'écosystème, qui renforce la stabilité du milieu.

III.4.5. ANALYSE DE LA COMMUNAUTE PLANCTONIQUE :

Les résultats bruts des numérations ne permettent pas de comprendre la structure des communautés afin de suivre l'évolution de la population dans le temps

et d'évaluer son niveau de maturité. Il est nécessaire de suivre les différents stades de successions écologiques le long d'un cycle annuel, de calculer des indices de diversité et de tracer des diagrammes de fréquences des espèces (Frontier, 1969,1976 ; Frontier et Etienn, 1990 ; Frontier et Picot- Viale , 1993). Un écosystème tend à évoluer dans le sens d'une complexité croissante et sa structure et son degré d'organisation peuvent être appréciés par l'examen de sa composition spécifique. On distingue, en général trois stades caractérisés par des espèces différentes.

Il est rare d'observer, tous les stades d'une succession écologique. Le plus souvent la succession est incomplète: une nouvelle succession, apparaît alors que la précédente n'a pas eu le temps, d'atteindre son stade de maturité ou son stade final.

III.4.6. DIAGRAMMES RANGS-FREQUENCES (FRONTIER, 1969) :

Les espèces représentées dans l'échantillon sont classées selon l'ordre décroissant de leurs effectifs. On porte, en abscisses: les numéros d'ordre des espèces et en ordonnées, l'abondance de ces espèces exprimée en fréquences absolues ou relatives. L'échelle est logarithmique. Les déformations progressives des courbes rangs-fréquences observées le long d'une succession écologique résultent d'une évolution de l'écosystème.

En début de succession, le diagramme présente un point d'inflexion entre une branche montante caractérisant un petit nombre d'espèces très abondantes, et une "queue" constituée par les espèces les plus rares ; il montre une allure concave dans sa partie gauche, il devient convexe, après l'inflexion, dans sa partie droite. L'indice de diversité correspondant est inférieur à 1.

A un stade ultérieur de la succession (stade 1) la partie convexe de la courbe se déplace vers la gauche car les espèces jusqu'ici, peu abondantes, ont tendance à rattraper celles qui s'étaient presque exclusivement développées dans le premier stade.

La " chute " des espèces rares demeure ; l'indice de diversité augmente et devient supérieur à 1.

Au stade 2, la courbe devient entièrement convexe. Il semble que l'écosystème a atteint son état d'équilibre. La diversité augmente.

La fin de la succession (stade 3) est caractérisée par un diagramme qui devient sensiblement rectiligne. Cependant la diversification n'aboutit jamais à une

fréquence égale de toutes les espèces, qui se traduit sur la courbe par une droite horizontale. Le maximum théorique de l'indice de diversité ($\log S$) n'est jamais atteint. Au contraire, en fin de succession, la diversité diminue, certaines espèces se raréfient, d'autres ont tendance à monopoliser l'espace comme en début de succession : l'écosystème vieillit. Les tracés donnent une image synthétique de la population et caractérisent son degré d'avancement au long d'une succession. Ils sont moins affectés par les erreurs dues aux faibles effectifs que ne l'est l'indice de diversité : l'allure générale de la courbe reste la même, seule la "queue" se trouve modifiée. Par ailleurs, dans les cas de surdispersion, l'indice de diversité est très sensible aux concentrations monospécifiques d'organismes, alors que le diagramme n'est affecté que dans sa partie gauche, l'allure générale restant inchangée.

III.5. ETUDE STATISTIQUE MULTIDIMENSIONNELLE PAR ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES :

L'analyse en composante principale des corrélations (ACP) est une méthode statistique essentiellement descriptive, ayant pour but de dégager, une vue d'ensemble des variables originales, caractérisant un groupe d'objet, une série d'axes, dont l'orientation permet d'exprimer, en un minimum de dimension, un maximum de l'information.

ACP s'applique à des tableaux à deux dimensions croisant des individus et des variables quantitatives. Selon un usage bien établi, les lignes des tableaux représentent les variables (ESCOFIER et PAGES, 2006). Les termes d'individus et de variables recouvrent les notions différentes. Dans notre cas, les individus sont des dates de prélèvements et les variables sont des paramètres physico-chimiques. Le logiciel STATISTICA 6.0 a été utilisé pour cette analyse afin d'explorer la structure de nos données, elle s'avère plus adaptée aux données quantitatives dont nous disposons.

CHAPITRE IV :

**ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE ET
BIOLOGIQUE**

INTRODUCTION:

Face au problème de pollution, l'évaluation de la qualité des eaux nécessite une connaissance aussi complète que possible des caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux. A cet effet, 12 paramètres physico-chimiques ainsi que les paramètres biologiques ont été retenus, à partir des analyses des prélèvements mensuels, au niveau de trois stations (T2, PT et M3), situées dans le plan d'eau du barrage durant la période allant de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.1. APPORTS LIQUIDES A LA RETENUE:

La figure N°16(a), montre la variation des cotes de l'eau pour la période 2008-2010 (les cotes indiquées sont de chaque mi-mois) où le niveau du plan d'eau fluctue entre un maximum de 298,7 m (NGM) et un minimum de 289,1 m. Quant à la figure N°16 (b), il ressort que les apports répartis de façon très inégale pendant l'année, ont lieu principalement en hiver pendant les périodes de crues. En effet, les plus grandes crues de la période 2008-2010 ont eu lieu aux mois de décembre 2008 et janvier-février 2009, où environ 56 Mm³ ont été enregistrés. Ce qui veut dire, théoriquement, que le volume utile de la retenue a été renouvelé une fois et demie pendant cette courte durée de 3 mois. Le débit de pointe, en janvier, a été estimé à environ 54 m³/s. Cette seule crue a fourni 51% des apports liquides de l'année 2009 avec une contribution relative des deux oueds estimée à 77,4% pour le Mouillah et 22,6% pour le Tafna.

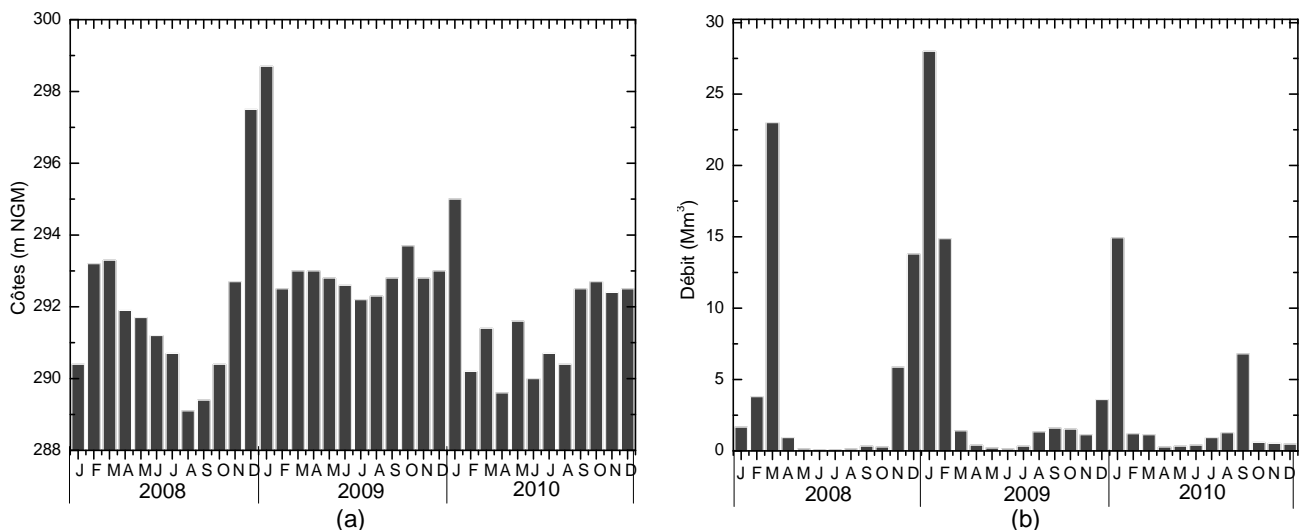


Figure N°16: (a) Variation des cotes de la retenue, (b) Apports liquides mensuels à la retenue. Période : de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.2. ETUDES LIMNOLOGIQUES DANS LA RETENUE-FACTEUR ABIOTIQUES :**IV.2.1 ETUDES DE LA QUALITE DE L'EAU :**

Pour avoir une idée des différences (ou de la similitude) de qualité des eaux prélevées au niveau des trois stations (T2, PT et M3), un paramètre représentant une qualité stable, la conductivité et l'oxygène dissous ont été choisis. Après l'analyse des résultats groupés sur un même diagramme, on a pu constater qu'il n'y avait pas de différences sensibles entre les trois stations, notamment en ce qui concerne l'eau hypolimnique. En conséquence, nous nous concentrerons, pour faciliter la lecture de la présente étude, de donner uniquement les résultats de la station PT, pour laquelle on dispose d'ailleurs du plus grand nombre de données.

IV.2.1.1. TEMPERATURE, PH :

La température de l'eau varie en général entre 10,9°C et 31°C avec des variations temporelles très semblables d'une année à l'autre (Figure N°17 (a)). Aux mois de février et mars, la masse d'eau homo-thermique d'environ 13°C commence à être réchauffée et une stratification thermique s'établit progressivement. Ainsi, la température de l'épilimnion augmente d'environ 3°C par mois pendant le printemps et l'été pour atteindre son maximum vers le mois d'août. Dans l'hypolimnion, la température monte lentement de 11-12°C jusqu'à 17°C au mois de juillet; elle baisse ensuite de quelques degrés, en même temps que la température dans l'épilimnion atteint ses valeurs maximales. Entre septembre et décembre, la température de l'eau hypolimnique monte encore, tandis que celle de l'eau épilimnique baisse. Finalement, entre décembre et février, la masse d'eau homothermique est refroidie avec des températures allant de 17 à 11-12°C.

Les principaux facteurs provoquant la variation de la température de l'eau sont l'ensoleillement et l'évaporation, instables au cours de l'année. Les variations des apports liquides influencent relativement peu la température de l'eau au niveau de la station PT. Le seul effet évident des apports importants du mois de mars 2004 sur le bilan thermique a été de retarder de quelques semaines l'abaissement de la température de l'eau hypolimnique à son minimum.

Le pH aussi présente des variations régulières d'une année à l'autre. Dans l'épilimnion, les valeurs fluctuent entre 8 et 9,1 au milieu de l'été et tombent jusqu'à 7,1 environ pendant l'hiver (Figure N°17(b)). Le pH varie surtout en fonction de l'assimilation de CO₂ par les phytoplanctons (Hartley 1997). Ainsi, on a mesuré 9,1

comme valeur maximale du pH à la surface de la retenue au moment d'une floraison importante d'algues.

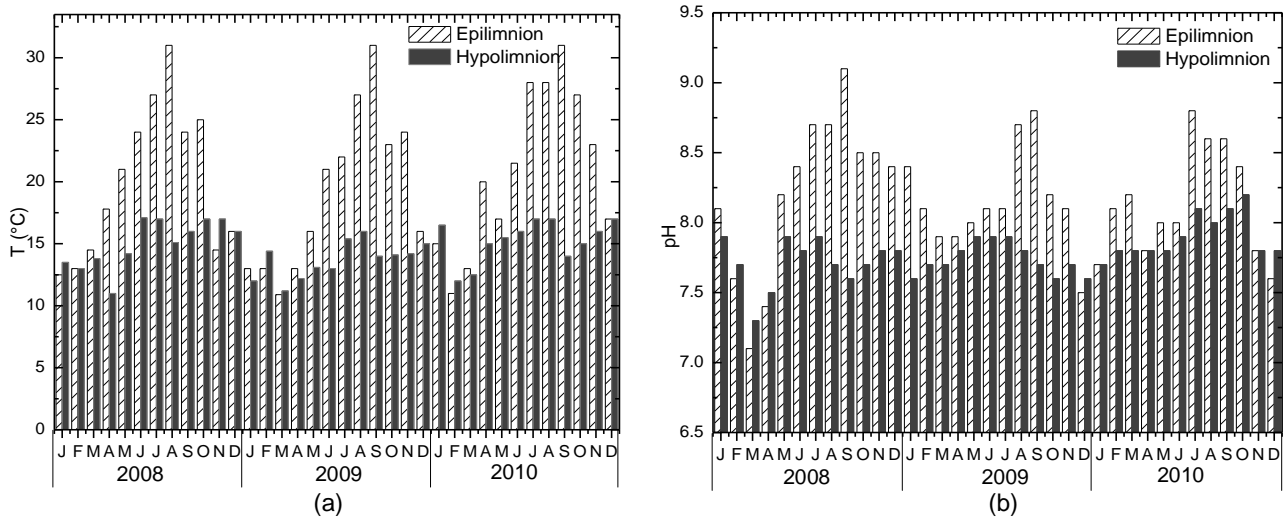


Figure N°17: Evolution dans le temps de la température (a), du pH (b) à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.2.1.2. TRANSPARENCE DE L'EAU, LES MATIERES EN SUSPENSION :

Les paramètres qui sont plus ou moins directement liés au degré de pénétration de la lumière dans l'eau sont la profondeur du disque de Secchi (SD), les matières en suspension (MES) et la turbidité mesurée au moyen d'un turbidimètre (Aminot et Chausse-Pied 1983).

L'évaluation de la transparence est une mesure globale et simple de l'évolution trophique du réservoir. La SD varie entre 0,2 m et plus de 4,5 m pendant la période considérée, avec les valeurs les plus faibles enregistrées en mars 2008, décembre 2008, janvier-février 2009 et janvier 2010 et ce juste après les grandes crues. Les valeurs les plus élevées coïncident, d'une part, avec les apports liquides relativement faibles, de l'autre, avec la période de la non activité phytoplanctonique (non floraison). Ainsi, on conclue que la transparence est influencée par les apports dépassant les 8 Mm³ (Figure N°18(a)).

Les valeurs des MES sont généralement inférieures à 30 mg/L, à l'exception de celles enregistrées durant les mois de mars 2008 et janvier-février 2009 et qui sont plus importantes avec les valeurs respectives de l'ordre de 65, 103 et 80 mg/L. Ceci pourrait être dû aux crues importantes survenues pendant cette période (Figure N°18(b)). La fraction organique des MES varie fortement au cours de l'année. Pendant l'été, cette fraction peut être estimée à 30-60% des MES totales. On peut conclure que des erreurs analytiques relatives assez grandes nuisent à la fiabilité des

déterminations des MES.

En revanche, la mesure de la turbidité est beaucoup plus précise. La corrélation entre la turbidité et la SD est d'ailleurs plus affirmée (Aminot et Kérouel 2004) ($R^2 = -0,55$) et la régression est décrite par l'équation: $SD (m) = - 0,081 \times JTU + 3,14$. Tandis qu'aucune corrélation n'a été trouvée entre MES et SD.

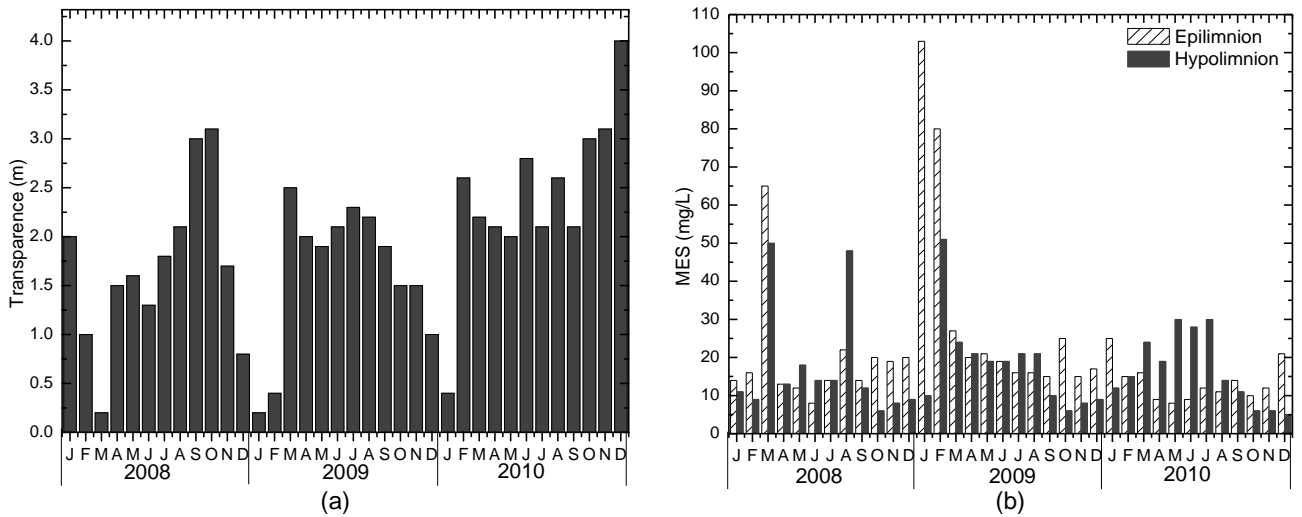


Figure N°18: Evolution dans le temps de la profondeur du disque de Secchi (a) et des matières en suspension (b) à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.2.1.3. MATIERES OXYDANTES :

Les deux principales matières oxydantes dans l'eau de la retenue sont l'oxygène dissous et le nitrate. Si ces deux formes d'oxygène, libre et chimiquement liée, ne sont pas présentes en quantités suffisantes pour répondre à la demande d'oxydation de la matière organique, un autre "donneur" d'oxygène sera mis en jeu, à savoir le sulfate, sachant que l'action de ce donneur "néfaste" d'oxygène résulte en formation d'hydrogène sulfuré (Adam et al 2011).

La quantité d'oxygène dissous dans l'épilimnion varie généralement entre 3 et 9,5 mg/L. Cependant des valeurs extrêmes ont été mesurées à savoir 15,1 et 18 mg/L elles sont respectivement les mois mars 2008 et mars 2010. Ceci correspond seulement au moment d'une forte ventilation des eaux de surface par l'action mécanique du vent. Les faibles valeurs, moins de 2 mg/L, sont enregistrées au cours des périodes de brassage (Figure N°19(a)). L'oxygène dissous dans l'hypolimnion diminue rapidement pendant la période stratifiée. Pratiquement, tous les ans, on observe la présence de conditions d'anaérobies au moins vers la fin de l'été.

Les concentrations maximales de la fraction de l'azote total sont entièrement

déterminées par les apports de l'extérieur. Les apports liquides importants du mois de mars 2008 ont généré des concentrations en NO_3 d'environ 9 mg/L, tandis que les apports relativement faibles aux printemps de 2009 et 2010 ont résulté des concentrations en NO_3 entre 1 et 4,6 mg/L seulement. Pendant le printemps et l'été des deux années 2009 et 2010, les nitrates, aussi bien l'hypolimnion que l'épilimnion, ont été progressivement épuisés, tandis qu'en automne 2010, on pouvait encore déceler de faibles concentrations de nitrate dans l'eau (Figure N°19(b)).

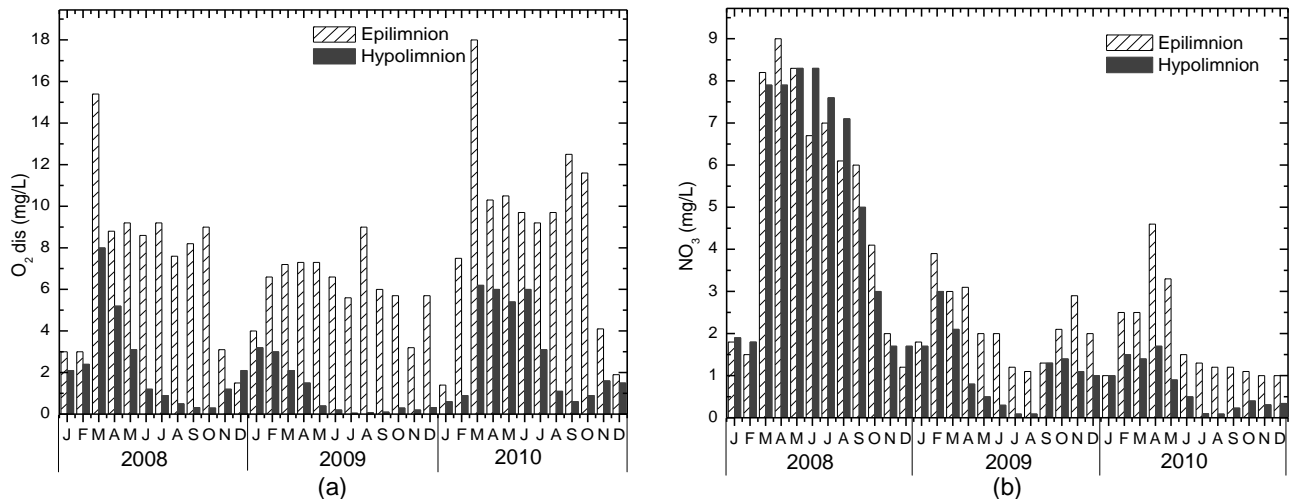


Figure N°19: Evolution dans le temps de la concentration de l'oxygène dissous (a) et des nitrates (b) à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.2.1.4. SELS NUTRITIFS :

Bien que les nitrates fassent évidemment partie des sels nutritifs, nous avons préféré les traiter parmi les matières oxydantes, parce que c'est probablement en tant que telles qu'ils jouent leur rôle principal dans la retenue. Nous allons étudier maintenant le phosphore et l'ammonium.

Les concentrations du phosphore total (Pt) sont extrêmement élevées et varient entre 0,25 et 3,85 mg/L avec une moyenne de 1,91 mg/L. Ces teneurs élevées sont dues aux rejets industriels, notamment, ceux contenant des détergents. Les pics maximaux sont enregistrés durant les périodes qui suivent immédiatement les grandes crues.

La figure N°20(a) montre une augmentation de la concentration d'orthophosphate dans l'eau de l'hypolimnion pendant la période d'anaérobie d'août à décembre, ce qui pourrait être dû à une certaine remobilisation de ce nutriment déjà incorporé dans les sédiments. Mais dans l'eau épilimnique, au cours de la saison productrice (printemps-été), les teneurs en orthophosphate sont en général relativement faible par rapport aux valeurs enregistrées durant les années de l'étude,

et fluctuent entre 1,75 et 0,19 mg /L.

En ce qui concerne les concentrations d'ammonium, on constate que les teneurs sont, généralement, très élevées. Les pics enregistrés pendant la période étudiée ont été d'environ 4,26 mg/L dans l'épilimnion et 4,33 mg/L dans l'hypolimnion (Tableau N°15). On observe également une nette augmentation de la teneur en ammonium au cours de l'automne, ce qui coïncide avec la minéralisation de la matière organique sédimentée (Figure N°20 (b)). La concentration de l'ammonium diminue progressivement pendant la période de la plus haute production dans l'épilimnion jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à 0,5 mg/L vers la fin de l'été.

Tableau N°15. Résultats d'analyses de différentes fractions d'azote dans l'épilimnion.

Fraction	Concentrations (mg/L)	
	Moyennes	maximales
N inorganique	5,69	14,6
NO ₃	3,07	9,0
NO ₂	0,87	1,33
NH ₄	1,75	4,26
N organique	0,50	1,1
N total	6,19	15,7

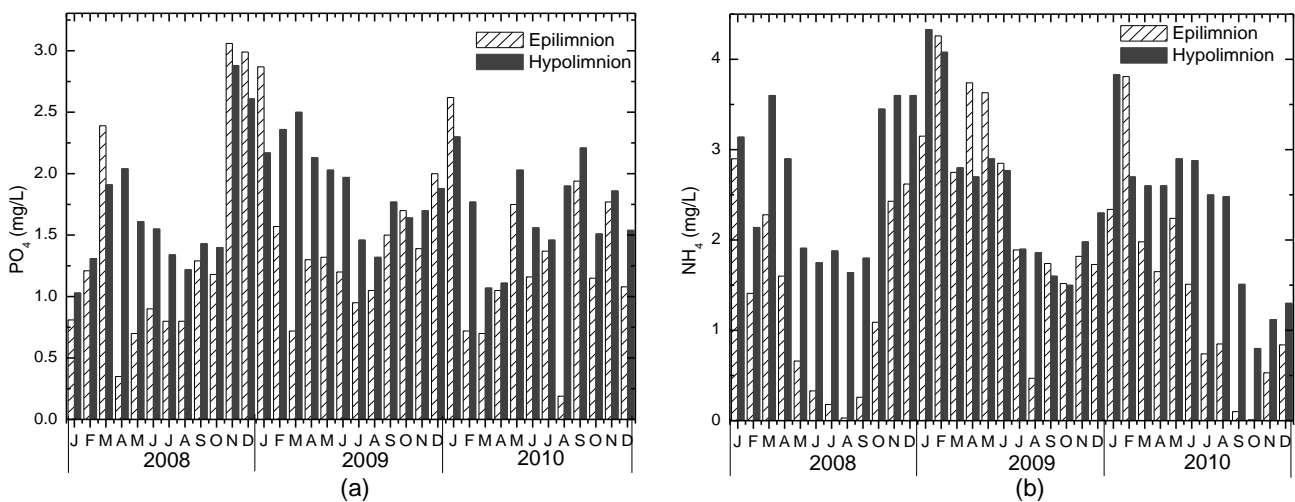


Figure N°20: Evolution dans le temps de la concentration de l'orthophosphate et de l'ammonium à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.2.1.5. CONDUCTIVITE :

La conductivité et, par conséquent, la teneur en sels dissous de l'eau de la retenue montrent un cycle annuel déterminé par les apports liquides en provenance des oueds. Outre cette variation cyclique, on remarque une tendance très nette à l'augmentation de la conductivité pendant des périodes de sécheresse prolongée. La grande crue de janvier 2009 a provoqué un abaissement relatif de la conductivité de l'eau de la retenue jusqu'à 1100 $\mu\text{s/cm}$. Or, on a mesuré des valeurs élevées atteignant 1800 $\mu\text{s/cm}$ pendant le mois d'août 2009. Les causes déterminantes des variations de la conductivité sont tout d'abord l'origine et la quantité de l'eau qui arrive à la retenue, ainsi que l'évaporation.

Au cours des crues importantes, presque la totalité des eaux apportées par les oueds provient du ruissellement de surface. Ces eaux contiennent, par conséquent, peu de sels lessivés du sol. En revanche, en période d'étiage, une grande fraction des eaux arrivant à la retenue provient de l'eau souterraine, plus riche en sels dissous. A titre d'exemple, les valeurs de la conductivité de l'eau de l'oued Mouillah correspondant aux différents débits sont présentées dans le tableau N°16.

Tableau N°16. Valeurs de la conductivité de l'eau de l'oued Mouillah correspondant aux différents débits.

Débit (m^3/s)	Conductivité ($\mu\text{s/cm}$)
18	560
9	840
2,4	1820
0,11	2330
0,06	3540

Une longue période de sécheresse signifie que, d'une part, une grande partie des apports liquides, bien que quantitativement faibles, a eu le temps de s'infiltrer dans le sol et de s'enrichir en sels dissous; le résultat sera une augmentation de la conductivité de l'eau de la retenue. Elle montre d'autre part que l'évaporation provoque aussi une augmentation de la concentration en sels dans l'eau. Nos calculs indiquent que, pendant l'été 2010, l'évaporation serait responsable d'environ 20 % de l'augmentation de la conductivité (60 $\mu\text{s/cm}$ par mois). Cette contribution est évidemment plus importante dans l'épilimnion que dans l'hypolimnion.

Les ions qui contribuent le plus à la conductivité de l'eau d'oued Mouillah sont Na^+ et Cl^- , c'est justement dans ce sous-bassin qu'on trouve une importante nappe

d'eau souterraine, tandis que l'eau de l'oued de Tafna est relativement plus riche en Ca^{2+} , Mg^{2+} et SO_4^{-2} (Tableau N°17).

Tableau N°17. Concentrations moyennes, minimales et maximales des principaux ions qui contribuent à la conductivité de l'eau à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

Ion	Moyenne	Min-Max
	mg/L	
Na^+	257,72	127-416
Ca^{2+}	77,75	43-115
Mg^{2+}	62,67	35-109
K^+	18,36	10-32
Cl^-	363,64	213-487
HCO_3^-	198,94	210-487
SO_4^{-2}	358,47	47-364

IV.2.2. ETUDE DE L'HOMOGENEITE DE LA MASSE D'EAU :

On a déjà constaté que la caractéristique, ayant peut-être la plus grande influence, aussi bien sur la qualité de l'eau de la retenue que sur le processus d'eutrophisation, est le régime de stratification et de mélange de la masse d'eau. Le traçage des courbes sous forme d'isoplèthes, à partir de notre base de données, nous a permis de suivre l'évolution temporelle en fonction de la profondeur de certains paramètres et de constater que le barrage de Hammam Boughrara est un lac monomictique avec stratification thermique s'étendant en général du début avril jusqu'à décembre, où a lieu d'habitude le brassage de toute la masse d'eau. Ainsi, quand la thermocline se forme au début du mois d'avril, elle se situe à une profondeur allant de 5 à 10 m, puis elle migre progressivement pour se placer entre 10 et 15 m au mois de juin et en-dessous de 15 m en septembre-octobre (Figure N°21).

La thermocline forme une barrière qui empêche le transport de l'eau bien oxygénée de l'épilimnion vers l'hypolimnion et cela a pour conséquence un déficit en oxygène de plus en plus accru au fur et à mesure de la consommation de l'oxygène dissous dans l'eau de l'hypolimnion (Souchu 1998). Les diagrammes d'isoplèthes d'oxygène et de pH montrent clairement qu'il s'agit de deux masses d'eau ayant peu de contacts entre elles pendant les périodes de stratification.

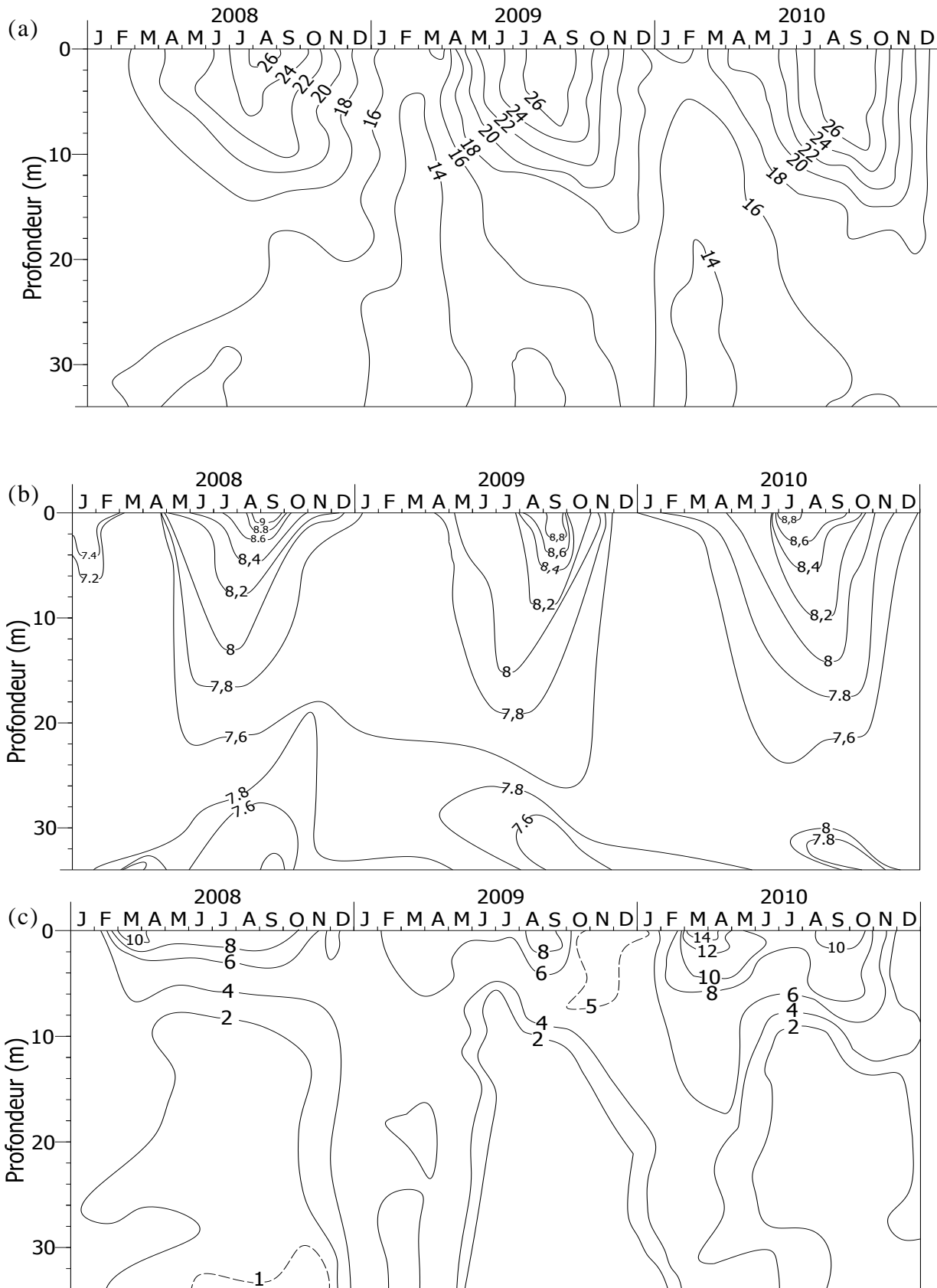


Figure N° 21: Diagrammes d'isoplèthes: (a) Température (°C), (b) pH et (c) Oxygène dissous (mg/L), en fonction de la profondeur à la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

Superposé à cette stratification principale, un second cycle de micro-stratification se forme souvent en été à une profondeur de quelques mètres, avec un brassage de fréquence journalière. Ce phénomène "d'atélomixis" est une conséquence de l'échauffement par le soleil de la couche superficielle, suivi d'un mélange par le vent. La figure N°22 montre les variations enregistrées de la température, de l'oxygène dissous et du pH enregistrées dans la couche comprise entre 0 et 10 mètres de profondeur au cours d'une journée, en l'occurrence le 22 juillet 2010 caractérisée le matin par un temps calme et nuageux et à partir de midi un ciel éclairci et du vent.

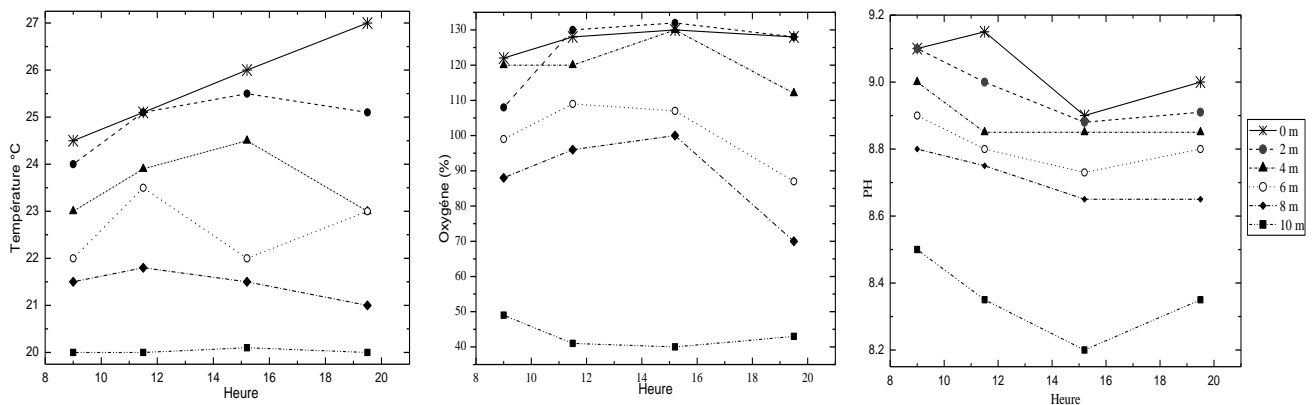


Figure N°22: Variations de la température, de la saturation en oxygène et du pH à différentes profondeurs dans la couche d'eau comprise entre 0 et 10 m, le 22 juillet 2010 de 9h00 à 19h30.

Afin d'étudier plus en détail l'homogénéité horizontale et verticale de l'eau, plusieurs campagnes de prélèvements sur 6 verticaux (six stations : PT, T1, T2, M3, M2 et M1) ont été effectuées dans la retenue. Nous nous contenterons ici seulement de quelques campagnes importantes:

- 26-29 février 2010, avant l'établissement de la stratification.
- 20-26 septembre 2010, juste après la petite crue de l'automne.
- 17 novembre 2010, juste avant le brassage.

Les résultats de la campagne de la fin février 2010 (Figure N°23) montrent que l'eau apportée par des crues assez importantes est, cette fois-ci, pauvre en sels dissous par rapport à l'eau apportée par la petite crue de septembre. Il convient de signaler aussi que les concentrations d'oxygène dissous dans les couches inférieures étaient, déjà au mois de février, très faibles (inférieur à 2 mg/L) sur une grande étendue de la retenue. La cause principale de cette situation défavorable est l'absence presque totale de grandes crues pendant l'hiver. La seule crue plus au

moins importante est arrivée à la fin du mois de janvier quand la stratification thermique avait déjà commencé à s'établir, empêchant ainsi un mélange total de la masse d'eau.

Il ressort de la figure N°24, qui représente la situation juste après la petite crue de l'automne 2010, que la stratification thermique de la retenue est totale et qu'il existe une situation d'anaérobiose dans l'hypolimnion. Il apparaît aussi que l'eau apportée par la crue avait une conductivité et une turbidité supérieures à celles de l'eau de la retenue.

Les résultats de la campagne du 17 novembre 2010 ont montré que l'hypolimnion souffre d'un déficit en oxygène (Figure N°25) et que le brassage de la masse d'eau s'effectue à partir de l'amont de la retenue vers la station PT.

Ces études de l'homogénéité ont aussi permis de constater que la qualité de l'eau à la station PT est représentative de celle de toute la partie centrale de la retenue.

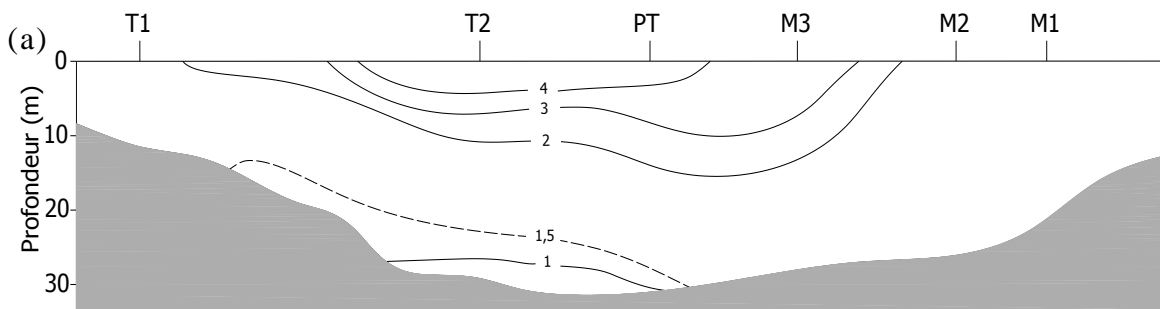


Figure N°23: La campagne du 26-29 février 2010 avant l'établissement de la stratification (a) Oxygène dissous (mg/L)

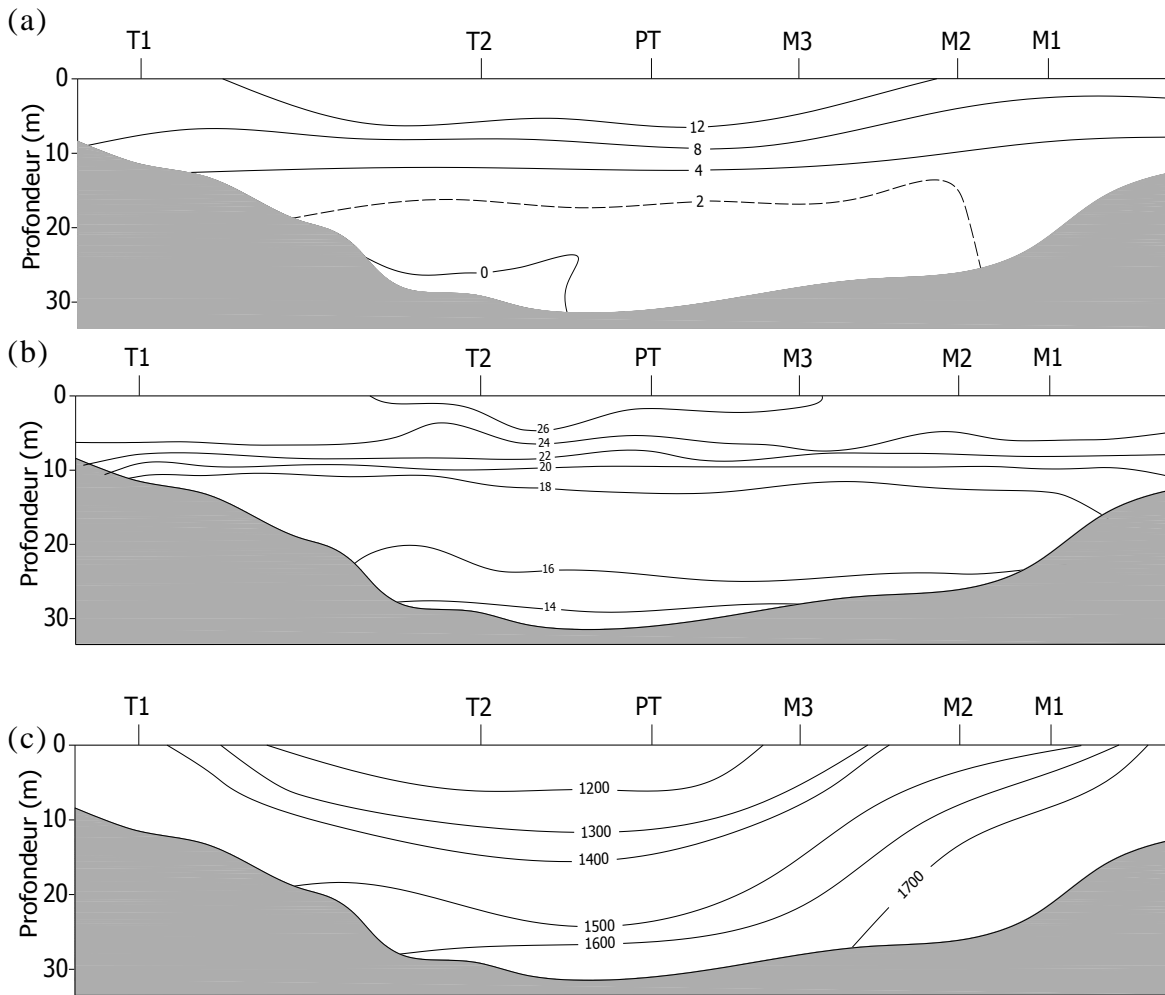


Figure N° 24: La campagne du 20-26 septembre 2010 juste après la première crue de l'automne : (a) Oxygène dissous (mg/L). (b) Température (°C). (c) Conductivité (µs/cm).

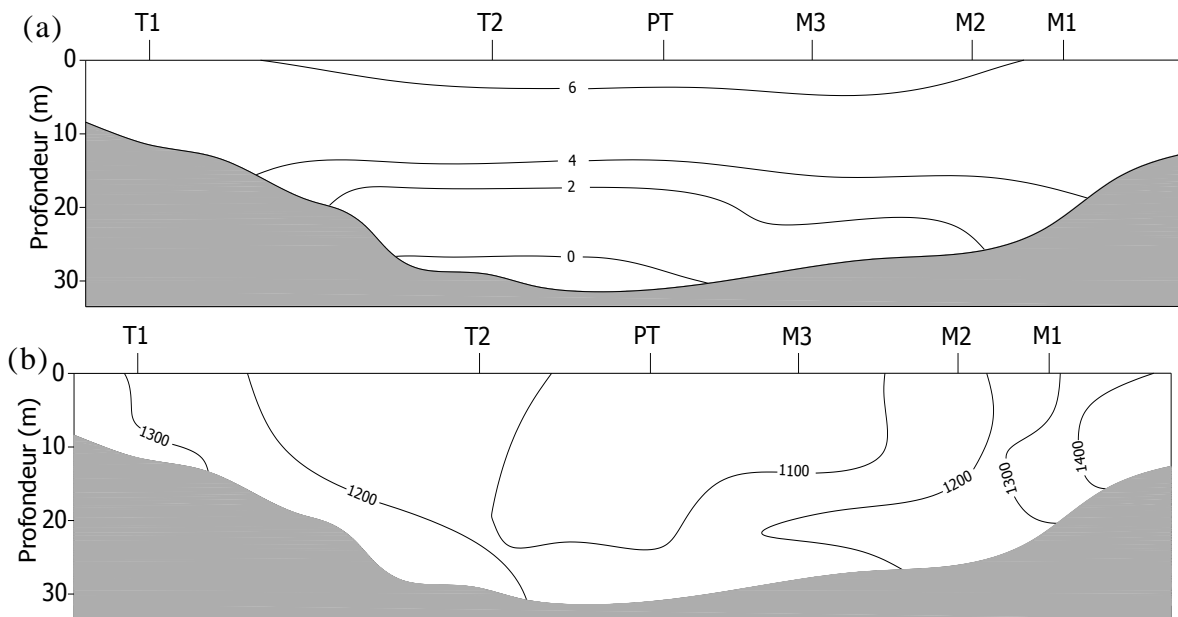
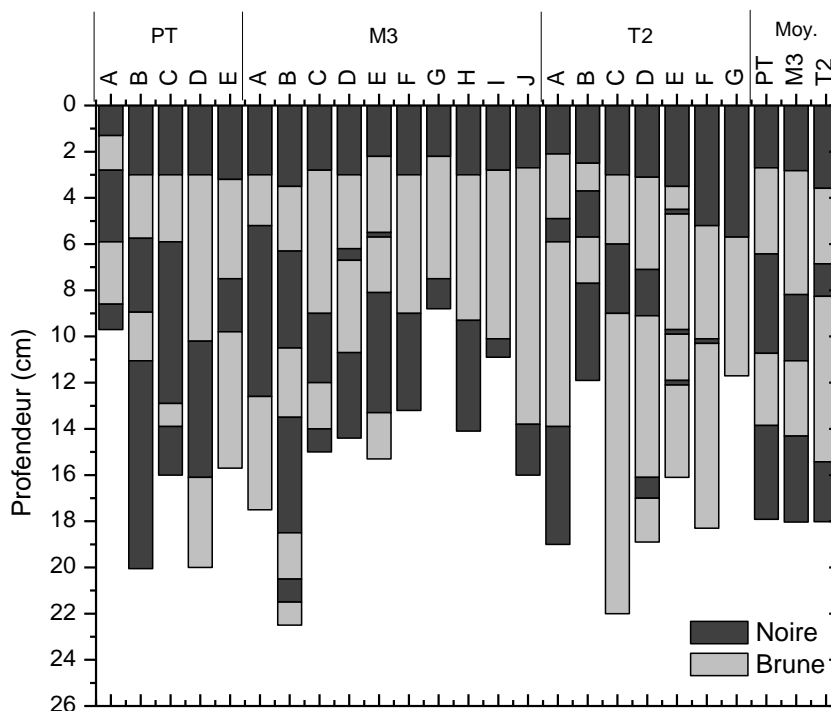


Figure N° 25: La campagne du 17 novembre 2010 juste avant le brassage : (a) Oxygène dissous (mg/L). (b) Conductivité (µs/cm).

IV.2.3. ETUDE DES SEDIMENTS :

Les échantillons de sédiments, prélevés à une profondeur de 18-23 m au mois de novembre 2010, contiennent alternativement des couches brunes et noires, chacune d'une épaisseur d'environ 3 cm (Figure N°26). Les couches brunes reflètent probablement la sédimentation pendant les périodes de crue, tandis que les couches noires, un peu plus riches en matières organiques que les couches brunes (13-16% contre 6-8%), représentent vraisemblablement la sédimentation pendant l'été (Serruya 1966) et une partie de celle de la période de pluie. La sédimentation de la matière organique autochtone ne représente que quelques mm par an. On peut donc conclure que la sédimentation totale annuelle pendant les premières années de l'existence de la retenue était de l'ordre de 7 cm/an, ce qui correspond à environ 1-1,5 millions de tonnes de matières solides. Il faut noter toutefois que pendant la crue de janvier-février 2009, l'envasement a été très important et la teneur en phosphore dans la couche superficielle était en moyenne de 2,73 mg /g de sédiment sec.



**Figure N°26: Stratigraphie des sédiments superficiels au fond de la retenue.
Prélèvement de novembre 2010 (stations PT, T2, M3).**

IV.3. ETUDES LIMNOLOGIQUES - ETUDE DU PEUPLEMENT PHYTOPLANCTONIQUE :

Les études biologiques dans le barrage de Hammam Boughrara ont été concentrées sur la communauté des phytoplanctons, étant donné que ces organismes constituent la base de tous les autres niveaux trophiques existant dans la retenue. A partir de 2004, des prélèvements d'échantillons d'eau de la retenue pour la

détermination qualitative et le dénombrement des cellules de phytoplancton ont été effectués d'une façon régulière par les biologistes de l'ANRH. Dès 2008, ces études ont été complétées par des déterminations quantitatives (biomasse, chlorophylle a) et par des mesures de la production primaire.

IV.3.1. COMPOSITION DES ESPECES :

L'étude qualitative du phytoplancton du barrage de Hammam Bouhrara nous a permis de déterminer 67 espèces appartenant à 39 genres répartis dans les branchements suivants : Chlorophytes, Cyanobactéries, Chrysophytes, Euglénophytes et Pyrrophytes (Tableau N°18).

Tableau N°18. Algues répertoriées au niveau du barrage de Hammam Boughrara.

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce
Chlorophytes	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlamydomonadaceae	Haematococcus	H.sp
		Volvocales	Volvocaceae	Eudorina	E.elegans
		Schizogoniales	Vaucheriaceae	Vaucheria	V.sp1
					V.sp2
		Tetrasporales	Palmellaceae	Coenocystis	C.sp
				Glaucozystis	G.sp
				Hydrodictyon	H. reticulatum
		Chlorococcales	Hydrodictiaceae	Pediastrum	P.boryanum
					P. chlatraturn
					P.duplex
					P.simplex
			Chlorococcaceae	Chatonella	C. sp
			Dictyosphaeriaceae	Dictyosphaerium	D.sp
			Scenedesmaceae	Crucigenia	C. sp
	Oocystaceae	Oocystis	O.lacustris		
			O.sp		
		Gleocystis	G.sp		
		Monoraphidium	M.contortum		
		Ankistrodesmus	A.fusififormis		
Ulothricales	Ulothricaceae	Binuclearia	B.sp		
Zygophyceae ou Conjugophyceae	Zygnematale	Zygnemataceae	Zygnema	Z.sp	
			Spirogyra	S. crassa	
			Pleurotaenium	P.trabecula	
			Micrasterias	M. crux	
			Cosmarium	C.connatum	
	Desmidiaceae	Desmidiaceae	S. taurastrum	S.crenelatum	
				S. planctonicum	
			Closterium	C.aciculare	
				C.navicula	
				C.venus	
Chrysophytes	Xanthophyceae	Tribonematale	Tribonemataceae	Tribonema	T. viride
	Bacillariophyceae ou Diatomophyceae	Pennales ou Diatomales	Diatomaceae	Synedra	S.affinis
					Sisp1
					S. SP2
					S.ulna
					S. ulna var contracta
		Fragilariaceae	Fragilaria	F.sp	
			Hannaea	H. arcus	
		Naviculales	Naviculaceae	Navicula	N.cuspidata
					N.radiosa
					N.sp
	N. viridula var capitata				
	Frustulia	F.rhomboides			
	Nitzchiaceae	Nitzchia	N.obtusa		
			N.palea		
Achnantales	Achnantaceae	Rhoicosphenia	R.abbreviate		
		Achnantes	A.Clevel		
Cyanophytes	Cyanophyceae	Nostocales ou Homogonales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	O. rubescens
				Lyngbya	L.lirnnetica
			Nostoaceae ou (Nostocaceae)	Raphidiopsis	R.sp
				Anabaena	A.flos aquae
		Chroococcales	Chroococcaceae	Microcystis	M.aeruginosa
					M.sp
				Gomphosphaeria	G.aponina
Chroococcus	C.turgidus				
Euglenaphytes	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	Phacus	P.longicauda
					P.tortus
Phyrophytes	Dinophyceae	Peridinales	Ceratiaceae	Ceratum	C.herudinella

IV.3.2. VARIATION SPATIO-TEMPORELLE DU PEUPLEMENT ALGAL :

La composition spécifique du phytoplancton est en relation avec plusieurs facteurs : des facteurs externes représentés essentiellement par les fluctuations climatiques et les changements de la charge des nutriments et d'autres internes, propres au lac, comme le rôle des herbivores dans la régulation des populations algales (Bertolo 1998).

L'analyse des données phytoplanctoniques des eaux du barrage de Hammam Boughrara relatives aux profondeurs de 0,5 ; 1 et 3m, a montré que les Chlorophycées dominées principalement par *Closterium aciculare* et *Monoraphidium contorum*, occupent la place la plus importante avec une fréquence de 59,62% dans le peuplement micro algal dans la plupart des prélèvements estivaux. Par contre, en périodes printanières, les Chlorophycées sont représentées par *Monoraphidium*, *Pediastrum*, *Eudorina*, *Staurastrum*, *Coenocystis*, *Glaucocystis*, *Haematococcus*, *Ankistrodesmus* et *Oocystis*. Les cinq premiers genres sont typiques aux lacs eutrophes (Figure N°27). Chikhaoui et al. (2008) ont révélé que la disponibilité des nutriments constitue le principal facteur qui contrôle les Chlorophycées lorsque les conditions de lumière et de température sont adéquates.

Avec une fréquence moyenne de 24,15% les Cyanophycées occupent la deuxième place et sont représentées par *Microcystis aeruginosa*, accompagné de *Microcystis sp*, de *Chroococcus turgidus* et d'*Oscillatoria rubescens*. Certaines Cyanophycées possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent de réguler leur position dans la colonne d'eau et de se maintenir à une profondeur où la température, la lumière et les éléments nutritifs sont favorables à leur développement, ce qui justifie leur présence dans les couches aphotiques (Groga 2012).

La troisième position revient aux Diatomophycées, avec une fréquence moyenne de 9,8%, où le peuplement est composé de *Navicula radiosa* et *Nitzschia obtusa* (espèces ubiquistes), *Roicosphenia abbreviate* (espèce typique des lacs eutrophes). Leur dominance caractérise les périodes printanières. L'importance de ce groupe est liée à la richesse du milieu en nutriments azotés (Berdalet et al 1996, Carlsson et Graneli 1999) et aux conditions climatiques, à savoir, la température et la lumière (Daly Yahia-kefi 1998). Quant aux Euglénophycées, elles occupent la quatrième place avec une fréquence moyenne de 4.43% et sont représentées par les deux espèces : *Phacus longicauda* et *Phacus tortus*.

Enfin, Les Dinophycées avec 2% du peuplement algal, ne sont apparues qu'au mois d'Octobre et sont représentées par une seule espèce : *Ceratium hirundinella*.

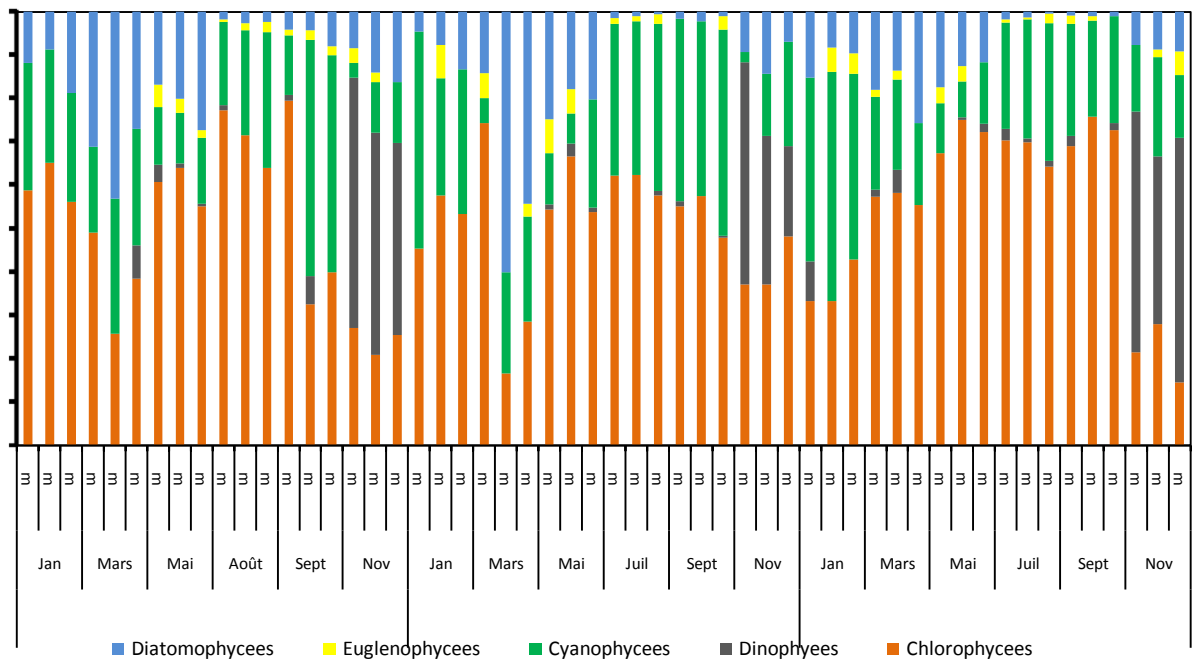


Figure N°27: Evolution de la biomasse totale du phytoplancton à la surface de la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.3.3. VARIATION DE LA CHLOROPHYLLE (a) :

La chlorophylle (a) est un indicateur de la biomasse algale globale, non discriminant entre les différents groupes d'algues. Elle répond à la charge nutritive et évolue dans la cellule en fonction du milieu. C'est pourquoi la chlorophylle a est utilisée pour classer les plans d'eau en fonction de leur niveau trophique (Brient et al, 2004). Dans notre cas, la biomasse a été estimée au moyen de dosages de la chlorophylle a dans la colonne d'eau comprise entre la surface et la profondeur de 3m (parfois dans toute la profondeur surface-fond).

Les valeurs maximales de concentration en chlorophylle "a" ont atteint 33,5 $\mu\text{g/L}$ (août 2008), 31 $\mu\text{g/L}$ (juillet 2009) et 36,6 $\mu\text{g/L}$ (juillet 2010). En dehors de ces valeurs extrêmes, les concentrations moyennes dans la couche d'eau, comprise entre 0 et 3 m de profondeur varient entre 1,2 et 24,12 $\mu\text{g/L}$ durant la période 2008-2010. Pendant les saisons productrices, les valeurs moyennes de la chlorophylle a dans la zone dans la zone trophogène sont comprises entre 17 et 19,3 $\mu\text{g/L}$ (Figure N° 28).

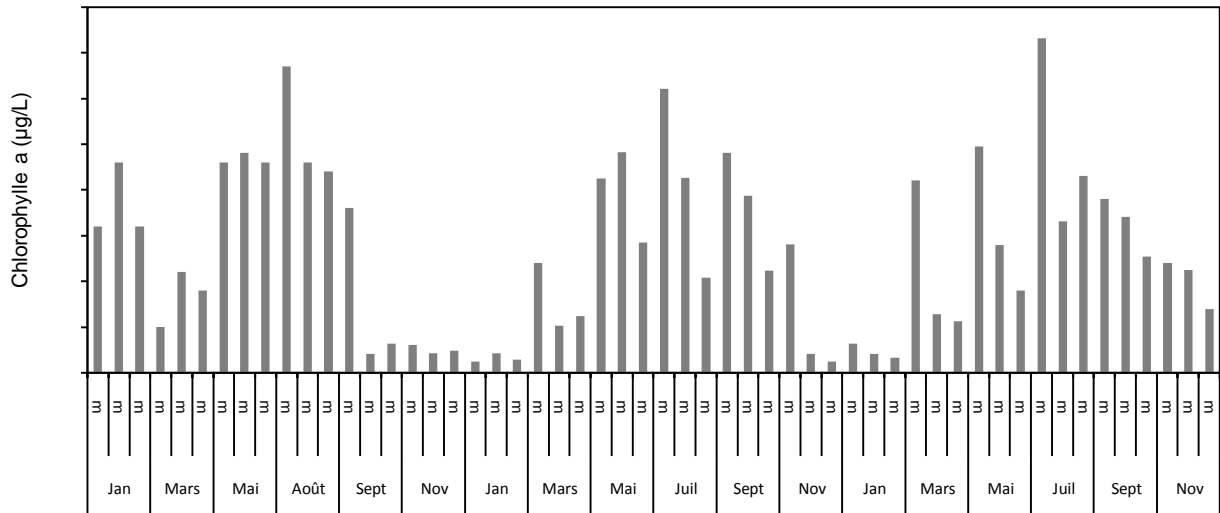


Figure N°28: La distribution verticale de chlorophylle a dans la retenue dans la station PT. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.3.4. PRODUCTION PRIMAIRE :

En hiver, la production primaire est généralement inférieure à $30,67 \cdot 10^4$ cellules d'algues/L. Cette production a pratiquement disparu après la grande crue de janvier 2009 à cause de la chute rapide de la transparence de l'eau, ce qui a, également retardé le pic de production jusqu'à la mi-septembre. Par contre, au printemps 2010 et sans apports liquides importants pendant l'hiver, il y a eu une augmentation rapide de la production primaire dès le mois de mars, atteignant une valeur de $16,9 \cdot 10^4$ cellules d'algues/L.

Bien que la fréquence des mesures de la production primaire soit en principe trop faible pour arriver à un chiffre fiable pour la production annuelle, nous avons tout de même essayé d'obtenir une valeur très approximative de cette quantité. Pour les années 2008-2010, nous avons enregistré les valeurs suivantes qui, toutefois, sont assez incertaines :

2008	$870 \cdot 10^4$ cellules d'algues /L/an
2009	$1110 \cdot 10^4$ cellules d'algues /L/an
2010	$1200 \cdot 10^4$ cellules d'algues /L/an

La haute production en 2010 a été confirmée par des observations multiples des valeurs de la concentration d'oxygène dissous dans l'eau superficielle qui sont supérieures à 9 mg/L pendant les périodes printanière et estivale.

IV.3.5. FACTEURS LIMITANT LA PRODUCTION :

En général, la saison productrice est caractérisée par l'existence d'un excès d'éléments nutritifs dans l'eau. Concernant les deux nutriments, phosphore et l'azote, l'excès constitue, à chaque instant, l'élément déterminant pour la production primaire. Afin de le déterminer, on peut étudier l'évolution du quotient N/P dans l'eau pendant la saison productrice (Figure N°29). Si ce quotient descend en-dessous de 10, on peut supposer que l'azote remplace le phosphore comme facteur limitant (Redfield 1958), à condition toutefois d'exclure les algues capables d'absorber l'azote directement de l'atmosphère, comme certaines cyanophycées (Sawyer 1952). Il est intéressant de noter à ce sujet que pendant les périodes où le quotient N/P tombe en-dessous de 10, on trouve régulièrement dans la retenue des cyanophycées, alors qu'ailleurs, ces organismes capables de fixer l'azote gazeux sont rares. De ce fait, un manque d'azote inorganique de forme combinée (NO_3 et NH_4) semble confirmer que les chlorophycées, qui dominent d'habitude, sont au moins en partie, remplacées par les cyanophycées, sans que la production totale ne diminue nécessairement (Cantin 2009).

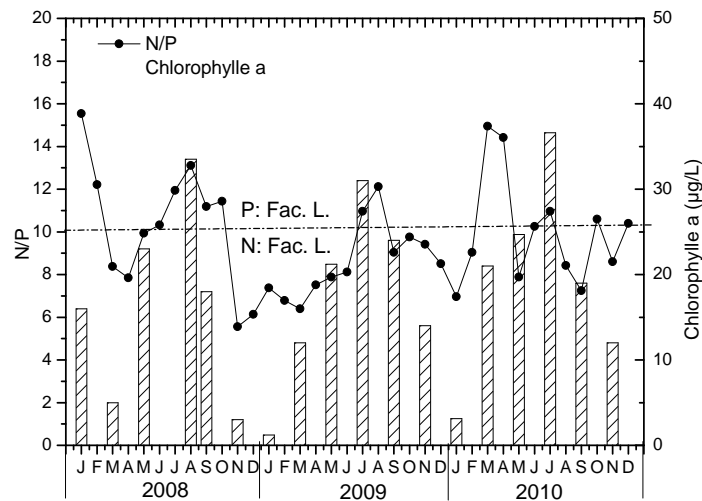


Figure N°29: Evolution du quotient azote/phosphore (N/P) et de la chlorophylle a (µg/L) en fonction des débits liquides (m^3/s). Période de janvier 2008 à décembre 2010.

IV.4. APPROCHE STATISTIQUE MULTIDIMENSIONNELLE PAR L'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES:

Du point de vue mathématique, différents types d'analyses factorielles sont possibles. L'analyse en composantes principales (ACP) en est une et nous l'utiliserons pour visualiser plus aisément l'influence des paramètres physico-chimiques entre eux et sur la pollution des eaux du barrage. Avec les observations des N variables, on construit la matrice (NxN) des coefficients de corrélations linéaires entre les couples de variables. L'analyse en composantes principales se propose de trouver les vecteurs propres de cette matrice ainsi que leurs valeurs propres (une matrice N*N a N valeurs et N vecteurs propres). Les vecteurs propres sont les "facteurs" ou "composantes principales" de l'ACP. La valeur propre, relative à chaque vecteur propre, représente la variance de l'ensemble des observations expliquée par ce vecteur. Dans l'ACP, les valeurs propres sont classées par ordre décroissant. Le premier vecteur propre, relatif à la valeur propre la plus importante, est celui qui exprime le plus fort pourcentage de la variance totale du nuage de points. Le second, indépendant du premier (donc perpendiculaire dans l'espace à N dimensions) et relatif à la deuxième valeur propre la plus importante, exprime la plus grande partie de la variance résiduelle, et ainsi de suite.

IV.4.1. APPLICATION DE L'ACP AUX SERIES DE MESURES DES ELEMENTS PHYSICO- CHIMIQUES :

Nous avons appliqué l'analyse en composantes principales aux séries d'analyses physico-chimiques et biologiques. Les séries de données mensuelles s'étendent sur un intervalle de temps de 3 ans.

Dans notre analyse nous avons retenu 17 paramètres : Température (T), Potentiel Hydrogène (pH), Conductivité(CON), Matières En Suspension (MES), Azote ammoniacal (NH₄), Nitrates (NO₃), phosphates (PO₄), Phosphore total (P), Oxygène dissous (O₂), Calcium (Ca), Chlorures (Cl), Sodium (Na), Magnésium (Mg), Potassium (K), Sulfates (SO₄), Bicarbonates (HCO₃) et chlorophylle a(Chl).

L'ACP a été faite sur des données centrées et réduites par rapport à leur moyenne et écart-type. L'utilisation de données normalisées par rapport à la moyenne et à l'écart-type permet de s'affranchir des unités de mesure qui sont hétérogènes dans notre cas.

Nous avons analysé la structure du nuage sur les différents plans factoriels. Seule l'analyse du plan factoriel formé par les trois premières composantes

principales a permis de détecter une structure du nuage explicatif, qui résumant respectivement 29,77% ; 22,81% et 12,09 % de l'information.

Ainsi, pour cette analyse, les projections se feront sur ces trois axes qui portent 64,67% de l'information contenue dans les 17 variables (Tableau N°19, figure N°30). Ceci semble signaler l'existence prépondérante d'une relation entre les différents paramètres physico-chimiques et biotiques.

Tableau N°19. Valeurs propres, inertie et inertie cumulée des trois premières composantes de l'ACP.

Composantes	Valeurs propres	Inertie (%)	Inertie Cumulée(%)
F1	5.056	29.74	29.7
F2	3.878	22.81	52.6
F3	2.056	12.09	64.7

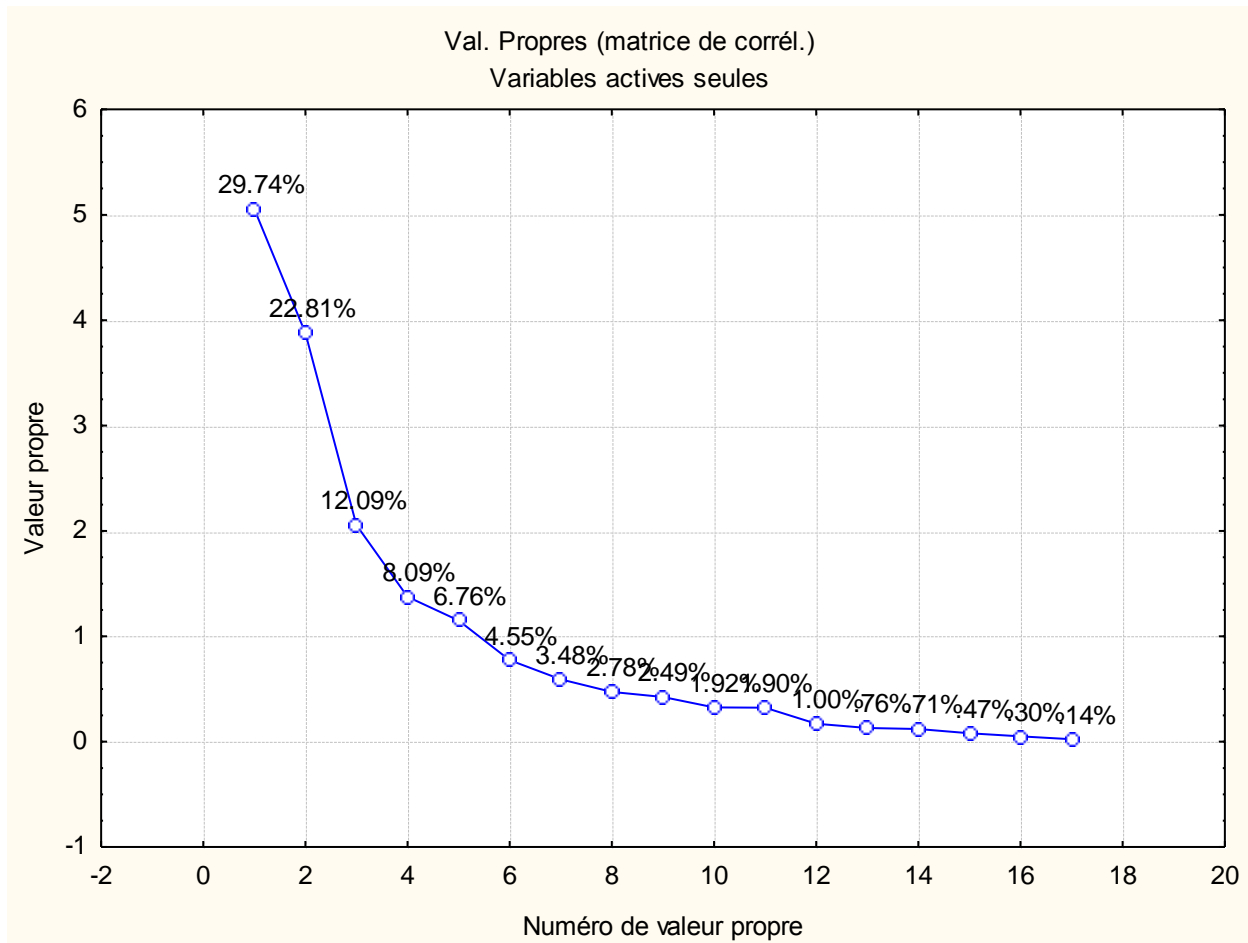


Figure N°30: Graphe des valeurs propres.

L'examen des données relatives à la matrice de corrélation entre les variables nous a permis de révéler l'existence d'une forte corrélation significativement élevée entre ces groupes (T, pH,O2); (CON, SO4, K, Mg, Cl,

Na); (PO₄; P, NO₃, NH₄, MES, Chl).

Tableau N°20. Matrice de corrélations.

	T	pH	O ₂	MES	Cond	NH ₄	NO ₃	PO ₄	Ptot	Ca	Cl	Na	Mg	K	SO ₄	HCO ₃	Chl
T	1.00																
pH	0.62	1.00															
O ₂	0.22	0.08	1.00														
MES	-0.38	-0.15	-0.08	1.00													
Cond	0.25	0.37	-0.17	-0.04	1.00												
NH ₄	-0.77	-0.38	-0.25	0.46	0.21	1.00											
NO ₃	0.03	-0.11	0.38	0.07	-0.51	-0.17	1.00										
PO ₄	-0.23	-0.07	-0.35	0.45	-0.02	0.27	-0.28	1.00									
Ptot	-0.14	0.11	-0.31	0.49	-0.05	0.21	-0.16	0.82	1.00								
Ca	-0.09	-0.15	-0.50	0.17	-0.06	0.11	-0.18	0.30	0.29	1.00							
Cl	0.07	0.28	-0.23	0.09	0.78	0.25	-0.68	0.20	0.18	0.09	1.00						
Na	0.17	0.22	-0.14	-0.18	0.83	0.18	-0.74	0.02	-0.06	-0.02	0.86	1.00					
Mg	-0.18	0.14	0.07	0.08	0.39	0.28	-0.34	0.02	-0.02	-0.17	0.47	0.35	1.00				
K	0.31	0.28	0.04	-0.27	0.62	-0.05	-0.69	0.06	-0.01	-0.17	0.65	0.83	0.32	1.00			
SO ₄	0.40	0.34	-0.29	-0.19	0.78	0.00	-0.31	-0.10	-0.11	0.04	0.52	0.60	0.23	0.40	1.00		
HCO ₃	-0.43	-0.19	-0.08	0.09	0.28	0.43	-0.60	0.18	0.04	0.10	0.35	0.46	0.49	0.36	-0.04	1.00	
Chl	-0.47	-0.34	-0.24	0.46	-0.29	0.30	-0.03	0.52	0.41	0.30	-0.13	-0.26	0.19	0.20	0.31	0.01	1.00

Les cercles de corrélation entre les trois premières composantes principales (F1, F2 et F3) et les paramètres physico-chimiques montrent que :

- L'axe 1 (pourcentage d'inertie 29,74%) décrit essentiellement les paramètres suivants: la conductivité ($r = -0.89$), Calcium ($r = -0.56$), Chlorures ($r = -0.88$), Sodium ($r = -0.95$), Magnésium ($r = -0.51$), Potassium ($r = -0.82$), Sulfates ($r = -0.69$), Bicarbonates ($r = -0.47$), et sont tous corrélés négativement avec l'axe F1 . nous considérons la composante principale 1 comme un gradient de minéralisation allant de la gauche vers la droite de l'axe, cette minéralisation lié à l'intensité de la pollution apportée par des déversements urbains et industriels d'eaux usées (figure N°31).
- L'axe 2 (pourcentage d'inertie 22,68%) décrit les paramètres suivants : Phosphore total ($r = 0.63$), Phosphates ($r = 0.72$), Azote ammoniacal ($r = 0.72$), Nitrates ($r = 0.61$), Matières En Suspension ($r = 0.65$), chlorophylle a ($r = 0.68$), Température ($r = -0.74$), Potentiel Hydrogène ($r = -0.44$), Oxygène dissous ($r = -0.48$), Nous observons une corrélation positive des sels nutritifs (P, PO₄, NO₃ NH₄), des MES et de la chlorophylle a avec l'axe F2, ces variables décrivent

l'enrichissement en matière organique et en sels nutritifs lié à l'importante charge polluante, cette composante principale 2 peut être considérée comme un gradient d'eutrophisation (figure N°31). Ces variables (la température, l'O₂ et pH) sont corrélées négativement avec l'axe factoriel F2, ceci pourrait être expliqué par le fait que lors de la photosynthèse, effectuée par le phytoplancton et qui demande de l'énergie (température). Le CO₂ est assimilé par le phytoplancton. il y'a déplacement de l'équilibre calco-carbonique et une diminution du pH.

➤ L'axe 3 (pourcentage d'inertie 12,09%), La composante principale 3 est représentative du Phosphore, Phosphates, calcium et pH, ces paramètres sont moins net, on rappelle que cet axe n'explique que 12% de la variabilité (figure N°32).

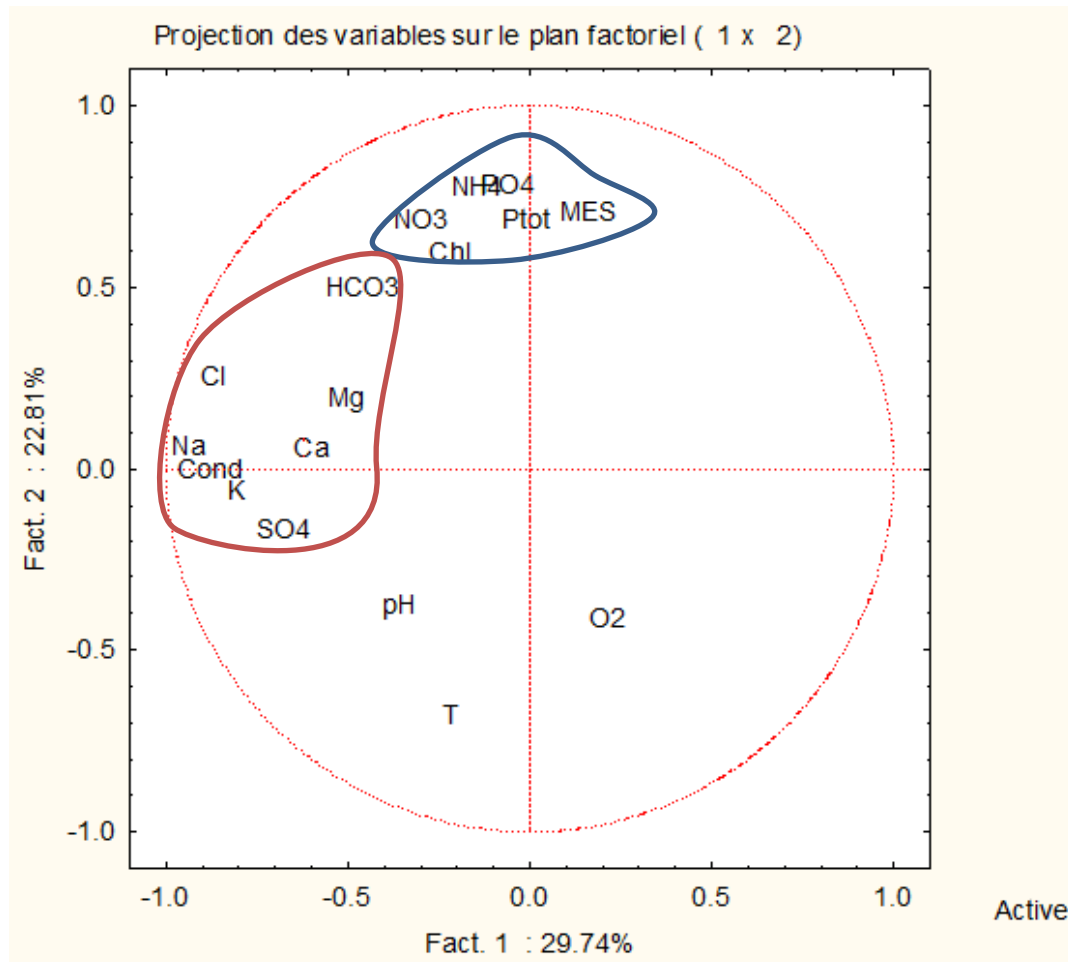


Figure N°31: ACP des variables physico-chimiques (facteurs 1 et 2)

% Inertie totale : 52,55 %.

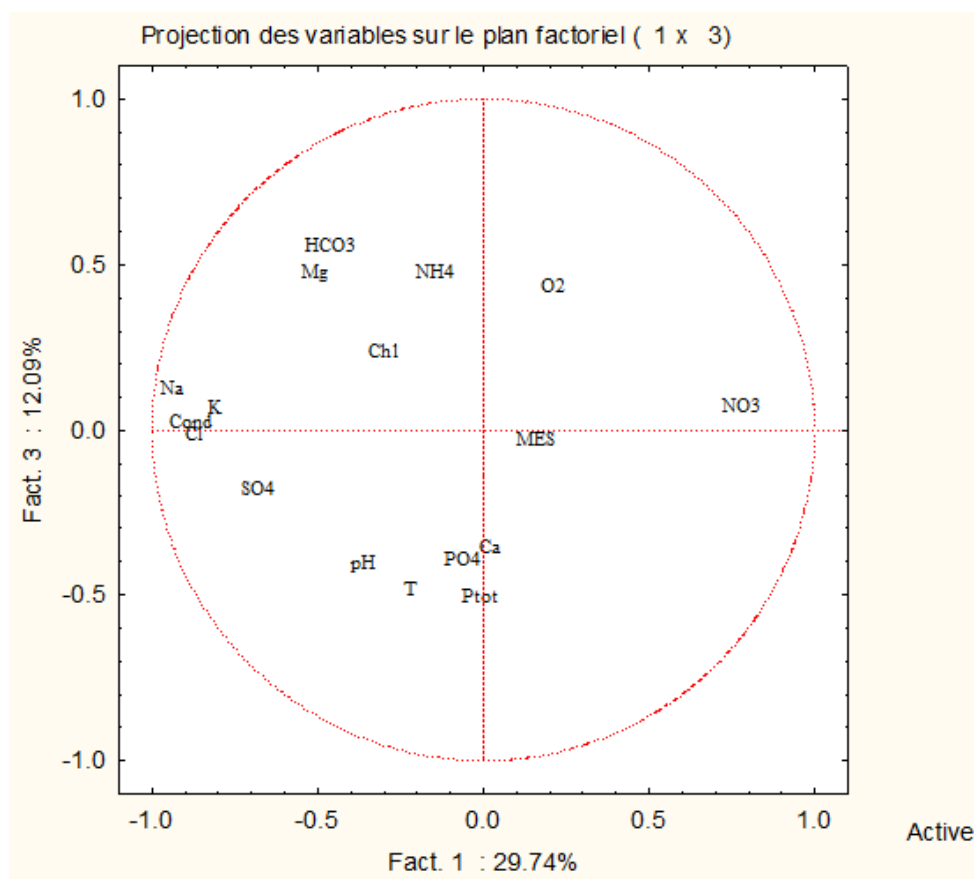


Figure N°32: ACP des variables physico-chimiques (facteurs 1 et 3)

% Inertie totale : 41,83 %.

CONCLUSION:

Dans la présente étude, contenant une base de données couvrant notamment la période de janvier 2008 à décembre 2010, nous nous sommes concentrés spécifiquement sur les mécanismes de l'eutrophisation ainsi que sur les variations spatio-temporelles des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du réservoir. Le diagnostic de l'état actuel du barrage de Hammam Boughrara révèle des concentrations élevées de certains éléments tels que P, PO₄, NO₃, NO₂, NH₄, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻, HCO₃⁻ et SO₄⁻², ce qui caractérise des eaux fortement minéralisées avec des conductivités comprises entre 1100 et 1800 µs/cm, donc polluées et séléniteuses. Ces eaux, riches en éléments nutritifs, comme le phosphore et avec un pH légèrement alcalin (compris entre 7,1 et 9,1) favorisent la prolifération d'organismes, tels que les Chlorophycées, les Cyanophycées et les Diatomophycées, qui représentent ensemble 93,57% de la population algale. Cette prolifération entraîne une diminution de la transparence et de l'oxygène dissous qui sont également des signes d'eutrophisation. Cette étude permettra d'adopter une meilleure approche méthodologique visant à réduire le nombre de stations et d'augmenter la fréquence d'échantillonnage, en vue d'une compréhension approfondie du fonctionnement limnologique du barrage pour garantir sa protection et la préservation de ces eaux.

Malgré les apports de phosphore très élevés pendant les années considérées, les symptômes d'eutrophisation dans la retenue (teneur en chlorophylle a.) sont loin d'atteindre les niveaux extrêmes attendus d'après les diagrammes charges-réponses de Vollenweider. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que, dès son arrivée à la retenue, l'ortho-phosphate est rapidement rendu inaccessible aux algues du fait d'une floculation efficace au moyen de fines particules d'argile ainsi que d'une formation d'hydroxyapatite suivie d'une précipitation. Par conséquent, on peut conclure qu'il serait nécessaire de développer et d'approfondir nos connaissances sur la limnologie des lacs et réservoirs en climat tempéré, notamment dans les régions arides et semi-arides, afin de pouvoir incorporer les processus de ces lacs dans un modèle général décrivant la relation charge-réponse, analogue à celui de Vollenweider.

CHAPITRE V :

MODELISATION DU TRANSPORT SOLIDE ET DYNAMIQUE DES POLLUANTS

INTRODUCTION :

En raison de son climat semi-aride, de la présence de relief abrupt et de la pauvreté de la végétation, le Maghreb est l'une des régions les plus vulnérables au monde à l'érosion des sols.

L'ampleur de l'alluvionnement et l'exhaussement du fond des barrages par dépôts successifs des sédiments ramenés, par les cours d'eau maghrébins, ont suscité l'intérêt d'un grand nombre de chercheurs qui ont tenté d'expliquer les mécanismes complexes du transport solide et de quantifier les volumes des sédiments transportés. Dans ce contexte, on notera les travaux de Tixeront, (1960), Heusch(1982), Milliman et Meade (1983), Sogreah (1983), Walling (1984), Lahlou(1990) et plus récemment Probst et Suchet (1992) qui ont tenté d'expliquer l'érosion mécanique et de déterminer les dégradations spécifiques des bassins versants de ces régions. D'autre part Ghorbal et Claude (1977), Rais et Abidi (1989), Albergel et al (1998), Snoussi et al. (1990), Merzouki (1992), Moukhchane et al. (1998), Demmak (1982), Bourouba (1996,1998), Terfous et al.(2001, 2003), Ghenim (2001) et Megnounif et al. (2003) ont présenté en conclusion de leurs travaux des informations significatives sur le flux des matières transportées par les cours d'eau de quelques bassins versants Tunisiens, Marocains et Algériens.

Le volume de matériaux qui se déposent chaque année dans les retenues des barrages algériens sont évalués, en moyenne à 20 millions de m³ par an (Remini, 1999), ce qui contribue à réduire de 0.3% par an les capacités de stockage de l'eau estimées à 6,2 milliard de m³ (Riad et al., 2004), dans des régions caractérisées par une pluviométrie à la fois faible et irrégulière.

Dans ce chapitre, nous allons présenter une synthèse de l'étude du phénomène de transport solide en suspension, ainsi que la dynamique des polluants que nous avons entrepris depuis quelques années sur l'oued Mouillah avec l'aide de l'Agence nationale des ressources hydriques (ANRH) d'Oran.

V.1. GENERALITE :

D'une manière générale, l'érosion des sols correspond au "détachement " et au "transport" des particules de sol, par différents agents (gravité, eau, vent, glace), de leur emplacement d'origine à un endroit de "dépôt" à l'aval. Dans tous les cas, ces mouvements de sol sont des processus discontinus à fortes variations spatio-temporelles, difficiles à décrire sous forme d'équations mathématiques. Nous, nous intéressons dans cette étude plus particulièrement à l'érosion hydrique, qui est un

phénomène largement répandu et dont les conséquences peuvent entraîner des pertes de terre irréversibles et une diminution des capacités de stockage des barrages.

L'érosion hydrique constitue en Algérie un phénomène très grave qui affecte durement le patrimoine foncier. Elle touche 45% des zones telliennes soit 12 millions d'hectares cultivables. Ce phénomène devient encore plus grave si l'on sait que 85% des surfaces cultivables, sont situées dans les zones les plus sensibles à l'érosion (Chibanni, R. et al.1999).

Les deux agents principaux de l'érosion hydrique sont les précipitations et le ruissellement superficiel. Toutefois un grand nombre de facteurs (intensité et agressivité des précipitations, caractéristiques du sol, pentes et longueur de pente, le couvert végétal et l'état hydrique initial) et de mécanismes affectent la relation "chute de pluie – ruissellement- entraînement des terres".

V.2. PRINCIPAUX AGENTS DE L'EROSION HYDRIQUE :

V.2.1. INTENSITE ET AGRESSIVITE DES PRECIPITATIONS :

La désagrégation de la structure et le détachement des particules sous l'impact des gouttes de pluie résultent du "travail" exercé par les gouttes à la surface du sol. Il est donc lié à l'énergie cinétique des gouttes E_c .

$$E_c = \frac{1}{2} mV^2 \quad (8)$$

Où, m est la masse de la goutte (kg) et V la vitesse (m/s), E_c l'énergie cinétique (joules).

L'évaluation de l'énergie cinétique des gouttes reste un bon critère d'évaluation de l'agressivité des pluies. Il existe d'ailleurs une relation empirique reliant l'intensité d'une pluie et son énergie cinétique (Remy, J.C. et al. 1998) telle que:

$$E_c = 11.9 + 8.73 \log I_p' \quad (9)$$

avec, E_c : Energie cinétique en $j/m^2/mm$ et I_p' : intensité de pluie en mm/h .

Les pluies, lors de l'impact des gouttes, provoquent un détachement des matières et une destruction des agrégats lors de la conversion de l'énergie cinétique en efforts de cisaillement. Plusieurs phases sont à considérer lors d'une averse. Les premières gouttes de pluies qui arrivent au sol y pénètrent proportionnellement à son ameublissement et sa porosité. Cette première phase s'accompagne d'un

déplacement de particules et d'un tassement du sol. Puis la couche superficielle s'humidifie, et l'on assiste au développement quasi simultané de trois processus : la désagrégation de la structure, la formation d'une pellicule de battance et l'érosion par "splasch" ou érosion par rejaillissement (Benkhadra, H. 1997).

L'impact direct des gouttes de pluie provoque non seulement le délitage et la fragmentation des agrégats du sol, mais également l'entraînement et la projection des particules dans toutes les directions. Ce rejaillissement peut être important. Plusieurs chercheurs ont essayé de quantifier cette masse de sol détachée (D_p) expérimentalement. Les relations obtenues sont en général de la forme (Poessen, J. 1984).

$$D_p = a.E_c^b \quad (10)$$

Où D_p est la masse détachée et E_c l'énergie cinétique de la pluie. Les coefficients a et b dépendent essentiellement de la texture et de la structure du sol.

Feodoroff et al. (1965), donnent des valeurs de 15 tonnes de terre remuées par hectare pour une averse de 25 mm et de 300 tonnes par hectare pour une averse de 100 mm.

Ces processus de désagrégation de la surface du sol et d'érosion par rejaillissement conduisent à la fermeture des pores à la surface du sol et à la réduction de son infiltrabilité en formant une croûte de battance.

Jusqu'à ce stade, on ne peut parler de transport proprement dit. Il faut que le ruissellement démarre pour qu'il y ait une prise en charge des particules détachées par mise en suspension ou par charriage.

V.2.2. RUISSÈLEMENT :

Le ruissellement apparaît dès que l'intensité d'une pluie devient supérieure à la vitesse d'infiltration du sol. Il est nettement plus élevé sur sol nu que sous cultures. Les plus faibles ruissellements proviennent des pluies tombantes après une période sèche. Par contre, les ruissellements et les pertes en terres les plus élevées ont eu lieu à une époque où le sol est déjà très humide et dans le cas de pluies exceptionnelles et des orages d'automne et de printemps (Chebbani, R. et al. 1999).

Le ruissellement ne débute qu'après un cumul pluviométrique journalier de 18 à 20 mm (Laouina, A. 1998) sur sol sec même si les pluies sont intenses ou après un cumul de 4 mm sur sol humide et compact (Chibbani, R. et al. 1997).

Ces seuils de hauteur dépendent en partie des caractéristiques des pluies (intensité, mais aussi du volume de pluie tombant après saturation du sol) et surtout de l'état de surface du sol (plus le sol est dégradé plus le ruissellement est rapide).

Selon Laouina, A. et al. (1993), les pluies continues mais de faibles intensités permettent une certaine infiltration de l'eau et réduisent le ruissellement sur les versants, par contre les épisodes de fortes intensités entraînent un ruissellement plus important. Mais ce sont les épisodes pluvieux durables avec des événements de forte intensité répétitifs qui occasionnent la dégradation la plus forte, avec en particulier le passage du ruissellement en nappe au ruissellement en griffes et rigoles.

D'une manière générale, il est admis que la vitesse du ruissellement est le paramètre prépondérant de l'action érosive du ruissellement superficiel. En 1965, Meyer a proposé la relation suivante pour évaluer cette vitesse (Meyer, L.D. 1965) :

$$V_R = (I^{0.33} \cdot Q_R^{0.33}) / n^{0.66} \quad (11)$$

Où V_R : vitesse de ruissellement

I: pente du terrain

Q_R : Débit du ruissellement

n : rugosité du sol.

Les facteurs qui régissent le ruissellement sont principalement :

V.2.2.1. INFILTRATION :

Tous les sols sont plus ou moins perméables. Le coefficient de perméabilité qui représente la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol dépend essentiellement de la porosité du sol.

Pour un sol homogène initialement non saturé, la surface du sol présente une certaine infiltrabilité définie comme le flux maximum qu'elle peut absorber lorsqu'elle est maintenue en contact avec l'eau et la pression atmosphérique. Au cours du temps cette baisse par l'action de la compaction des sols, que ce soit sous l'action des agents climatiques ou par l'action de l'homme, conduit à une réduction de la porosité et donc de la conductivité hydraulique. La diminution de la capacité d'infiltration constitue ainsi un facteur défavorable générateur de ruissellement et de transport de sédiments.

En revanche, cette même diminution de l'infiltrabilité joue un rôle positif contre l'érosion puisqu'elle renforce la résistance au cisaillement des sols.

L'équation de Coulomb donnant la charge de rupture (τ) montre le rôle des deux paramètres essentiels :

$$\tau = c + \sigma \tan \varphi \quad (12)$$

Avec: C : la cohésion qui dépend des forces capillaires et de la teneur en eau du sol.

φ : l'angle de frottement interne qui dépend de la porosité du matériau et donc de la compacité du sol.

V.2.2.2. DETENTION SUPERFICIELLE ET RUGOSITE DU SOL :

Elle correspond à la capacité de stockage temporaire de la surface du sol vis-à-vis de l'eau. La détention superficielle se fait sous forme de flaques dans les micro-dépressions, dont la capacité de stockage est liée à la rugosité.

V.2.2.3. PENTE ET LONGUEUR DE PENTE :

L'influence de la pente est complexe. Le plus souvent, l'érosion augmente avec la pente. Il se développe une érosion en rigoles dix fois plus agressive que l'érosion en nappe (Roose, E. et al. 1998). Quant à la longueur des pentes, il semble que son influence sur la naissance de rigoles dépend de diverses interactions avec la rugosité et la perméabilité du sol, le type et l'abondance du couvert végétal.

V.2.2.4. COUVERT VEGETAL :

Il est clair que le couvert végétal est efficace pour réduire le ruissellement. La couverture du sol, plus particulièrement celle assurée par la strate herbacée et les résidus végétaux, constitue la protection la plus efficace du sol. Elle intervient vis à vis du sol par :

- l'interception nette : une partie de la pluie qui tombe sur la végétation est directement reprise par l'évaporation. elle ne participe alors, ni à l'infiltration, ni au ruissellement.
- La dissipation de l'énergie cinétique : une partie de la pluie interceptée par le feuillage continue sa course jusqu'au sol. L'énergie cinétique des gouttes s'en trouve alors modifiée. L'expérience montre (Ruiz-Figueroa, J.F. 1983) que l'efficacité d'un couvert végétal à l'égard de l'infiltration est d'autant plus marquée que le dernier élément récepteur est bas.

V.2.3. ETAT HYDRIQUE INITIAL :

L'état hydrique du sol au moment d'une pluie a une très forte influence sur la dégradation, la formation des croûtes et la réduction de l'infiltrabilité résultante (Lebissonais, Y. 1992). Les agrégats secs sont plus sensibles à l'éclatement. En effet l'intensité de ce processus croît avec le volume d'air piégé (Boiffin, J. 1984 ; Le

Bissonnais, Y. 1988) en particulier sous des pluies de forte intensité qui peuvent former des croûtes très rapidement.

L'état hydrique initial influence aussi la succion exercée à la surface du sol par les couches sous-jacentes et donc l'infiltration au travers de cette surface.

Lorsque le sol en surface est argileux sensible à la dispersion par l'effet de l'impact des gouttes de pluie à la désagrégation mécanique par l'alternance des cycles de dessiccation et d'humectation, il y a mobilisation des particules argileuses sous l'action de l'impact des pluies (Chebbani, R. et al. 1997). En effet, l'humectation des sols argileux entraîne un gonflement qui est une forme analogue de désagrégation. Cette argile mobilisée migre dans l'eau de l'infiltration, couvre la périphérie des agrégats et colmate les interstices intra-agrégats ou bien se dépose à la surface du sol pour former une croûte. La formation des croûtes ou organisation pelliculaire de surface, entraîne une réduction de l'infiltrabilité, et donc accroît les risques de ruissellement et d'érosion.

V.3. FORMES DE MANIFESTATION DE L'EROSION HYDRIQUE :

V.3.1.EROSION EN NAPPE :

Elle se produit lorsque l'écoulement et l'érosion se font sur toute la surface du sol, ce qui provoque une usure homogène non perceptible dans la majorité des cas.

Quantitativement, l'érosion en nappe est très modeste. En Algérie, les chercheurs de l'INRF et de l'OROSTOM ont évalué les pertes en terres par ce type d'érosion de 0,10 à 20 t/ha/an (Chebbani, R. et al. 1999).

Ce type d'érosion entraîne des conséquences morphologiques et pédologiques fâcheuses suite à un décapage de l'horizon superficiel diminuant insidieusement sa réserve en éléments fertilisants et un entraînement préférentiel des particules les plus fines, de la matière organique et du carbonate de calcium.

V.3.2.EROSION LINEAIRE :

Elle se manifeste lorsque la concentration des eaux conduit à la formation de chenaux de dimension croissante : griffes (quelques centimètres de profondeur), rigoles (incision dans la couche labourée), ravines (incision dépassant la couche labourée).

V.3.2.1. EROSION EN GRIFFES ET RIGOLES :

Elle se produit lorsque l'écoulement d'eau se concentre et choisit son passage. Dès qu'une griffe s'établit, l'eau de ruissellement tend à se réunir, et plus elle se creuse plus il y a appel d'eau dans la rigole. Ainsi le phénomène de creusement

s'accélère de lui-même.

De point de vue quantitatif, ce type d'érosion reste dans les mêmes proportions que l'érosion en nappe.

V.3.2.2. EROSION PAR RAVINEMENT :

Les ravines suivent la ligne de plus grande pente des versants. Puisque le ruissellement provenant des versant peut atteindre 50 à 80% durant les averses exceptionnelles tombant sur les terres battues ou compactées, l'essentiel du transport solide provient des ravines et des oueds (Heush, B. 1970 ; Arabi, M. et al. 1991).

Lorsque le sol est peu perméable, saturé et peu couvert, le ruissellement est abondant. Ce dernier creuse des ravines et augmente les pointes de crue des oueds, ce qui favorise le sapement des berges et les glissements de terrain, et par conséquent l'envasement des barrages, la destruction des infrastructures et la dégradation des terres. En Algérie, l'érosion ravinante a déplacé 90 à 300 t/ha/an ce qui correspond à une vitesse d'altération des versants de 8 à 17 mm/an (Chebbani, R. et al. 1999).

V.4. QUANTIFICATION DE L'EROSION HYDRIQUE :

Il existe plusieurs formules permettant la quantification de l'érosion hydrique, nous ne citerons que celles qui impliquent des paramètres physiques représentatifs.

V.4.1. FORMULE DE WISCHMEIER ET SMITH (1978) :

La formule s'écrit :

$$P_s = E_p \cdot E_s \cdot F_{lp} \cdot F_p \cdot F_{am} \cdot F_v \quad (13)$$

Avec :

P_s : pertes annuelles de sol (t/ha/an)

E_p : érosivité des précipitations (N/h).

E_s : érodabilité du sol ou susceptibilité du sol à l'érosion (t.h/N.ha)

F_{lp} : facteur de longueur de pente (sans dimension)

F_p : facteur de pente (sans dimension)

F_{am} : facteur d'aménagement (sans dimension)

F_v : facteur de conservation des sols pratiqué (sans dimension)

V.4.2. FORMULE DE FOURNIER (1960) :

$$A_{ss} = (1/36)(P_m/P_{am})^2(2.65)(h/S)^2(0.46) \quad (14)$$

Avec :

A_{ss} : apport solide spécifique (t/km²/an).

P_m : précipitations moyennes mensuelles du mois le plus pluvieux (mm)

P_{am} : précipitations annuelles (mm).

h : dénivelée moyenne (m).

S : superficie du bassin versant (km²).

V.4.3. FORMULE DE TIXERONT (1960) :

Basée sur les données recueillies dans 32 bassins algériens et 9 bassins tunisiens sur une durée comprise entre 2 et 22 ans.

$A_{ss} = 354.E^{0.15}$ pour les bassins tunisiens.

$A_{ss} = 92.E^{0.21}$ pour la région est algérien.

$A_{ss} = 200.E$ pour la région centre algérien.

Avec:

A_{ss} : apport solide spécifique en t/km²/an.

E : Ecoulement en mm.

V.4.4. FORMULE DE SOGREAH :

Basée sur les données de 30 bassins algériens, de superficie comprise entre 100 et 300 km², soumis à une pluviométrie annuelle comprise entre 300 et 1000 mm.

$$A_{ss} = \alpha.E^{0.15} \quad (15)$$

Avec :

A_{ss} : apport solide spécifique (t/km²/an).

α : coefficient dépendant de la perméabilité du sol, donné au Tableau ci-dessous.

E : Ecoulement annuel (mm).

Tableau N°21. Valeurs de α pour différentes perméabilités

Perméabilité	α
Forte	8.5
Moyenne	75
Moyenne à faible	350
Perméabilité faible	1400
Imperméable	3200

V.5. TRANSPORT SOLIDE :

Le transport solide représente l'entraînement de granulats sous l'action d'un écoulement fluide. Il existe dans différents phénomènes physiques, naturels ou industriels, et constitue un écoulement à surface libre ou en charge.

Le transport solide dans les cours d'eau constitue la seconde phase de l'érosion. Il relève essentiellement du ruissellement et met en jeu diverses formes d'écoulement de l'eau dans la nature (Hug, M. 1975).

Les matériaux alluvionnaires constituant le lit des cours d'eau proviennent de : (Probst, J.L. et al. 1992).

L'élaboration des éléments de surface, en général des matériaux meubles du bassin versant. Si l'on ne tient compte que de l'érosion en nappe évaluée au maximum à 20t/ha/an, cette ablation est de l'ordre de 1.3 mm/an (Chebbani, R. et al.1999).

L'érosion des berges du lit des cours d'eau et de leurs affluents. D'après les travaux effectués sur le fleuve du Sénégal, la Garonne et sur des rivières des Etats Unis, ce type d'érosion produit 20 à 30% du tonnage total des sédiments exportés (Propst, J.L. et al. 1989). Il est évalué à 32 % de la charge total pour la Haute Tafna en Algérie (Megnounif, A. et al. 2003).

Ces sédiments localisés dans les lits des oueds sont transportés par les crues pour être déposés soit sur des plaines à faible pente, soit dans des cuvettes de barrage ou encore en arrivant jusqu'à la mer.

Généralement deux modes de transport solide sont considérées : le transport solide par charriage et le transport solide en suspension. Les deux modes diffèrent par deux aspects essentiels : dans le premier cas, les particules se déplacent par roulement et glissent sur le fond et leurs vitesses est inférieure à celle de l'écoulement. Dans le deuxième cas, les particules se déplacent au sein de l'écoulement avec une vitesse de même ordre de grandeur que celle du fluide. Il n'existe pas de délimitation nette entre ces deux modes de transport. Il y a même

des auteurs qui considèrent un troisième mode caractéristique intermédiaire, la saltation, où les particules se déplacent par des bonds, en alternant le charriage et la suspension (Probst, J.L. et al. 1989 et Cardoso, A.H. 1994).

Le mode de transport dépend essentiellement d'un paramètre fondamental : la taille du sédiment transporté.

V.5.1. TRANSPORT SOLIDE PAR CHARRIAGE :

Le transport solide par charriage, représente la progression de sédiments grossiers (sables, gravier, galets et blocs), de diamètre supérieur à 1 mm, qui se déplacent par roulement ou glissement, au voisinage immédiat du fond du cours d'eau, et parcourent des distances relativement petites et discontinues dans le temps et dans l'espace.

Les mesures sur le terrain du transport solide par charriage sont très onéreuses à cause des perturbations de l'écoulement. De ce fait, les évaluations de ce type de transport sont difficiles à mener en l'absence de bases de données. On se contente généralement d'études sur modèles réduits pour déterminer la proportion du charriage par rapport à la suspension ou au transport total (Couvert, B. 1994 et al ; Du voisin, J. 1989). Pour quelques bassins versants le taux de charriage a été estimé à 12.5 % de la suspension (Djebbi, M. 1990)

V.5.2. TRANSPORT SOLIDE EN SUSPENSION :

Le transport solide en suspension représente le transport de sédiments fins (argiles, limons, sables fins), de taille micronique, maintenues en suspension sur toute la hauteur de la masse liquide du cours d'eau, sous l'action des fluctuations turbulentes de l'écoulement. Les sédiments se déplacent sur de grandes distances et le débit solide croît de l'amont vers l'aval.

Quelques valeurs indicatives, permettent de délimiter les deux modes de transport. Ces valeurs utilisent le rapport entre vitesse de l'écoulement V sur le lit du cours d'eau, et la vitesse W de chute des particules (Graf, 1971).

$V/W > 0.10$ début de transport par charriage.

$V/W > 0.40$ début de transport en suspension.

Les critères de suspension, donnés par Bagnold, Van Rijn, Eugelund et Schiedls sont représentés dans la figure N°33.

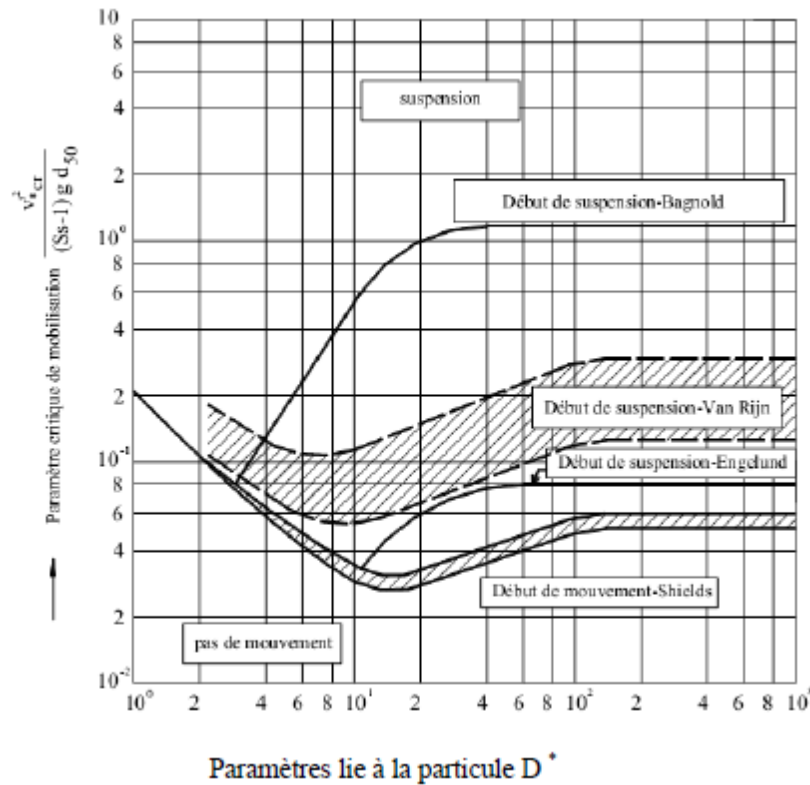


Figure N°33: Critères de suspension (Van Rijn, 1984)

Le transport en suspension se fait par Flotaison et ne comporte que très épisodiquement des retombées de sédiments sur le fond. La turbulence est le facteur principal de la suspension des sédiments.

V.5.3. QUELQUES DONNEES SUR LE TRANSPORT SOLIDE EN ALGERIE :

Les bassins versants du Tell algérien dominés par un climat semi-aride sont caractérisés par une pluviométrie saisonnière et interannuelle irrégulière. Cette irrégularité a un impact direct sur l'action érosive et notamment sur le transport solide en suspension. Ce dernier dépend de plusieurs facteurs dont l'agressivité des averses, l'état du sol et la turbulence de l'écoulement. Les valeurs de la dégradation spécifique varient d'un bassin à un autre et d'une région à l'autre.

Nous citons par exemple, 1160 t/km²/an pour l'oued Mazafran (côtiers algérois), 2300 t/km²/an pour l'Isser à Lakhdaria, 490 t/km²/an pour oued Soummam à Sidi Aïch, 680 t/km²/an pour oued Medjerda à Souk Ahras (Bourouba, M. 1997) et 150 t/km²/an pour la Macta au barrage Cheurfa (Bourouba, M. 1998).

Les crues de l'automne et du printemps sont responsables de l'essentiel du transport solide. En effet, pendant l'été connu pour ces chaleurs intenses, le sol se dessèche, se fissure, se fragmente et voit son couvert végétal réduit, ce qui permet aux premières averses de l'automne de laver le sol de ces éléments fins détachés. Pendant le printemps qui succède à la saison hivernale froide et pluvieuse, les crues

coïncident avec des versants saturés et déblayés. L'activité érosive dépend alors des mouvements de masses et des sapements de berges qui se produisent dans les zones mal protégés au bas des versants. On assiste alors pendant ces crues à une croissance rapide du volume ruisselé et de la turbidité. Pour la crue du 17 avril 1979 à oued Medjerda supérieur, le débit liquide et la concentration enregistrés sont 8 fois supérieurs aux valeurs moyennes mensuelles (Bourouba, M. 1998).

Ces périodes de crues de l'automne et du printemps représentent une courte période de forte érosion qui dure entre 2 et 4 mois mais responsable de la majeure partie du transport solide. Le reste de l'année est à érosion faible (Terfous, A. et al. 1999); (Bourouba, M. 1997, 1998).

Annuellement, le comportement morphologique irrégulier des bassins versants algériens passerait d'une année à l'autre d'un régime méditerranéen à érosion élevée et à écoulement abondant au régime de la zone tempérée caractérisée par un écoulement abondant et une érosion faible ou encore au régime de la frange aride à érosion élevée et à faible écoulement (Bourouba, M. 1998).

V.5.4. ETUDE DU TRANSPORT SOLIDE EN SUSPENSION DU BASSIN D'OUED MOUILAH

V.5.4.1. PRESENTATION DES DONNEES :

Cette étude qui portera sur le bassin d'oued Mouilah à Sidi Belkhir est dicté par la disponibilité de données de mesure des concentrations des matières en suspension. Ces données nous ont été fournies par les services hydrologiques de l'ANRH et concernent la période de 1977-1995.

L'étude est basée sur les valeurs instantanées des débits liquides (Q_L), donnés en m^3/s , mesurés à la station de Sidi belkheir. A chaque mesure effectuée, a été évaluée la charge de la matière en suspension obtenue à partir d'échantillons d'eau prélevés sur les rives de l'oued au moyen d'un conteneur de 50cl. La boue recueillie sur un papier filtre est pesée après séchage à l'étuve à $105^\circ C$ pendant 30 minutes. On détermine ensuite la charge correspondante à un litre d'eau prélevé, ce qui établit la concentration, donnée en g/l. La fréquence des prélèvements effectués dépendait de la variation de la hauteur d'eau. En période de crue, à chaque variation de 10 cm de hauteur d'eau, on prélevait un échantillon. En période normale on prélevait une fois tous les deux jours.

Le calcul du débit solide en suspension est basé sur la mesure du débit liquide de l'écoulement puisque :

$$Q_{ss} = C \cdot Q_L \quad (16)$$

Q_{ss} : Débit solide en suspension (kg/s)

Q_L : Débit liquide (m^3/s)

C: Concentration ou turbidité (g/l)

Remarque : Si les sédiments en suspension étaient uniformément distribués dans la section du cours d'eau, un échantillon prélevé à n'importe quel point dans la section donnerait une mesure de la concentration moyenne des sédiments suspendus. Mais cette concentration connaît une variabilité spatiale et temporelle. En effet, la concentration en sédiments varie le long d'une section de mesure, du fond du cours d'eau vers la surface et d'un instant à l'autre.

La principale difficulté de mesure des concentrations réside donc dans le prélèvement d'un échantillon qui représente fidèlement l'écoulement ; d'où le caractère approché de cette méthode.

V.5.4.2. CALCUL DES APPORTS SOLIDES:

Les apports solides en tonnes ou en millions de tonnes, A_s (10^6t ou MT) et les apports spécifiques en tonnes par kilomètre carré par an, A_{ss} ($t/km^2/an$) sont données par :

$$A_s = Q_s \cdot N \cdot 10^9 \quad (17)$$

$$A_{ss} = (A_s \cdot 10^6) / S \quad (18)$$

Avec :

A_s : apport solide annuel, mensuel ou saisonnier (MT)

Q_s : débit solide annuel, mensuel ou saisonnier (Kg/s)

N : temps en secondes. (s)

A_{ss} : apport solide spécifique ($t/km^2/an$)

S : superficie du bassin versant (km^2)

V.5.4.2.1. APPORTS ANNUELS :

Le flux annuel des matières solides en suspension exporté par les différents oueds étudiés est calculé par la formule :

$$A_s = \sum_1^N (t_{j+1} - t_j) Q_j C_j \quad (19)$$

où, C_j : est la concentration mesurée à l'instant t_j

Q_j : correspondant au débit liquide à l'instant t_j ,

N : est le nombre de prélèvements effectués sur l'année considérée,

$t_{j+1} - t_j$: est le pas de temps séparant deux prélèvements consécutifs.

Au moment des crues les prélèvements sont intensifiées, et donc par suite, le pas de temps est réduit.

De même, A_1 , l'apport liquide annuel engendrant le flux des apports solides A_s , est calculé par la formule :

$$A_1 = \sum_1^N (t_{j+1} - t_j) Q_j \quad (20)$$

Les dégradations spécifiques annuelles enregistrées sont en majorité faibles, variant entre 5.47 et 410.16 t.km⁻²an⁻¹ (Tableau N°22). La moyenne inter-annuelle qui vaut 125.1 t.km⁻²an⁻¹, est très proche de celle (126 t.km⁻²an⁻¹) estimée par Terfous et al. (2001) pour la période 1977–1995 et celle (165 t km⁻² an⁻¹) estimée par Abderrahim et al. (2010) de pour le même. Ces résultats estimés et énoncées par plusieurs chercheurs, montrent la susceptibilité faible à l'érosion du bassin versant de l'Oued Mouilah. En effet, ce dernier à l'instar de la région nord-ouest du pays subit une décroissance pluviométrique grave depuis la fin des années 1970. On assiste alors à une prédominance de l'évapotranspiration par rapport à l'écoulement. Le transport solide qui nécessite des pluies intenses pouvant arracher les particules à la roche mère et un écoulement conséquent pour les évacuer se trouve alors démunie de ses principaux facteurs de mobilisation. D'autres facteurs contribuent à freiner l'exportation des sédiments. En effet, la lithologie résistante du bassin est située sur les versants à fortes pentes constitués par les monts des Traras et de Tlemcen. La partie du bassin constituée par les formations les plus fragiles est localisée dans les plaines à pentes faibles sinon plates. Celles-ci peuvent même constituer une zone de dépôt des matériaux arrachés des versants montagneux, quoique ces derniers soient suffisamment boisés pour contrecarrer l'érosion hydrique.

Tableau N°22. Bilan annuel des précipitations, des apports liquides, des apports solides, de l'écoulement et des dégradations spécifiques. Station de Sidi Belkheir (Septembre 1995–Août 2010) (ANRH-GTZ, 2010).

Année	P (mm)	A _L (10 ⁶ m ³)	A _S (10 ⁶ t)	E (mm)	A _{SS} (t km ⁻² .an ⁻¹)
1995-1996	448.9	97	1.421	39.8	555.08
1996-1997	232.6	36.6	0.517	32	201.95
1997-1998	169.3	34.8	0.194	12.6	75.78
1998-1999	272.7	28.6	0.194	11.9	75.78
1999-2000	215	11.59	0.054	9.6	21.09
2000-2001	238.6	36.65	0.461	5.6	180.08
2001-2002	308.6	41.25	0.157	4.1	61.33
2002-2003	293.6	19.85	0.111	35.6	43.36
2003-2004	346.6	36.14	0.257	5.5	100.39
2004-2005	229.3	43.28	0.321	17.1	125.39
2005-2006	189.6	25.97	0.081	21	31.64
2006-2007	253	37.08	0.016	21.8	6.25
2007-2008	203	35.11	0.053	14.2	20.70
2008-2009	224	50	0.641	4.1	250.39
2009-2010	321.3	54	0.326	15,3	127.34
Moyenne	263.07	39.19	0.37	16.78	125.10
Ecart type	71.91	19.24	0.36	11.87	138.95

P : précipitation ; A_L : apport liquide ; A_S : apport solide ; E : l'écoulement superficiel ; A_{SS} : apport solide spécifique.

V.5.4.2.2. VARIABILITE INTERANNUELLE DES APPORTS SOLIDES :

Les variations interannuelles des apports solides montrent une grande irrégularité pour notre bassin, liée à l'irrégularité des précipitations et donc des apports liquides. Au bassin d'Oued Mouilah, l'année 1995/1996 a été exceptionnelle avec un apport solide de 1.42 millions de tonnes. Cet apport représente cinq fois la valeur moyenne annuelle de la période (1995/2010). L'examen de la figure N°34 permet de voir l'ampleur de l'irrégularité interannuelle. En effet, la différence entre les valeurs extrêmes des années de fort et faible apport solide spécifique est de 548 t km⁻².an⁻¹. La dégradation spécifique reste modeste avec une valeur maximale de 555 t/km²/an.

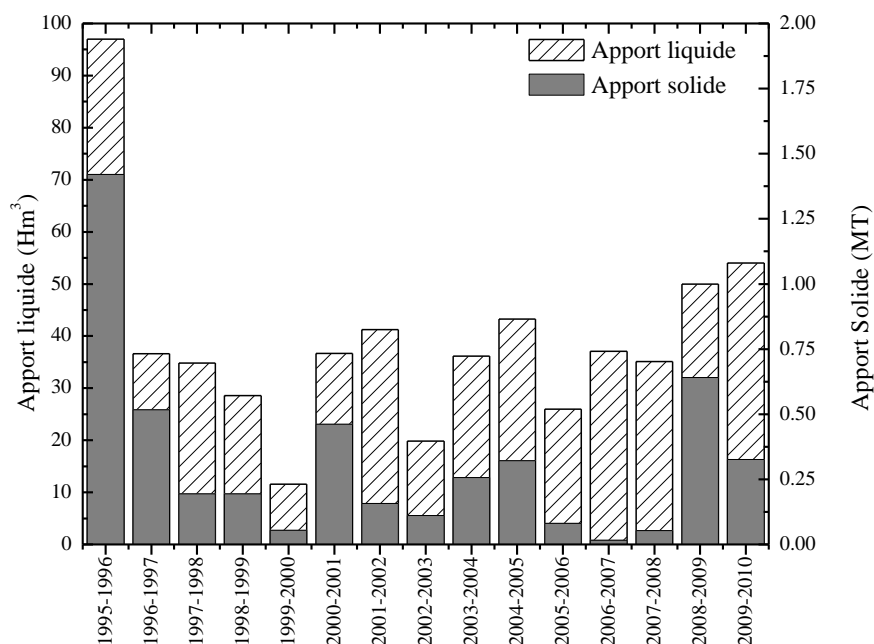


Figure N°34: Apport liquides et solides annuels d'Oued Mouillah

V.5.4.2.3. APPORTS MENSUELS :

Le flux mensuel des matières solides en suspension exporté par l'Oued Mouillah est calculé de la même manière que le flux annuel, pour chaque mois considéré de l'année.

La concordance entre les apports solides et liquides (figure N°35), permet de constater que les crues exceptionnelles sont responsables de l'essentiel des transports solides. Les mois d'octobre et novembre sont sujets à une activité érosive intense. Au cours de ces deux mois plus de 40% de l'apport solide global est assurée. Le mois de mars malgré un écoulement relativement important connaît un transport solide modeste (19%) (Tableau N°23).

Tableau N°23. Apports liquides et solide moyennes mensuelles à oued Mouillah (période 1995/2010)

Mois	SEP	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JUIN	AOÛT
A_l (Hm ³)	4.41	12.22	13.07	10.74	4.63	4.81	8.11	7.36	7.34	3.9	2.48	2.43
E (mm)	1	3.2	4.27	2.26	1.46	1.23	3.91	2.12	2.11	0.81	0.27	0.25
A_s (MT)	0.068	0.246	0.426	0.116	0.03	0.036	0.298	0.078	0.204	0.094	0.004	0.006
A_{ss}	26.56	96.09	166.41	45.31	11.72	14.06	116.4	30.47	79.69	36.72	1.56	2.34

En effet, après la grande saison sèche, les premières pluies de septembre trouvent un sol sec et dur, difficilement érodable. La réponse du bassin en matières en suspension est donc très faible. C'est les pluies torrentielles qui suivent en octobre et novembre qui arracheraient de grandes quantités de matières solides, qui seront par la suite véhiculées en suspension par le cours d'eau.

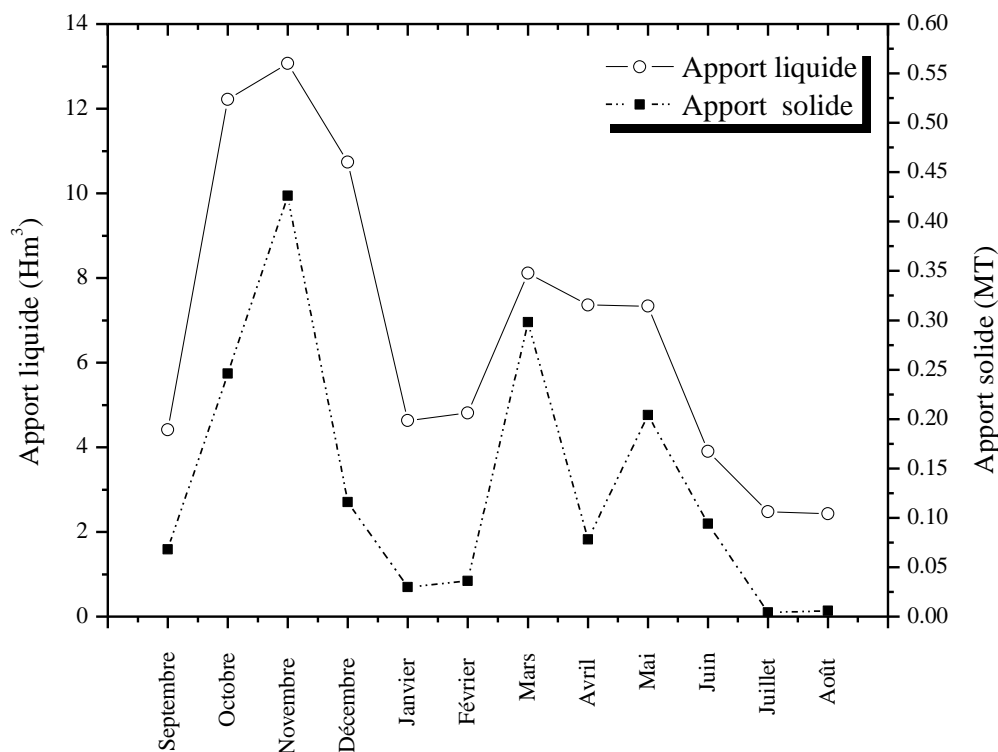


Figure N°35: Appports liquides et solides mensuels d'Oued Mouilah (1995/2010)

V.5.4.2.4. APPORTS SAISONNIERS :

Pour mieux cerner le phénomène de l'érosion et du transport solide, nous avons vu qu'il serait judicieux d'analyser la répartition saisonnière des flux et des apports solides en suspension dans notre bassin. L'analyse du Tableau N°24, et de la figure N°36, laisse apparaître que l'automne et le printemps se distinguent par leurs apports liquides forts, engendrant un flux important de matières solides en suspension. Les plus importants sont enregistrés en automne (38 %) et à un degré moindre au printemps (29%) de l'apport annuel.

Tableau N°24. Apports liquides et solides moyens saisonniers à oued Mouillah (1995/2010)

Saison	Automne	Hiver	Printemps	Eté
Al (Hm ³)	18.08	10.44	13.71	5.22
E (mm)	5.79	3.94	6.19	1.99
As (MT)	0.65	0.04	0.24	0.03
Ass	245.80	16.39	90.67	11.29

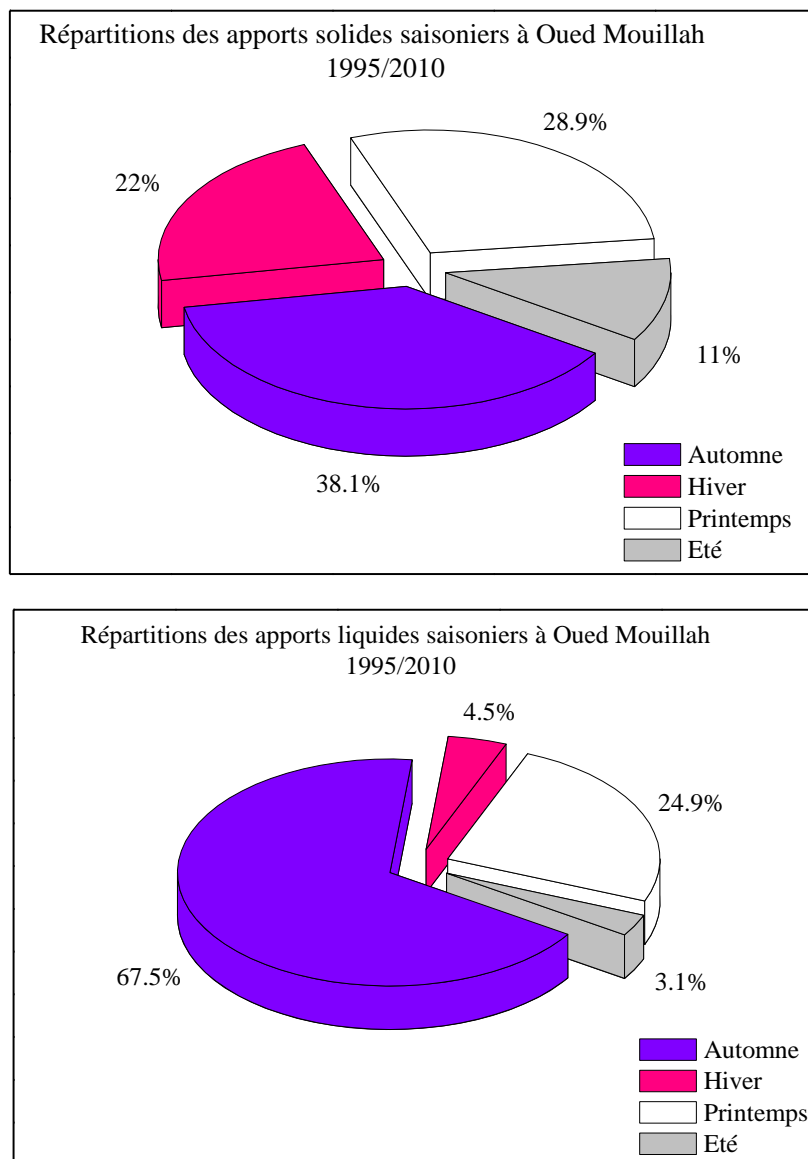


Figure N°36: Répartition saisonnière des apports liquides et solides de l'oued Mouillah (1995/2010)

Après la grande sécheresse de l'été, les premières pluies de l'automne trouvent un sol sec et dur, difficilement érodable. Les pluies torrentielles d'octobre et de novembre arracheront de grandes quantités de matières solides, qui seront par la

suite véhiculées en suspension par le cours d'eau. Les pluies du printemps, survenues après un hiver peu pluvieux et froid avec une succession de gels et dégelés, favorisent la déstabilisation de la structure du sol le rendant plus vulnérable à l'érosion, trouvent un sol meuble et déclenchent alors des écoulements fortement chargés.

V.6. ETUDE DE L'APPORT DES ELEMENTS NUTRITIFS DU BASSIN D'OUED MOUILAH :

V.6.1. PRESENTATION DES DONNEES :

La qualité de l'eau d'Oued Mouillah, principal affluent alimentant la retenue, a été suivie régulièrement avec une fréquence de prélèvement généralement bimensuelle depuis janvier 2008 jusqu'à décembre 2010. Pourtant, des exceptions ont été apportées au moment des crues, où la fréquence des prélèvements a été augmentée, et pendant les périodes d'étiage ou de débit nul, où ils ont été rares ou même suspendus.

Deux crues, du 07 au 09 mars 2008 et du 27 au 30 janvier 2009, ont été suivies plus en détail, les prélèvements étant effectués toutes les 3 heures et demie ou 4 heures. Ces deux crues peuvent être considérées comme des crues faibles ou moyennes, avec des débits de 15-36 m³/s dans le premier cas, et de 44-63 m³/s dans le second. Il n'a malheureusement pas été possible d'effectuer des prélèvements au cours de la grande crue de janvier 2010.

Les prélèvements ont été faits à la station sidi Belkheir et pour la mesure des débits au moment des prélèvements, on a utilisé les points de jaugeage de l'Agence Nationale des Ressources Hydriques les plus proches des points de prélèvement respectifs.

Les échantillons d'eau ont été analysés pour déterminer, entre autres, les paramètres ayant servi de base pour calculer les charges des sels nutritifs et des matières en suspension (MES), phosphore total, orthophosphate, somme nitrate + nitrite, azote Kjeldahl, MES totales et MES/fraction organique.

Une étude de corrélation entre les concentrations des matières en suspension ou en solution dans l'eau de l'oued et les débits mesurés simultanément a aussi été effectuée afin d'analyser, s'il serait justifié ou non de faire des prédictions approximatives des charges de MES ou de phosphore d'après la distribution des débits au cours de la saison des pluies.

Pour tenter d'identifier les régions du bassin versant où les pertes d'éléments

nutritifs sont les plus importantes, on a en outre effectué, entre mars 2008 et février 2010, six campagnes de prélèvements pour obtenir des échantillons d'eau provenant au total de 22 stations situées dans diverses parties du bassin versant. Ces campagnes ont été effectuées pour illustrer la situation à des débits différents allant d'environ de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ jusqu'à $>100 \text{ m}^3/\text{s}$ (débit mesuré à la station de jaugeage).

Finalement, une campagne de prélèvements d'échantillons de terre, en vue de déterminer leur teneur en éléments nutritifs, a été effectuée en septembre 2010 dans le bassin de l'Oued Mouillah.

V.6.2. RESULTATS ET COMMENTAIRES :

Les apports totaux des années 2008, 2009 et 2010, ainsi que les apports pour notre bassin sont récapitulés dans le tableau N°25, qui donne en outre la fraction des apports durant les périodes de crues, où le débit est supérieur à $7 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tableau N°25. Apports annuels des matières en suspensions et des sels nutritifs des années 2008, 2009 et 2010.

Années d'étude	2008	2009	2010
App.Liqu. Mm^3	50	54	29
MES, tonnes	2000	4940	600
% d'apport en crue	95,3	89,5	83
P_{tot} tonnes	150	184	67,5
% d'apport en crue	85	90,5	62
$\text{NO}_3\text{-N}$, tonnes	240	120	30
% d'apport en crue	91.5	85	55.5

On peut donc constater que, pendant la saison pluvieuse, presque la majorité des apports solides est fournie par les crues.

L'étude de corrélation a montré qu'il existe une relation logarithmique du type linéaire entre les débits et les concentrations des MES et du phosphore total (Figure N°37), mais uniquement pour des débits supérieur à $7 \text{ m}^3/\text{s}$. En revanche, aucune corrélation n'est évidente entre les débits et concentrations des nitrates dans l'eau des oueds. Ceci pourrait nous permettre de faire des prédictions approximatives des concentrations des MES ou de phosphore d'après la distribution des débits au cours de la saison des pluies (Gregory et Walling 1976).

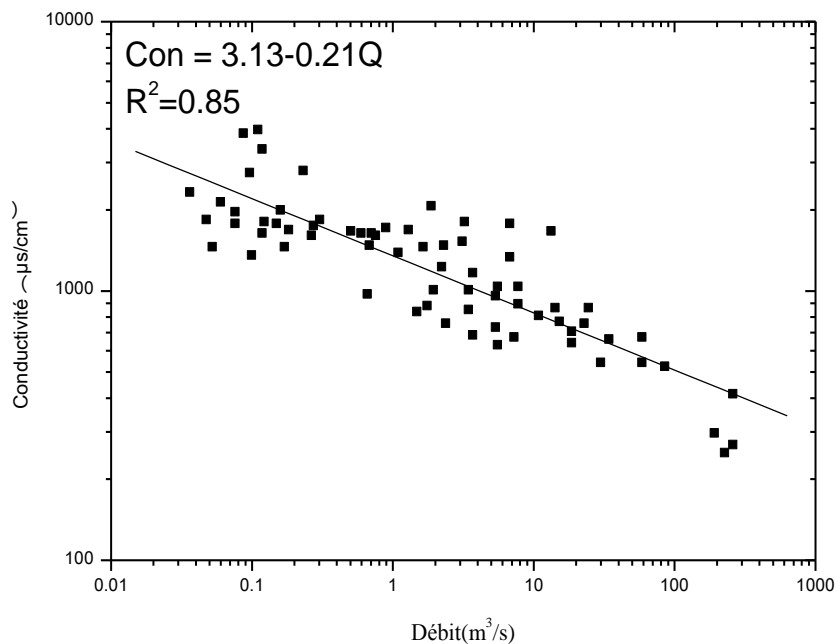


Figure N°37: Corrélation entre débits et la conductivité dans l'eau d'oued Mouillah.

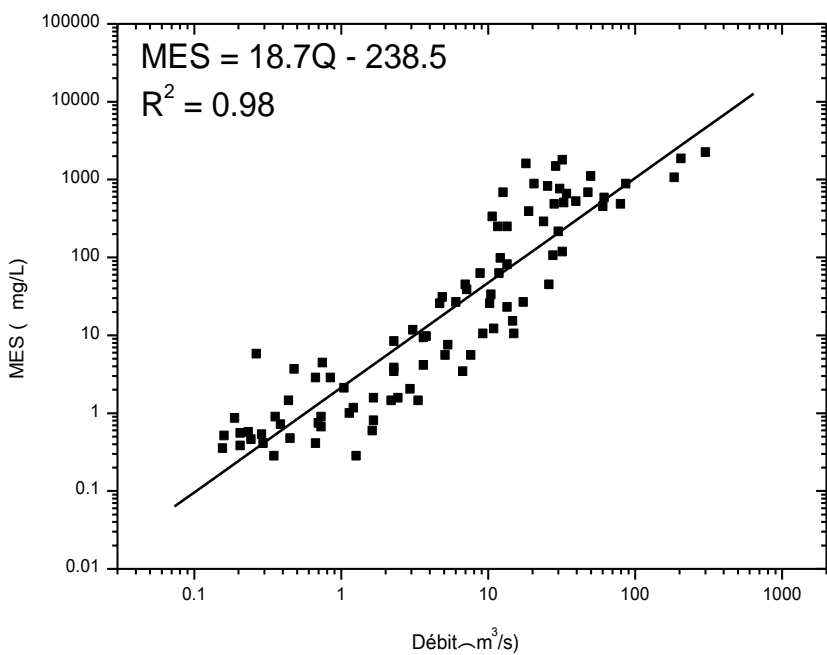


Figure N°38: Corrélation entre débits et concentrations des MES dans l'eau d'oued Mouillah.

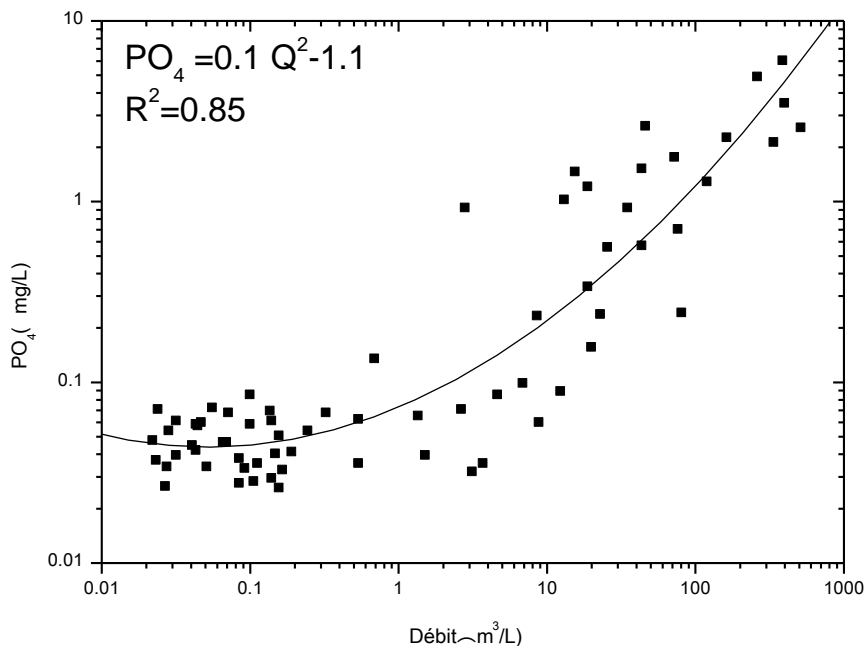


Figure N°39: Corrélation entre débits et concentrations du phosphore total dans l'eau d'oued Mouillah.

Il ressort des études effectuées que les apports d'éléments nutritifs les plus importants proviennent des zones suivantes (Figure N°40):

- Le long de la vallée d'Oued Mouillah.
- Les basses terrasses dans le nord de Maghnia

Par contre, les zones où les pertes de phosphore et d'azote sont faibles ou très faibles sont les suivantes :

- La plaine de Maghnia où on retrouve les cultures extensive irriguée.
- Nord-Est des monts des Traras et aux piémonts des monts de Tlemcen

L'analyse des échantillons de terre a, par ailleurs, montré une remarquable uniformité des concentrations de nitrate et de phosphate à travers le bassin versant de la retenue. Par conséquent, la couverture végétale est vraisemblablement le facteur le plus important pour déterminer les pertes d'éléments nutritifs des sols.

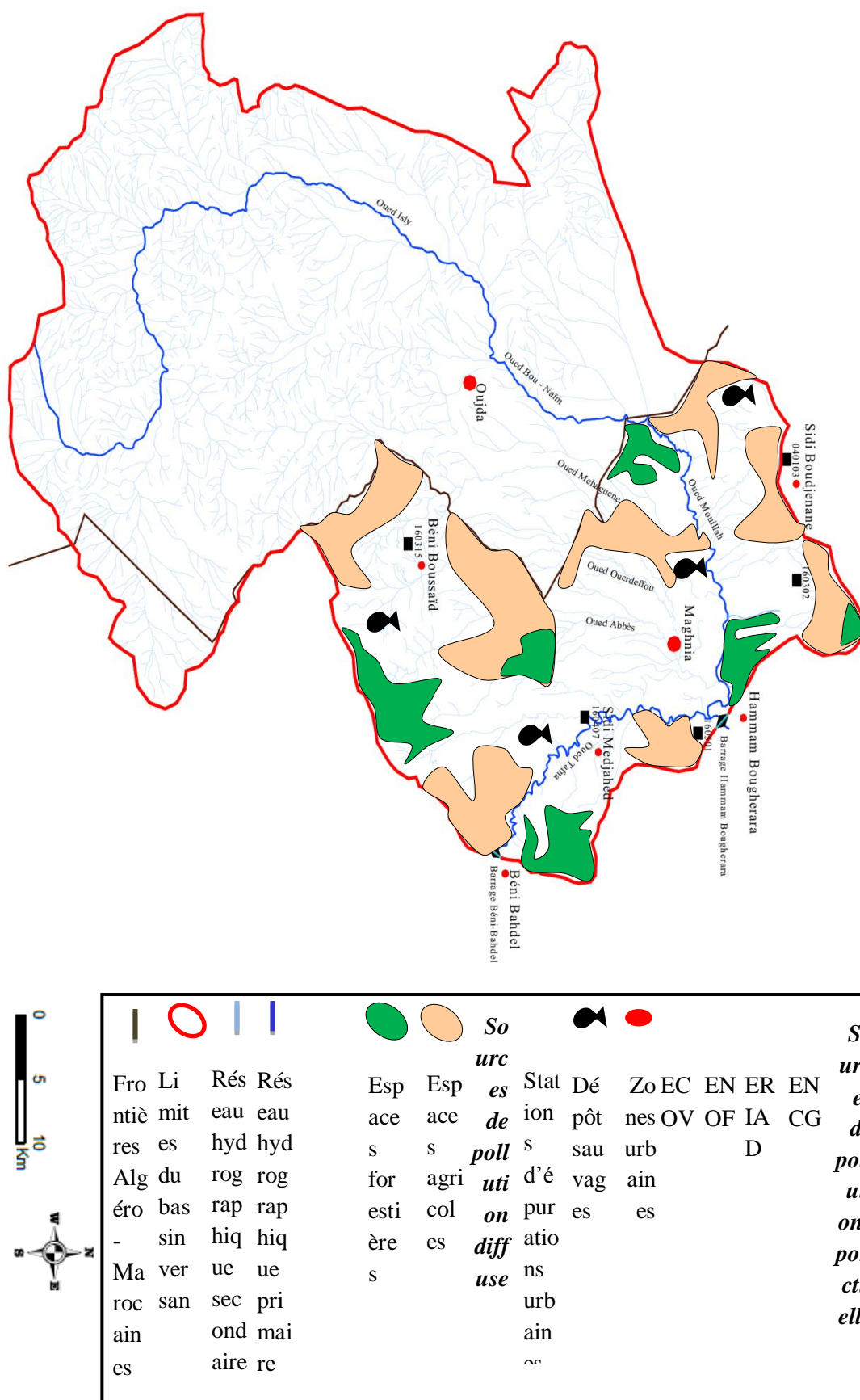


Figure N°40: Cartographie des sources de pollution ponctuelle et diffuse dans le bassin versant d'oued Mouillah.

V.6.3. CHARGES DE NUTRIMENTS PAR UNITE DE SURFACE ET PERTES DU BASSIN VERSANT :

V.6.3.1. CHARGES DE NUTRIMENTS PAR UNITE DE SURFACE :

Les apports de phosphore à la retenue ont été extrêmement élevés pendant les années considérées. Même si l'on soustrait la partie des apports ayant été immédiatement éliminés par l'évacuateur de crue au moment de la grande crue (environ 13% des apports liquides annuels), on arrive à un apport de phosphore total d'environ 400 tonnes, ce qui équivaut à une charge annuelle de phosphore dans la retenue de l'ordre de 140 g/m^2 .

Si l'on applique le modèle bien connue de Vollenweider (1976 cité Lee et al 1978) qui décrit la relation entre charge en phosphore et réponse biologique pour prévoir le degré d'eutrophisation de la retenue, on tombe pratiquement en dehors du diagramme habituel, tant la charge est élevée. Même si l'on considère qu'une partie du phosphore a été incorporée dans des particules minérales en suspension, et donc inaccessible aux algues, on arrive tout de même à un chiffre très élevé pour la charge du phosphore en solution (ortho-phosphate). Il faut signaler que la fraction d'ortho-phosphate, au moment des débits les plus élevés, varie entre 60% et 90% du phosphore total. Or, les symptômes d'eutrophisation dans la retenue (teneur en chlorophylle a) sont très loin d'atteindre les niveaux extrêmes attendus et ce d'après les diagrammes charges-réponses.

Pourquoi ce potentiel énorme de productivité n'a-t-il pas été utilisé ? Il y aurait à cela au moins deux explications possibles. Tout d'abord, la crue, drainant de grandes quantités de matières en suspension, pourrait produire ainsi une zone trophogène très restreinte à cause de la réduction importante de la pénétration de la lumière (Guard 2010). La deuxième explication part de l'hypothèse que l'orthophosphate, dès son arrivée à la retenue, serait rendu rapidement inaccessible aux algues du fait, sans doute, d'une floculation efficace au moyen de fines particules d'argile ainsi que d'une formation d'hydroxyapatite suivie d'une précipitation. Il est à souligner que les résultats d'une série d'analyses d'ortho-phosphate dans l'eau, aussi bien superficielle que celle dans l'eau du fond de la retenue, confirment cette dernière explication (Figure N°41). En effet, la très haute concentration d'ortho-phosphate dans l'eau de l'épilimnion, constatée juste après la crue et estimée à 3 mg/L , baisse rapidement en même temps qu'augmente la concentration de l'eau du fond, de sorte

que la concentration du phosphore accessible aux algues est rétablie autour de 2 à 2,5 mg/L et ce quelques semaines après la grande crue.

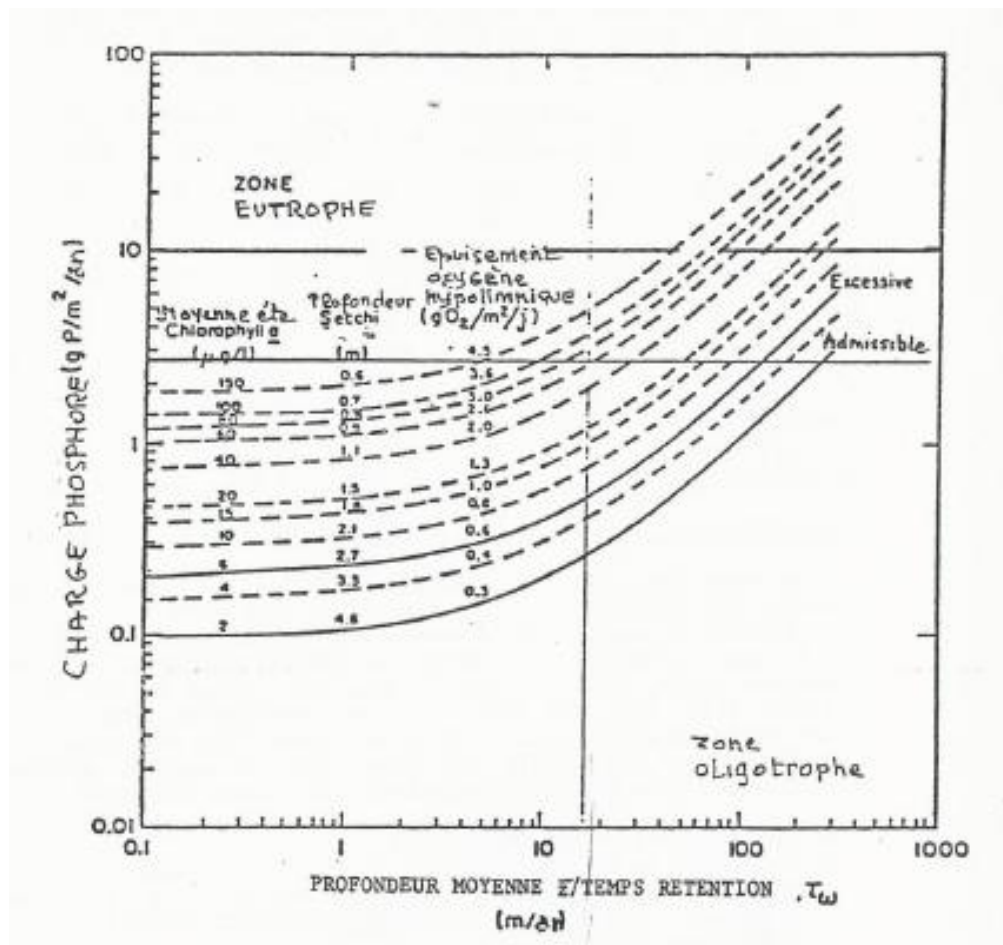


Figure N°41: Relation entre charge de phosphore et réponse biologique dans un lac. (D'après Vollenweider)

Pour l'année 2010, qui était une année moyenne en ce qui concerne les apports liquides (29 Mm³, correspondant à un débit moyen annuel de 0.92 m³/s) et sans grandes crues, la charge de phosphore total a été estimée à 10 g/m².

En introduisant la profondeur moyenne (15 m) et le temps de rétention hydraulique pour l'année (1,06 an) dans le diagramme de Vollenweider, on arrive dans la zone eutrophe ou même hypertrophe (figure N°41). Il est vraisemblablement justifié dans ce cas de remplacer la charge en termes de phosphore total par l'orthophosphate, et ensuite de refaire l'exercice. La fraction du phosphore se trouvant sous forme d'orthophosphate dans l'eau des oueds, quand des débits égaux ou supérieurs à 10 m³/s étaient mesurés était en moyenne de 25%. Donc, avec une charge de phosphore accessible de 2,5 g/m²/an, on tombe toujours dans la zone "eutrophe" du diagramme. Pourtant, les valeurs pour la chlorophylle, la

transparence de l'eau et la consommation hypolimnique d'oxygène ne sont pas celles que l'on pouvait prévoir pour une telle charge.

Par conséquent, on peut conclure qu'il sera nécessaire de développer et d'approfondir nos connaissances sur la limnologie des lacs et réservoirs en climat chaud, notamment dans les régions semi arides, afin de pouvoir incorporer les processus de ces lacs dans un modèle général décrivant la relation charge-réponse, analogue à celui de Vollenweider, qui s'est révélé si utile pour les lacs des régions tempérées.

V.6.3.2. PERTES DU BASSIN VERSANT :

En ce qui concerne les pertes d'éléments nutritifs par érosion ou lessivage des sols, on trouve les quantités spécifiques suivantes (en kg/ha/an) pour tout le bassin versant :

Tableau N°26. Pertes en éléments nutritifs du bassin versant d'Oued Mouillah Periode 2008-2010.

Année	P-Total kg/ha/an	N kg/ha/an
2008	5.3	5
2009	3.3	2.1
2010	0.8	1-1.5

On peut donc conclure que les pertes de phosphore sont plus importantes dans cette région que dans les régions tempérées (0,06 kg P/ha/an pour les terrains couverts de forêts et de 0,14 à 0,4 kg P/ha/an pour les terrains cultivés). C'est le contraire pour l'azote: dans les régions tempérées, ce n'est qu'à partir de sols recouverts de forêts que l'on rencontre des pertes de nitrate aussi basses que 1 kg N/ha/an environ. Pour les sols cultivés, il faut en général s'attendre à des pertes d'environ 10-25 kg N/ha/an.

V.7. MODELE SIMPLE DE LA CHARGE DU PHOSPHORE :

V.7.1. PRESENTATION DES MODELES:

V.7.1.1. MODELE DE VOLLENWEIDER:

Vollenweider (1975, 1976a), a développé ses modèles sur la base conceptuelle selon laquelle la concentration en phosphore dans les lacs, bien que largement déterminée par le taux des apports, est modifiée par des pertes vers les sédiments et lors de l'écoulement du lac. D'où la nouvelle formule de Vollenweider (1976a) :

$$P = \frac{\left(\frac{L_p}{q_s}\right)}{(1 + \sqrt{TS})} \quad (21)$$

Dans laquelle T_s est le temps moyen de séjour de l'eau (an) = $l/\Gamma w$.

V.7.1.2. MODELE DE L'OCDE, 1982 :

Ce modèle représente l'équation (21) après avoir été perfectionnée sur la base des résultats de l'étude internationale de l'OCDE (1982) et qui s'exprime de la manière suivante:

$$[P]_\lambda = 1,55 \left[\frac{[P]_j}{(1 + \sqrt{TS})} \right]^{0,82} \quad (22)$$

Avec : $[P]_\lambda$ = concentration annuelle moyenne en phosphore total dans le lac ($\mu\text{g/L}$) ;

$[P]_j = \frac{L_p}{q_s}$ concentration moyenne en phosphore dans les apports hydriques annuels ($\mu\text{g/L}$).

V.7.1.3. MODELE DE CANFIELD ET BACHMANN DES APPORTS DE PHOSPHORE:

Le modèle de Canfield et Bachmann (1981) a été établi à partir de données obtenues pour 433 lacs artificiels. Ce modèle permet de prédire les concentrations en phosphore dans le réservoir à partir de la charge annuelle des apports en phosphore. L'équation s'écrit :

$$P_\lambda = \frac{0.8L}{A_0 Z \left(0.0569 \left(\frac{L}{A_0 Z} \right)^{0.639} + \frac{1}{TS} \right)} \quad (23)$$

Où: A_0 : la superficie du réservoir (m^2); TS : le temps de séjour de l'eau (an) ; L : la charge annuelle en phosphore (mg/an) ; Z : la profondeur moyenne (m).

V.7.1.4. ESTIMATION DES CHARGES TOLERABLES ET DANGEREUSES DE LA CONCENTRATION EN PHOSPHORE SELON VOLLENWEIDER (1976b):

L'équation de Vollenweider (1976b) permet de déterminer si la charge en phosphore constitue un risque d'eutrophisation, étant donné que les charges «tolérables» et «dangereuses» d'un plan d'eau sont fixées à 10 et 20 $\mu\text{g P/L}$, ces charges sont représentées par les équations suivantes :

$$L_t(P) = A_0 \left(100 + \frac{10Z}{TS} \right) \quad (24)$$

$$Ld (P) = A_0 \left(100 + \frac{20Z}{TS} \right) \quad (25)$$

Où:

Lt(P) = charges tolérables ; Ld (P) = charges dangereuses ;

A₀ : la superficie du réservoir (m²);

TS : le temps moyen de séjour de l'eau dans le réservoir (an) ;

L entré. : la charge annuelle en phosphore (t/an);

Z : la profondeur moyenne du réservoir (m).

V.7.2. APPLICATION DES MODELES SUR LE BARRAGE DE HAMMAM BOUGHRARA :

Les données utilisées sont basées sur les résultats d'analyses réalisées durant la période allant de 1999 à 2007 par les services de l'ANRH, (Tableau N°27).

Tableau N°27. Récapitulatif des données (1999-2007).

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
L : apports totaux annuels en phosphore (tonnes)	6.34	33.05	14.21	6.85	21.73	32.62	35.89	43.94	31.42
Volume moyen de la réserve (hm ³)	23.33	40.55	45.32	38.16	35.12	31.49	27.24	42.01	23.33
Surface du plan d'eau (10 ⁶ m ²)	2.54	3.80	4.10	3.65	3.40	3.14	2.81	3.89	2.54
Apports annuels liquides (hm ³)	11.59	36.65	41.25	19.85	36.14	43.28	25.97	37.08	35.11
Z : profondeur moyenne du barrage (m)	10.60	14.00	15.30	13.50	12.60	12.00	11.00	14.50	18.80
Ts : Temps de séjour	2.32	1.45	1.52	2.48	1.18	0.87	1.19	1.52	2.57
qs : charge annuelle eau par unité de surface	4.57	9.64	10.07	5.44	10.63	13.79	9.23	9.53	7.33

Lp charge annuelle de P par unité de surface	2495	8688	3469	1879	6396	10396	12755	11285	6557
Côte (m NGA)	277.7	283.2	284.4	282.6	281.7	280.6	279.2	283.6	287.9

Source : ANRH & ANBT

Les résultats de l'application des équations (21), (22) et (23), obtenus à partir des données du Tableau N°27, sont regroupés dans le Tableau N°28.

Tableau N°28. Résultats de l'application des modèles de Vollenweider (1976 a), de l'OCDE (1982) et de Canfield et Bachmann (1981).

année	$Y = [P]_y$ ($\mu\text{g/L}$)	$P = \frac{\left(\frac{Lp}{qs}\right)}{(1 + \sqrt{Ts})}$ ($\mu\text{g/L}$)	$[P]_\lambda = 1,55 \left[\frac{[P]_j}{(1 + \sqrt{Ts})} \right]^{0,82}$ ($\mu\text{g/L}$)	$P_\lambda = \frac{0.8L}{A_o Z \left(0.0569 \left(\frac{L}{A_o Z} \right)^{0.639} + \frac{1}{Ts} \right)}$ ($\mu\text{g/L}$)
1999	2186.3	216.59	127.51	82.03
2000	3606.6	408.85	214.69	119.54
2001	1378.3	154.33	96.57	73.17
2002	1380.8	134.08	86.05	64.13
2003	2405.8	287.99	161.07	104.36
2004	3015.0	389.97	206.53	127.45
2005	5528.3	660.70	318.22	154.46
2006	4739.1	530.40	265.77	133.57
2007	3579.1	343.93	186.31	100.1

L'application des modèles, de Vollenweider de l'OCDE et de Canfield et Bachmann, aux différentes charges annuelles ont donné des valeurs voisines et proches les unes des autres, mais inférieures aux concentrations réelles mesurées.

La différence entre les valeurs calculées par ces modèles et les valeurs mesurées pourrait avoir plusieurs explications à savoir :

- les hypothèses des modèles supposent que le lac est un réacteur homogène, qu'il n'y a pas de différences de concentrations dans la colonne d'eau. Or, il existe des différences de concentration dans cette même colonne d'eau particulièrement au fond. Cela est dû au relargage du phosphore au niveau de l'interface eau-sédiments. Ces hypothèses deviennent donc difficilement applicables au barrage étudié.

- une des conditions d'application des deux modèles suppose des apports

constants en phosphore au cours de l'année. Les apports irréguliers observés ne vérifient pas cette hypothèse.

- cette différence de concentration élevée en phosphore serait d'origine anthropique. Les rejets urbains et industriels subissent un traitement primaire qui dégrade les matières organiques et laissent les eaux chargées en phosphore.

V.7.2.1. ADAPTATION DU MODELE DE L'OCDE D'ESTIMATION DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHORE AU BARRAGE DE HAMMAM BOUGHRARA :

Les différences de concentrations en phosphore constatées, entre les valeurs calculées et mesurées, ne peuvent pas être seulement la conséquence du caractère climatique régional (Méditerranéen), il y a lieu de rajouter l'effet de l'activité humaine. Ainsi, s'est imposée l'adaptation du modèle en question à la réalité des eaux du barrage étudié. A cet effet, nous avons fait appel à une méthode d'estimation non linéaire de Rosenbrock and Quasi Newton, résoluble par le logiciel « STATISTICA 6.1 ».

Rappelons que l'équation de l'OCDE est de la forme :

$$Y = a * X^b \quad (26)$$

Sachant que : $Y = [P]_y$; $X = \left[\frac{[P]_j}{(1 + \sqrt{TS})} \right]$

On va chercher à retrouver, de nouveau, les coefficients a et b, en se basant sur les valeurs mesurées. L'équation déduite est de la forme :

$$[P]_\lambda = 1,48 * X^{1,28} \quad (27)$$

Cette équation permet de déterminer les valeurs de la concentration, annuelle moyenne en phosphore total dans le barrage, à partir des charges totales moyennes en phosphore.

Les résultats obtenus sont représentés dans la colonne (3) du tableau N° 29.

Tableau N°29. Résultats de l'application de l'équation (27) au barrage de Hammam Boughrara.

N°	(1)	(2)	(3)
Années	$Y = [P]_y$ ($\mu\text{g/L}$)	$X = \left[\frac{[P]_j}{(1 + \sqrt{TS})} \right]$	$[P]_j = 1,48 * X^{1,28}$
1999	2186.36	216.59	1489.75
2000	3606.67	408.85	3371.86
2001	1378.33	154.33	963.58
2002	1380.83	134.08	804.14
2003	2405.83	287.99	2148.84
2004	3015.00	389.97	3172.96
2005	5528.33	660.70	6249.58
2006	4739.17	530.40	4711.90
2007	3579.17	343.93	2699.69

La majorité des points sont à l'intérieur de l'intervalle de confiance de 95% avec un coefficient de corrélation $r^2 = 0.87$, ce qui montre que le modèle s'ajuste correctement (Figure N°42).

La droite de régression, indiquant la relation des valeurs observées en fonction des valeurs théoriques calculées par l'équation (27), présente un bon ajustement linéaire puisque la majorité des points se situent à l'intérieur de l'intervalle de confiance de 95% (Figure N°43).

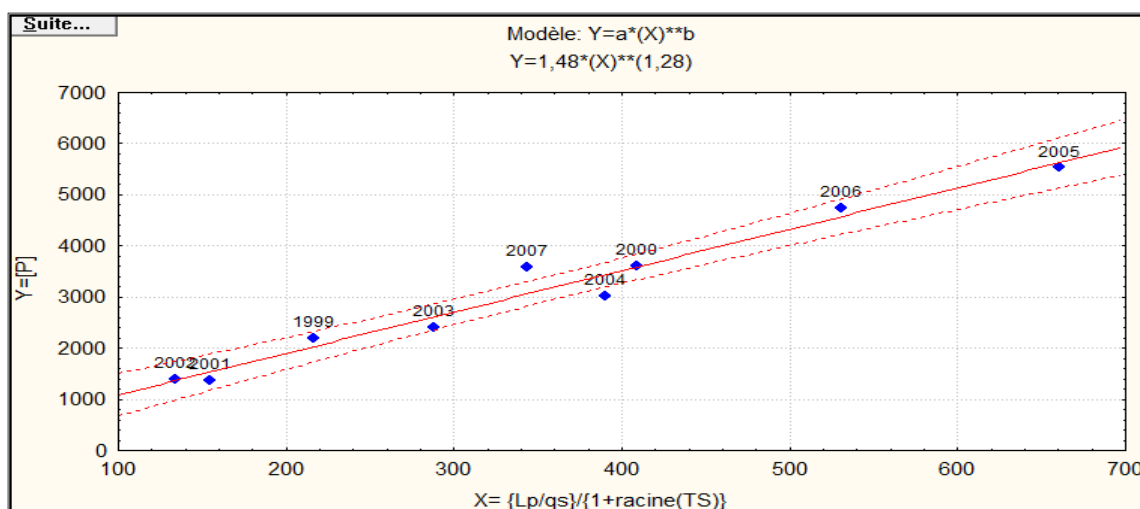


Figure N°42: Relation entre l'apport et la concentration en Phosphore [d'après l'équation (27)] au niveau du barrage Hammam Boughrara

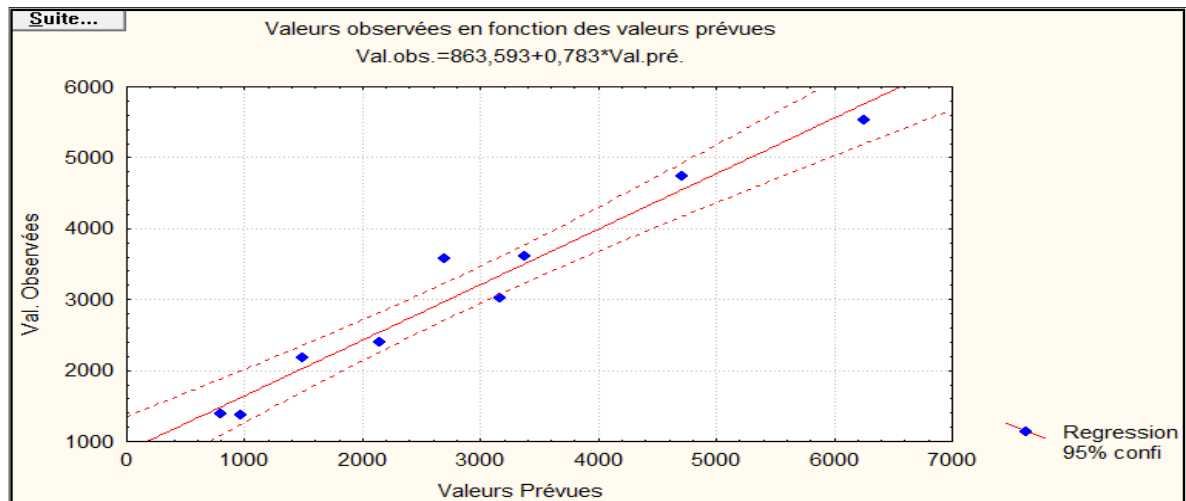


Figure N°43: Droite de régression de l'équation (27), indiquant la relation entre les valeurs observées et les valeurs prévues de la concentration moyenne du phosphore des eaux du barrage Hammam Bouhrara.

V.7.2.2. ADAPTATION DU MODELE DE CANFIELD ET BACHMANN D'ESTIMATION DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHORE AU BARRAGE DE HAMMAM BOUHRARA :

Le modèle étant présenté pour des plans d'eau situés dans des zones tempérées, nous avons essayé de retrouver une équation qui s'adapte à ceux situés en zone Méditerranéenne. Ainsi l'équation (25) prendra la forme :

$$Y = \frac{a * X}{(b * X^c + Z)} \tag{28}$$

Sachant que: $Y = [P]_y$; $X = \left(\frac{L}{A_0 Z}\right)$; $W = \frac{1}{TS}$.

On détermine les coefficients a, b, et c proposés dans l'équation (28) à partir des données de notre barrage à l'aide du logiciel « STATISTICA 6.1 ». On a appliqué la méthode d'estimation non linéaire de Rosenbrock and Quasi Newton.

Dans cette estimation, on prend les paramètres X ; Y et W comme étant observés pour obtenir l'équation(29), qui nous donne les résultats des valeurs prédites (Tableau N°30, colonne 4).

$$P_{\Delta}^{-} = \frac{4,0075 * X}{(0,0616 * X^{0,8224} + W)} \tag{29}$$

Tableau N°30. Résultats de l'application de l'équation (29) au barrage de Hammam Boughrara.

N°	(1)	(2)	(3)	(4)
An	$Y = [P]_y$ ($\mu\text{.g/L}$)	$X = \left(\frac{L}{A_0 Z} \right)$	$W = \frac{1}{TS}$	$P_{\frac{1}{2}}^- = \frac{4,0075 * X}{(0,0616 * X^{-1,8224} + W)} \quad (29)$
1999	2186.36	235.45	0.43	2193.41
2000	3606.67	620.59	0.69	3602.82
2001	1378.33	226.75	0.66	1376.23
2002	1380.83	139.21	0.40	1394.13
2003	2405.83	507.65	0.84	2420.87
2004	3015.00	866.15	1.15	3017.04
2005	5528.33	1159.3	0.84	5528.49
2006	4739.17	778.33	0.66	4723.96
2007	3579.17	348.78	0.39	3582.40

La représentation spatiale (en 3D) montre l'équation d'un plan obtenue par «STATISTICA 6.1» sur une base de trois variables (Figure N°44).

La droite de régression, représentant la relation entre les valeurs observées de la concentration moyenne du phosphore et celles prévues par ce modèle adapté au barrage Hammam Boughrara, montre un ajustement parfait de tous les points. Ces derniers se situent sur l'axe de la droite de régression et appartiennent à l'intervalle de confiance de 99% (Figure N°45).

La très bonne corrélation ainsi obtenue, montre que ce modèle serait le plus approprié aux conditions climatiques et anthropiques particulières à notre site.

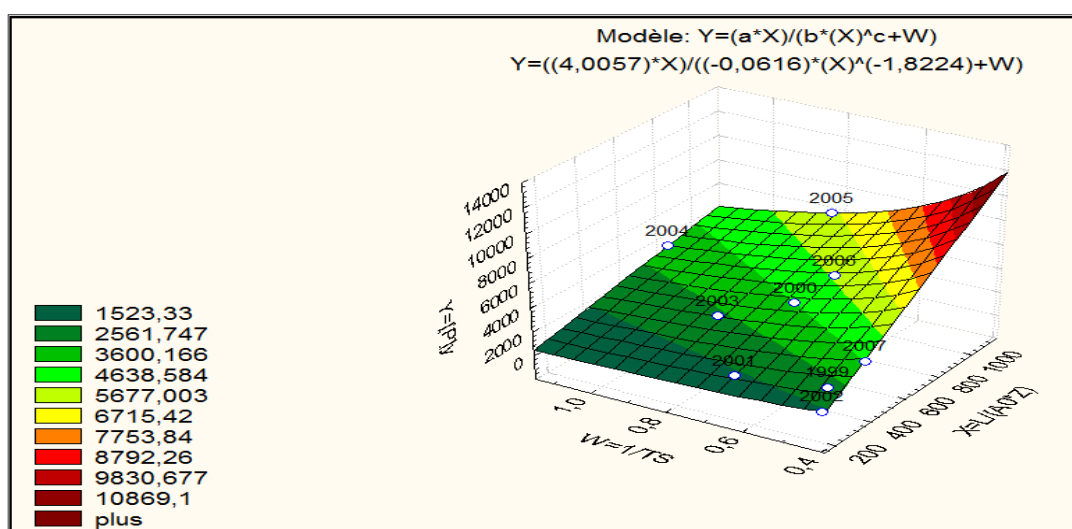


Figure N°44: Relation entre l'apport et la concentration du phosphore [d'après l'équation (29)] du barrage Hammam Boughrara

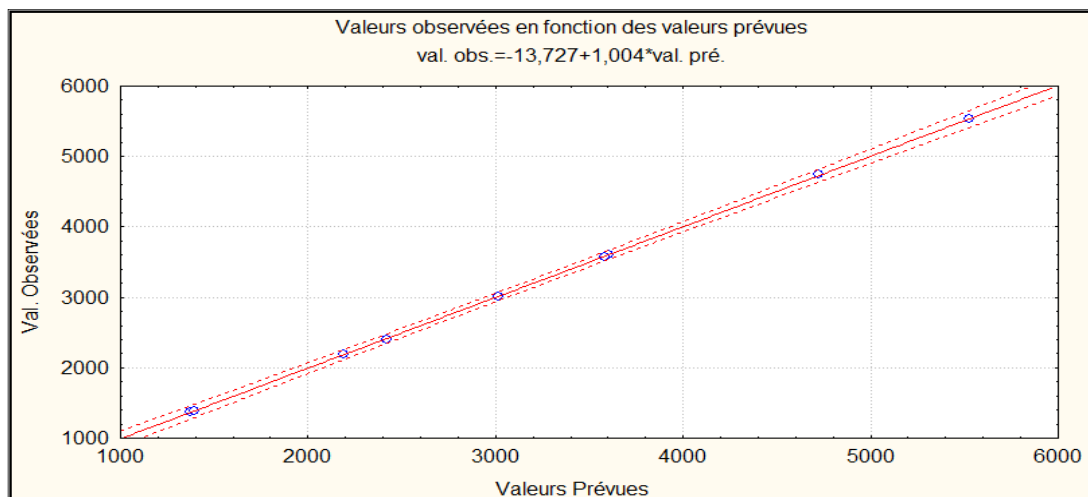


Figure N°45: Droite de régression de l'équation (29), indiquant la relation des valeurs observées en fonction des valeurs prévues de la concentration moyenne du phosphore du barrage Hammam Bouhrara (échelle linéaire)

V.7.2.3. ESTIMATION DES CHARGES TOLERABLES ET DANGEREUSES DE LA CONCENTRATION EN PHOSPHORE DANS LE BARRAGE DE HAMMAM BOUHRARA SELON VOLLENWEIDER:

Nous avons appliqué les équations N°24 et N°25 de Vollenweider (1976b) qui va permettre de déterminer les charges « tolérables » et « dangereuses » d'un plan d'eau. Il est à signaler que :

A_0 : a été déterminé à partir de la courbe 'hauteur-capacité-surface' du barrage, établie par l'ANBT avec la collaboration du bureau d'étude FUGRO GEOID SAS-LEM (laboratoire d'études maritimes), Alger.

$$TS = V/Q = \text{volume du lac (m}^3\text{)} / \text{débit à l'exutoire (m}^3\text{.an}^{-1}\text{)}$$

Les résultats de l'application de ces équations sur les eaux du barrage de Bouhrara sont représentés dans le tableau N°31.

Tableau N°31. Résultats de l'application des équations (24) et (25) au barrage de Hammam Bouhrara.

N°	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Années	Z (m)	A ₀ (m ²)	T _s (an)	Lt(P) (t/an)	Ld(P) (t/an)	L. entré (t/an)
1999	10.6	2538983	2.32	0.37	0.49	6.34
2000	14.0	3803621	1.45	0.75	1.11	33.05
2001	15.3	4097382	1.52	0.82	1.23	14.21
2002	13.5	3645454	2.48	0.56	0.76	6.85
2003	12.6	3397891	1.18	0.70	1.06	21.73
2004	12.0	3137695	0.87	0.75	1.18	32.62
2005	11.0	2813500	1.19	0.54	0.80	35.89
2006	14.5	3893022	1.52	0.76	1.13	43.94
2007	18.8	4790995	2.57	0.83	1.18	31.42

Source des paramètres Z, A₀, T_s : ANRH & ANBT

Les valeurs des charges tolérables et dangereuses calculées à l'aide de l'équation de Vollenweider (1976b) (Tableau N°31) montrent que la quantité de phosphore présente dans le barrage est 9 à 25 fois supérieure à la charge « dangereuse » fixée par cette équation. Le barrage aurait donc les caractéristiques d'un plan d'eau hyper-eutrophe.

Il est à souligner que, l'application de ces équations s'avère peu fiable, Sachant qu'elles ont été établies selon des plans d'eau situés en zones tempérées à états trophiques divers ; et que le barrage étudié (Hammam Bouhrara), se situe dans une zone à climat méditerranéen et reçoit des eaux trop chargées en éléments nutritifs d'origine urbaine et industrielle.

CONCLUSION :

Sur la base des d'estimations continues de la charge en suspension réalisées, Il ressort de ces estimations que l'action érosive est différente d'un temps à l'autre. La dégradation spécifique moyenne est de 125.1 t/km²/an, cette estimation est très proche aux celles de nombreux chercheurs tels que Abderahim et al(2010) 165 t/km²/an et Tarfous et al (2001) 126 t/km²/an. Bien que l'Oued Mouillah semble influencer par l'implantation du Barrage de Hammam Bouhrara dont la mise en eau a été faite en 1998, le bassin de Mouillah est plus en plus moins touché par ce phénomène.

Les apports sont répartis de façon très inégale pendant l'année. De ce fait, l'évaluation du temps de séjour de l'eau, compris entre 1,45 et 0,87, révèle que les grandes crues ont renouvelé les eaux du barrage à raison d'une fois et demie

pendant la courte durée de 3 mois. A l'aide de l'étude de corrélation réalisé, nous avons mis en évidence l'existence d'une relation logarithmique de type exponentiel entre: débits et concentrations de MES et entre débits et concentrations du phosphore total. Cette relation permet de faire des prédictions approximatives des concentrations de MES ou de phosphore d'après la distribution des débits au cours de la saison des pluies.

L'application des modèles de Vollenweider, de l'OCDE et de Canfield et Bachmann, aux différentes charges annuelles du phosphore, ont donné des estimations voisines mais inférieures aux concentrations réelles. Ces modèles ne peuvent donc être appliqués tels quels à notre site, d'autant plus que les conditions, climatiques (tempérées) et anthropiques, sur lesquelles ils reposent ne sont pas vérifiées dans notre cas (climat méditerranéen). De ce fait, nous avons adapté les paramètres (a), (b) et (c) des modèles : $Y = a * X^b$ (OCDE, 1982) et $Y = \frac{a * X}{(* K^c) + Z}$ (Canfield & Bachmann, 1981) à notre cas, en utilisant la méthode d'estimation non linéaire de Rosenbrock and Quasi Newton.

Les droites de régression obtenues à l'aide des équations sus citées, munies des nouveaux paramètres calculés, montrent de bons ajustements, de tous les points, aux droites de régressions avec des rapports de corrélations r^2 respectifs de 0.87 pour le premier et de 0.96 pour le second. Le modèle ainsi obtenu donne des concentrations proches des valeurs mesurées. Toutefois, il serait intéressant de le tester sur une période d'observation plus longue.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Ce travail mené sur le bassin d'Oued Mouillah, avait pour objet de cerner la caractérisation et la dynamique des polluants et les mécanismes de l'eutrophisation des eaux de ce plan d'eau, il contient deux grandes parties :

La première partie qui est basée sur des données couvrant notamment la période de janvier 2008 à décembre 2010, a été axée spécifiquement sur les mécanismes de l'eutrophisation ainsi que sur les variations spatio-temporelles des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du réservoir. Ainsi, le diagnostic de l'état actuel du barrage de Hammam Boughrara révèle des concentrations élevées de certains éléments tels que P, PO₄, NO₃, NO₂, NH₄, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻, HCO₃⁻ et SO₄²⁻, ce qui caractérise des eaux fortement minéralisées avec des conductivités comprises entre 1100 et 1800 µs/cm, donc polluées et séléniteuses. Ces eaux, riches en éléments nutritifs, comme le phosphore et avec un pH légèrement alcalin (compris entre 7,1 et 9,1) favorisent la prolifération d'organismes, tels que les Chlorophycées, les Cyanophycées et les Diatomophycées, qui représentent ensemble 93,57% de la population algale. Cette prolifération entraîne une diminution de la transparence et de l'oxygène dissous qui sont également des signes d'eutrophisation. Cette étude permettra d'adopter une meilleure approche méthodologique visant à réduire le nombre de stations et d'augmenter la fréquence d'échantillonnage, en vue d'une compréhension approfondie du fonctionnement limnologique du barrage pour garantir sa protection.

Malgré les apports de phosphore très élevés pendant les années considérées, les symptômes d'eutrophisation dans la retenue (teneur en chlorophylle a.) sont loin d'atteindre les niveaux extrêmes attendus d'après les diagrammes charges-réponses de Vollenweider. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que, dès son arrivée à la retenue, l'ortho-phosphate est rapidement rendu inaccessible aux algues du fait d'une floculation efficace au moyen de fines particules d'argile ainsi que d'une formation d'hydroxyapatite suivie d'une précipitation. Par conséquent, on peut conclure qu'il serait nécessaire de développer et d'approfondir nos connaissances sur la limnologie des lacs et réservoirs en climat tempéré, notamment dans les régions arides et semi-arides, afin de pouvoir incorporer les processus de ces lacs dans un modèle général décrivant la relation charge-réponse, analogue à celui de Vollenweider.

Dans la deuxième partie de l'étude, nous avons procédé à l'analyse détaillée des paramètres suivants:

Erosion et transport solide

Sur la base des estimations continues de la charge en suspension réalisées, Il ressort que l'action érosive est différente d'un temps à l'autre. La dégradation spécifique moyenne est de 125.1 t/km²/an, cette estimation est très proche de celles de nombreux chercheurs tels que Abderahim et al(2010) 165 t/km²/an et Tarfous et al (2001) 126 t/km²/an. Bien que l'Oued Mouillah semble être influencé par l'implantation du Barrage de Hammam Bouhrara mise en eau en 1998, le bassin de Mouillah est de plus en plus moins touché par ce phénomène.

Si on regarde la variabilité interannuelle de ce phénomène, on constate que la dégradation spécifique varie considérablement. Ainsi on passe de 5.47 à 410.16 t/km²/an. Ces taux de dégradation sont faibles par rapport à la fourchette des valeurs proposées par Walling (1984). Cet auteur estime que les dégradations spécifiques dans les bassins versants maghrébins varient entre 1000 et 5000 t/km²/an. Des valeurs plus faibles ont été estimées dans certains bassins versants. C'est le cas notamment du bassin de la Tafna, où Sogreah (1967) a estimé la dégradation spécifique à 104 t/km²/an.

La comparaison des valeurs de dégradation spécifique obtenues dans le bassin d'Oued Mouillah avec d'autres bassins révèle une très forte disparité spatiale du taux d'érosion des sols. Cette disparité résulte principalement de la différence de la lithologie, du couvert végétal, de la pente et de la taille des bassins versants (Probst et Suchet, 1992 ; Fox et Moore, 1993). A cette variabilité spatiale s'ajoute la variabilité temporelle aux échelles annuelle, saisonnière et mensuelle. A l'échelle saisonnière, c'est pendant l'automne que se produit le maximum de transport solide pour le bassin de Mouilah.

Dynamiques des polluants:

Les apports sont répartis de façon très inégale pendant l'année. De ce fait, l'évaluation du temps de séjour de l'eau, compris entre 1,45 et 0,87, révèle que les grandes crues ont renouvelé les eaux du barrage à raison d'une fois et demie pendant la courte durée de 3 mois. A l'aide de l'étude de corrélation réalisé, nous avons mis en évidence l'existence d'une relation logarithmique de type exponentiel entre: débits et concentrations de MES et entre débits et concentrations du

phosphore total. Cette relation permet de faire des prédictions approximatives des concentrations de MES ou de phosphore d'après la distribution des débits au cours de la saison des pluies.

Les résultats obtenus pourraient contribuer à fixer des objectifs précis en matière de réduction des apports en phosphore selon l'utilisation prévue des eaux et permettre une meilleure gestion de la qualité des eaux en termes de réponse trophique et ce dans le cadre d'un développement durable et d'aide à la décision. Ce travail mérite d'être complété par des travaux futurs afin de procéder à des analyses comparées avec d'autres plans d'eaux algériens.

Modélisation du cycle de phosphore

La Connaissance de l'état trophique d'un barrage ne suffit pas. Afin de le protéger, il faut pouvoir prédire, d'une part, l'évolution de son état dans le temps en fonction des variations des concentrations en phosphore et leurs impacts sur l'écosystème, d'autre part, de mieux gérer les rejets en fonction de l'usage des eaux.

A cet effet, nous avons dans un premier temps appliqué les modèles empiriques donnant le degré d'eutrophisation en fonction de la charge nutritive, à savoir les équations de Vollenweider, de l'OCDE et de Canfield et Bachmann aux différentes charges annuelles mesurées. Les résultats obtenus sont voisins, mais inférieurs aux concentrations réelles.

Suite à ces résultats, nous avons déterminé les valeurs propres à notre site des coefficients (a), (b) et (c) des équations sus citée et ce en utilisant la méthode d'estimation non linéaire de Rosenbrock and Quasi Newton. Les équations citées précédemment munies des nouveaux coefficients (a), (b) et (c) constituent nos modèles. Connaissant les charges nutritives moyennes, ces modèles nous permettent de calculer donc de prédire les concentrations en phosphore correspondantes. L'application de ces modèles aux valeurs des charges nutritives moyenne mesurées, nous a donné des valeurs de concentrations en phosphore proches des valeurs mesurées avec des rapports de corrélations r^2 respectifs de 0,87 et de 0,96 pour le phosphore. Toutefois, il serait intéressant de les tester sur une période d'observation plus longue.

L'état trophique des eaux étudiées varie d'eutrophe à hyper eutrophe selon les modèles de Vollenweider, de l'OCDE et de Canfield et Bachmann.

Tandis que le classement selon les modèles adaptés est de 100% hyper eutrophe pour le phosphore.

Ce travail constitue une contribution dans l'analyse des phénomènes hydrologiques, du transport solide et de la modélisation des bassins versants du Nord-Ouest algérien. Il apporte beaucoup d'éléments de base à une recherche de modèles hydrologiques, régissant l'écoulement superficiel et le transport solide en suspension dans ce bassin. L'adaptation des modèles hydrologiques basés sur des données récentes (1995-2010), ont permis d'une part, de quantifier les paramètres de l'écoulement et mettre en évidence l'interrelation entre eux, d'autre part de mieux comprendre le fonctionnement de notre bassin. Toutefois, nous ne prétendons pas avoir ramené tous les éléments de réponse à la complexité du problème posé

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

- Ado G., Desayes H. & Mama D.** (2000) *Etude statistique du rôle du phosphore et de l'azote NTK dans le mécanisme de l'eutrophisation des lacs de la ville de Yamoussoukro en Côte d'Ivoire.* *J. Soc. Ouest – Afr. Chim.* 010 155 – 171.
- Albergel J., Boufaroua M., et Pepin Y.** 1998. *Bilan de l'érosion sur les petits bassins versants des lacs collinaires en climat semi-aride tunisien.* *Bull. ORSTOM*, 18 : 67-75.
- Ambrose R.B., Wool T.A. & Martin J.L.** (1988) *WASP4 A hydrodynamic and water quality model: Model theory, user's manual, and programmer's guide*, USEPA, Athens, GA EPA/600/3-87-039.
- Ambrose R.B., Wool T.A. & Martin J.L.** (1993) *The water quality analysis simulation program, WASP5: model documentation* Environmental Research Laboratory, Athens, GA, vol. a, pp. 1–281, vol. b, pp. 1–81.
- Angelier, E.** (2000) *Ecologie des eaux courantes.* (Ed. Tec et Doc), 199, Paris, France.
- ANRH** (2008) *Agence Nationale des Ressources Hydriques : Bulletins mensuels de la qualité des eaux superficielles*, Oran, Algérie.
- Arrignon, J.** (1976) *Aménagements écologiques et piscicoles des eaux douces*, 2ème édition Gauthier Villars, 340, Paris, France.
- Arrignon, J.** (1982) *Aménagement écologiques et piscicoles des eaux douces*, 3ème édition Gauthier Villars, 49-125, Paris, France.

B

- Barbault, R.** (2000) *Ecologie générale : Structure et fonctionnement de la biosphère.* Ed. Masson, Paris, France.
- Barnes, R.K. & Mann, K.H.** (1980) *Fundamentals of Aquatic Ecosystems.* Blackwell Sci. Publ. Oxford, UK.
- Benkhadra, H.**, 1997. *Battance, ruissellement et érosion diffuse sur les sols limoneux cultivés- Déterminisme et transfert d'échelle de la parcelle au petit bassin versant.* Thèse de Doctorat de l'université d'Orléans (France).
- Berdalet, E. et al.** (1996) *Microbial community responses to nitrogen-and phosphorus deficient nutrient inputs: microplankton dynamics and biochemical characterization.* *J. Plankton. Res.* 18, 1627-1641.

- Blumberg A.F. & Mellor G.L.** (1987) A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. *Three-dimensional coastal ocean models*, Vol. 4, N. Heap, Ed., American Geophysical Union, , 208 pp.
- Bourouba M.**, 1997. Les variations de la turbidité et leurs relations avec les précipitations et les débits des oueds semi-arides de l'Algérie orientale. *Bull. ORSTOM*, 17, 345-360.
- Bourouba M.**, 1998. Phénomène de transport solide dans les Hauts Plateaux Orientaux. Cas de l'Oued Logmane et oued Leham dans le bassin de la Hodna. *Revue des Sciences et Technologie*, 9, 5-11.
- Bowen J. D. & Hieronymus J. W.** (2003) A CE-QUAL-W2 Model of Neuse Estuary for Total Maximum Daily Load Development. *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*. 129, 283-294.
- Brown, L. C., Barnwell, T. O.** (1987) The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: user's manual. Athens GA: EPA/600/3-87/007. United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.

C

- Canfield, D. E. & Bachmann, R. W.** (1981) Prediction of total phosphorus concentration chlorophyll a and Secchi depths in natural and artificial lakes. *Can. Jour. Fish. Aquat. Sci.* 38, 414-423.
- Canu D.M., Solidoro C. & Umgiesser G.** (2003) Modelling the responses of the Lagoon of Venice ecosystem to variations in physical forcings *Ecological Modelling*, Volume 170, Issues 2-3, 15 December 2003, 265-289.
- Carlsson, P. & Graneli, E.** (1999) Effects of N, P, S, ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea. II. Phytoplankton species composition. *Aquat. Microb. Ecol.* 18, 55-65.
- Cerco C.F. & Cole T.** (1995) User's guide to the CE-QUAL-ICM three dimensional eutrophication model, release 1.0. Technical report EL-95, US Army Corps of Engineers.
- Chadwick M. J. & Obeid M.** (1966) A comparative study of the growth of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* in water culture. *Journal of Ecology*, 54, 563-575.
- Chapman R.S., Johnson B.H. & Vemulakona, R.S.** (1996) User's guide for the sigma stretched version of CH3D-WES. Technical Report HL-96-21. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station
- Chau K.W. & Jiang Y.W.** (2001) 3D numerical model for Pear River estuary. *Journal*

of Hydraulic Engineering, ASCE 127, 72-82.

Chebbani R., Djilli K., Roose E., 1999. Étude à différentes échelles des risques d'érosion dans le bassin versant de l'Isser. *Bull. ORSTOM, Rés. Eros.*, 19, 85-95.

Chibbani R., Djilli K., Roose E., 1997. Étude à différentes échelles des risques d'érosion dans le bassin versant de l'Isser. *Bull. ORSTOM, Rés. Eros.*, 19, 85-95.

Chorus, I. & Bartram, J. (1999) Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management (Ed. by FN. Spon.), London, UK.

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

Cubillo F., Rodriguez B. & Barnwell T.O. (1992) A system for control of river water quality for the community of Madrid using QUAL2E. *Wat. Sci. Tech* 26, 1867-1873.

D

Daly Yahia-Kefi, O. (1998) Le phytoplancton de la baie de Tunis : Analyse systématique, quantitative et synécologie des diatomées et des dinoflagellés. *Doc. Univ. Tunis II, Tunisie.*

Demmak A., 1982. Contribution à l'étude de l'érosion et des transports solides en Algérie septentrionale. *Th. Docteur-Ingénieur Univ. Paris, France.*

Di Toro D.M., Fitzpatrick J.J. & Thomann R.V. (1983) Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) Documentation. Hydroscience, Inc. Westwood, NY. USEPA Contract No. 68-01- 872.

Djelita. B. 2009. Etude du phénomène de l'eutrophisation dans le barrage Hammam Boughrara. FGC-USTHB, Alger. Mémoire de magister 2009, p106.

Djelita. B., Lagha-Bouزيد S., 2014. Evaluation des variations temporelles de la qualité des eaux du barrage de hammam boughrara (w. telmcen), *Scientical, Environnement et santé, Vol.1 N° 1277, p12.*

E

Edmondson W.T. (1970) Phosphorus, nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science* 169:690-69 1.

El-Ghachtoul, Y. et al. (2005) Eutrophisation des eaux des retenues des barrages Smir et Sehli (Maroc): Causes, conséquence et consignes de gestion. *Rev. Sci. Eau*, 75-89 .

F

Feuchtmayr H., Moran R. Hatton K., Connor L., Heyes T. Moss B. Harvay I., & Atkinson D. (2009) Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and

autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. Journal of Applied Ecology, 46, 713–723.

Fqih Berrada, D. et al. (2000) *Evolution saisonnière des peuplements phytoplanctoniques dans le lac-réservoir El Kansera (Maroc), en relation avec certains paramètres abiotiques et biotiques. Hydroécol. Appl.* 2000, Tome 12 Vol. 1-2, 207-231.

G

Ghenim, A., 2001. *Contribution à l'étude des écoulements liquides et des dégradations du bassin versant de la Tafna : cas d'oued Isser, oued mouilah et de la Haute tafna. Em. Magister, Univ. Tlemcen*

Ghorbal A., Claude J., 1977. *Mesure de l'envasement dans les retenues de sept barrages en Tunisie : estimation des transports solides. Erosion and Solid Matter Transport in Inland Waters. (Proc.Paris Symp., jully 1977), I.A.H.S. Bull., n° 122, 219-232.*

H

Hadj Amor R., Quaranta G., Gueddari F., Million D. & Clauer N. (2008) *The life cycle impact assessment applied to a coastal lagoon: the case of the Slimane lagoon (Tunisia) by the study of seasonal variations of aquatic eutrophication potential. Environmental Geology* 54, 1103 – 1110.

Hamrick J.M. (1992) *A three-dimensional environmental fluid dynamics computer code: theoretical and computational aspects. The College of William and Mary, Virginia Institute of Marine Science, Special Report 317, 63 pp.*

Heusch B., et Milles-Lacroix A., 1971. *Une méthode pour estimer l'écoulement et l'érosion dans un bassin. Application au Maghreb. Mines et Géologie Rabat*, 33, 21-39.

Heush B., et Milles-Lacroix A., 1971. *Une méthode pour estimer l'écoulement et l'érosion dans un bassin. Application au Maghreb. Mines et Géologie Rabat*, 33, 21-39.

I

ILEC (1997) *Water Issue and Global Warming, international Lake Environment Committee Foundation. <http://www.ilec.or.jp/database/Gl.html>.*

L

Lahlou A., 1990. *Modèles de prédiction de la sédimentation des retenues de barrages des pays du grand Maghreb. Atelier int. UNESCO-AISH-ENIT sur l'application des modèles mathématiques à l'évaluation des modifications de la qualité des eaux. Tunis*, 312-324.

Larmie S.A.J.M., & Vanouplines P. (1989) Application of QUAL2E and QUAL2e-UNCAS models the Densu River in Ghana. *Adv. Poll. Control* 5, 133-146.

Little K.W. & Williams R.E. (1992) Least-squares calibration of QUAL2E. *Wat. Environ. Res.* 64(2), 179-185.

Bouزيد-Lagha, S. et Djelita, B., 2012. Etude du phénomène d'eutrophisation dans le Barrage de Hammam Boughrara (Wilaya de Tlemcen, Algérie). *Hydrological Sciences Journal*, 57 (1), 186–201.

M

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

Megnounif A., Bouanani A., Terfous A. et Baba Hamed K., 1999. Distributions statistiques de la pluviométrie et mise en évidence de l'influence du relief (cas des monts de Tlemcen, Nord ouest algérien). *Rev. Sci & Tech* n°12. pp. 77 - 80. 6 fig.

Mellor G. L. & Yamada T. (1982) Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems. *Rev. Geophys. Space Phys.*, 20, 851-875.

Merzouki T. 1992. Diagnostic de l'envasement des grands barrages marocains. *Rev. Marocaine du génie civil*, 38 : 46-50.

Milliman J.D., Meade R.H. 1983. World Wide delivery of river sediment to the oceans. *J. Geol.*, 91 : 1-21.

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

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

Moukhchane M., Bouhlassa S., et Bouaddi K. 1998. Quantification de l'érosion des sols du bassin versant El Hachef, par le biais du césium-137, (région de Tanger – Maroc). *Bull.*

N

Nikolaidis N.P., Karageorgis A.P., Kapsimalis V., Drakopoulou P., Skoulikidis N., Behrendt H. & Levkov Z. (2009) Management of nutrient emissions of Axios River catchment: Their effect in the coastal zone of Thermaikos Gulf, Greece. *Ecological Modelling*, Volume 220, Issue 3, 383-396

O

OCDE (OECD) (1982) Eutrophisation des eaux. *Méthodes de surveillance*,

d'évaluation et de lutte, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, 164 pp.

OCDE (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982) *Eutrophication of Waters. Monitoring assessment and Control, Final Report. OCDE, Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OCDE, Paris, France.*

Oey L.Y., Mellor G.L. & Hires R.I. (1985) *A three dimensional simulation of the Hudson-Raritan estuary: Part I. Description of the model and model simulations. J. Phys Oceanogr 15, 1676-1692.*

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

P

Parinet B., Lhote A. & Legube B. (2004) *Principal Component Analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management – Application to A tropical lake system. Ecological Modelling 178, 295 – 311.*

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

Probst J.L., 1992. *Géochimie et hydrologie de l'érosion continentale. Mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années. Sci. Géol. Bull., mémoire n° 94, 161 p.*

Probst, J.L., Amiotte Suchet P., 1992. *Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa). Hydrol. Sci. J., 37, 621- 637.*

Probst, J.L., Bazerbachi, A., 1989. *Transports en solution et en suspension par la Garonne supérieure. Sci. Géol. Bull., 39, 1, 79-98.*

R

Rais S., Abidi M. 1989. *Prévision du transport solide sur un bassin versant. Application à l'envasement d'une retenue. La Houille blanche, ¾ : 296-300.*

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

Ramade , F. (1982) *Elément d'écologie : Ecologie Appliquée. Action de l'homme sur la biosphère. Ed. MACGRAW-HILL, Paris, France.*

Ramade, F. (1994) *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Ed. Masson, Paris, France.*

Ramade, F. (2005) *Elément d'écologie : Ecologie appliquée. Action de l'homme sur la biosphère. Nouvelle Edition., Paris. France.*

- Remini, B.** 1999. *Envasement des barrages dans le Maghreb*. *Bul. Int. de l'eau et de l'Env.*, 22 : 4-8.
- Riad S., Bouanani A., Mania J., Bouchaou L., Bensalah M., et Baba hamed K.,** 2004. *Analyse fréquentielle des débits maximums instantanés de quelques bassins sud ouest méditerranéen cas des sous_ bassins de la Tafna en Algérie et de la Moulouya au Maroc*. *Coll. Int. « Technologies nouvelles et amélioration de la gestion des risques majeurs »*. 15-17 mars 2004, (Kenitra, Maroc).
- Riley, G. A.** (1946) *Factor controlling phytoplankton populations on Georges Bank*. *J. Mar. Res.*, 6, 54-73.
- Rodier, J. et al.** (2005) *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eau de mer*. 8ème édition, Dunod, Paris.France.
- Roose, E., Chibbani, R., Bourougaa, L.,** 1999.. *Ravinement en Algérie. Typologie, facteurs de contrôle, quantification et réhabilitation*. *Bull. ORSTOM, Rés. Eros.*, 19, 85-95.
- Ryding S.O. & Rast W.** (1994) *Contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs*. *Collection des Sciences de l'Environnement n°9*. Masson éditeur. Paris. 294 p.
-
- S**
-
- Sane, S.** (2006) *Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal*. *Thèse de Doctorat de 3ème Cycle*. Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal.
- Schindler D.W.** (1971) *Régimes de luminosité, de température et d'oxygène d'une sélection de lacs de la Région des lacs expérimentaux (RLE), nord-ouest de l'Ontario*. *Centre de documentation Can. J. Fish.* 28: 157-170.
- Sheng Y.P. & Lick W.J.** (1979) *The transport and resuspension of sediments in a shallow lake*. *Journal of Geophysical Research* 84:C4, 1809-1830.
- Smith V.H., Tilman G.D. & Nekola J.C.** (1999) *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems*. *Environ. Poll.* 100: 179-196.
- Snoussi M.** 1988. *Nature, estimation et comparaison des flux de matières issus de bassins versant de l'Adour (France), du Sebou et de l'Oum Er Rbia (Maroc)*. *Impact du climat sur les apports fluviatiles à l'océan*. *Mem. Ins. Geol. Bassin d'Aquitaine, n°22*, Bordeaux, France.
- SOGREAH,** 1983. *Erosion et transport solide au Maghreb*. *Analyse bibliographique*. *Rap. Proj. RAB/80/011/PNUD*.

T

- Terfous, A., Megnounif, A., Bouanani A.**, 2001. *Étude du transport solide en suspension dans l'Oued Mouilah (Nord Ouest Algérien)*. *Rev. Sci. Eau*, 14, 175-185.
- Terfous, A., Megnounif, A., Bouanani A.**, 2003. *Détermination des dégradations spécifiques dans trois bassins versants des régions méditerranéennes*. *IAHS pub. n° 278*, 366-372.
- Thornton J. A. & Nduku W. K.** (1982) *Water chemistry and nutrient budgets*. In Thornton, J. A., *lake Mcllwaine, the eutrophication and recovery of a tropical African Man – Made lake*. *Monogr. Biol.*, volume 49, p43-59.
- Tixeront, J.** 1960. *Déébit solide des cours d'eau en Algérie et en tunisie*. In *IAHS Publ.*, 53 : 26-42.
- Tymen R.** (1997) *Traitement curatifs de l'eutrophisation sur quelques retenues du bassin Loire Bretagne, Rapport de synthèse, Agence de l'eau Loire Bretagne, Université Louis Pasteur de Strasbourg (Institut de Géologie)* 56 p.

V

- Van Rijn, LC.**, 1984. *suspended load sediment, journal of hydraulic engineering*, vol 110, n°11, p.1613 – 1641.
- Vitousek P.M., Gosz J.R., Grier C.C., Melillo J.M., Reiners W.A. & Todd R.L.** (1979) *Nitrate Losses from Disturbed Ecosystems*, *Science*, 204, 469–474.
- Vollenweider, R. A.** (1968) *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. *OECD Tech. Report DAS, CSI*, 68, 27-54.
- Vollenweider, R. A.** (1975) *Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology*. *Schweiz. J. Hydrol.*, 3, 53-84.
- Vollenweider, R. A.** (1976a) *Advances in defining critical loading levels for phosphorus in eutrophication*. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33, 53-83.
- Vollenweider, R. A.** (1976b) *Rotsee, a source, not a sink for phosphorus? A comment to and a plea for nutrient balance studies*. *J. Hydrol.* 38, 29-34.
- Vollenweider, R. A.** (1982) *Aspects particuliers de l'eutrophisation des lacs-réservoirs en climat chaud. (Séminaire sur la lutte contre l'eutrophisation des lacs-réservoirs en climat chaud, Déc. 1982, Rabat, Maroc)*, *OMS-PNUD Doc. 11 ONEP MOR. 84*, 219-264.

W

- Walling. D.E.**, 1974. *Suspended sediment and solute yield from small catchment prior*

*to urbanisation in : Sediment concentration versus water discharge during single
Hydrologic events in rivers (ed. by G.P., Willams, 1989). J. Hydrol., 111: 89-106.*



ANNEXES

Tableau N°01.

Classes d'altitude(m)	Altitude moyenne partielle (km)	Aire partielle(km ²)	Produit (km ³)
1450 - 1400	1.425	1.79	2.55
1400 - 1350	1.375	1.46	2.01
1350 - 1300	1.325	17.46	23.13
1300 - 1250	1.275	21.02	26.80
1250 - 1200	1.225	34.69	42.50
1200 - 1150	1.175	24.70	29.02
1150 - 1100	1.125	21.72	24.44
1100 - 1050	1.075	179.15	192.59
1050 - 1000	1.025	181.00	185.53
1000 - 950	0.975	76.25	74.34
950 - 900	0.925	77.31	71.51
900 - 850	0.875	78.50	68.69
850 - 800	0.825	101.35	83.61
800 - 750	0.775	81.85	63.43
750 - 700	0.725	135.23	98.04
700 - 650	0.675	124.66	84.15
650 - 600	0.625	137.85	86.16
600 - 550	0.575	139.57	80.25
550 - 500	0.525	146.71	77.02
500 - 450	0.475	153.22	72.78
450 - 400	0.425	189.23	80.42
400 - 300	0.35	56.49	19.77
300 - 250	0.275	18.79	5.17
Somme	-	2000	1493.91

Altitude moyenne = 1493.91/2000 = 0.747 km (747 m)

Tableau N°02 : Répartition altimétrique du bassin versant de l'oued Mouillah

Altitude (m)	Surfaces partielles (km ²)	Surfaces cumulées (km ²)	% des surfaces partielles	% des surfaces cumulées	% des altitudes	% des altitudes cumulées
1450 - 1400	1.79	1.79	0.090	0.090	4.17	95.83
1400 - 1350	1.46	3.25	0.073	0.163	4.17	91.67
1350 - 1300	17.46	20.71	0.873	1.036	4.17	87.50
1300 - 1250	21.02	41.73	1.051	2.087	4.17	83.33
1250 - 1200	34.69	76.42	1.735	3.821	4.17	79.17
1200 - 1150	24.70	101.12	1.235	5.056	4.17	75.00
1150 - 1100	21.72	122.84	1.086	6.142	4.17	70.83
1100 - 1050	179.15	301.99	8.958	15.100	4.17	66.67
1050 - 1000	181.00	482.99	9.050	24.150	4.17	62.50
1000 - 950	76.25	559.24	3.813	27.962	4.17	58.33
950 - 900	77.31	636.55	3.866	31.828	4.17	54.17
900 - 850	78.50	715.05	3.925	35.753	4.17	50.00
850 - 800	101.35	816.40	5.068	40.820	4.17	45.83
800 - 750	81.85	898.25	4.093	44.913	4.17	41.67
750 - 700	135.23	1033.48	6.762	51.674	4.17	37.50
700 - 650	124.66	1158.14	6.233	57.907	4.17	33.33
650 - 600	137.85	1295.99	6.893	64.800	4.17	29.17
600 - 550	139.57	1435.56	6.979	71.778	4.17	25.00
550 - 500	146.71	1582.27	7.336	79.114	4.17	20.83
500 - 450	153.22	1735.49	7.661	86.775	4.17	16.67
450 - 400	189.23	1924.72	9.462	96.236	4.17	12.50
400 - 300	56.49	1981.21	2.825	99.061	8.33	4.17
300 - 250	18.79	2000.00	0.940	100.000	4.17	0.00

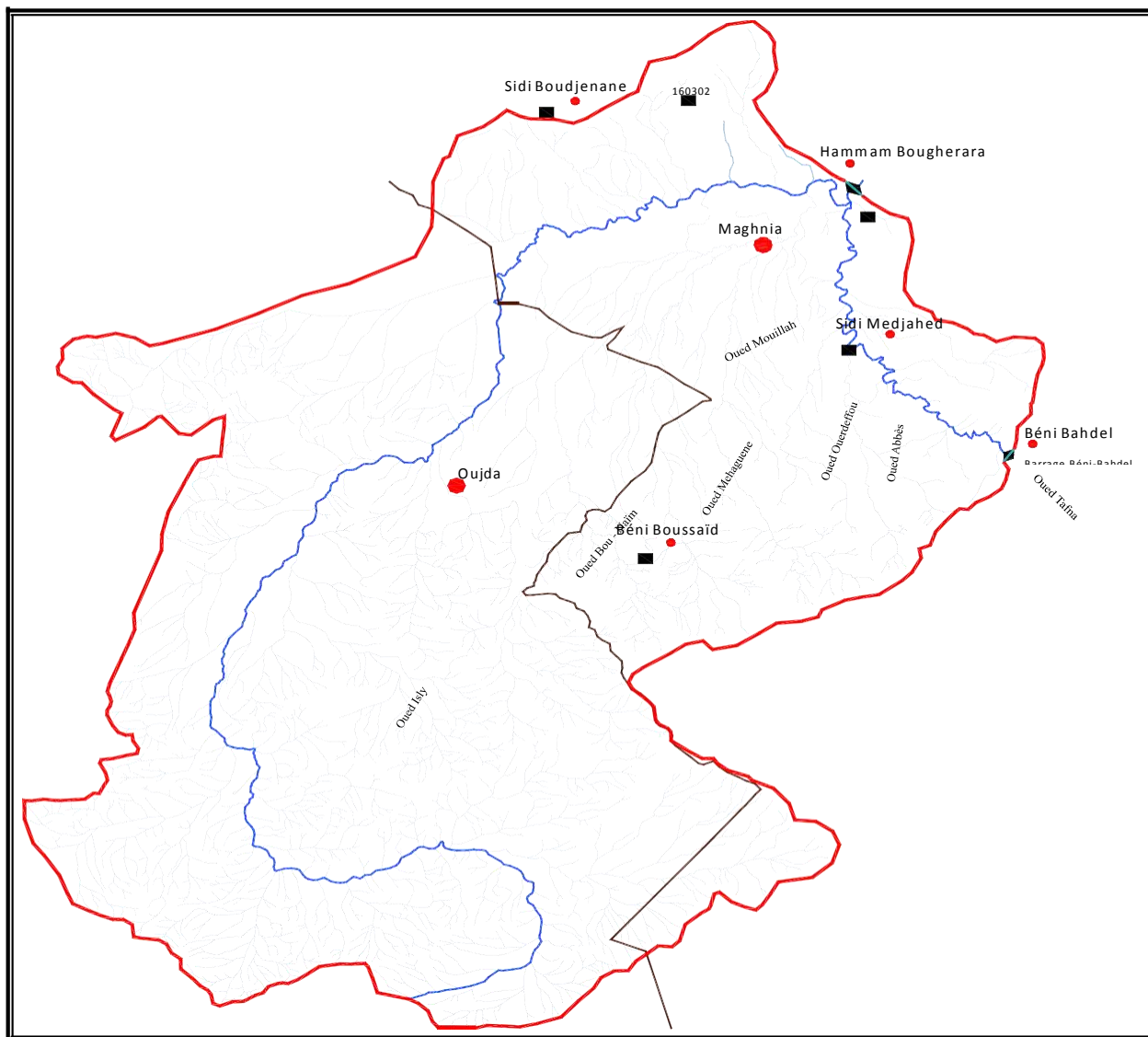


Figure N°01: Réseau Hydrographique du Bassin Versant

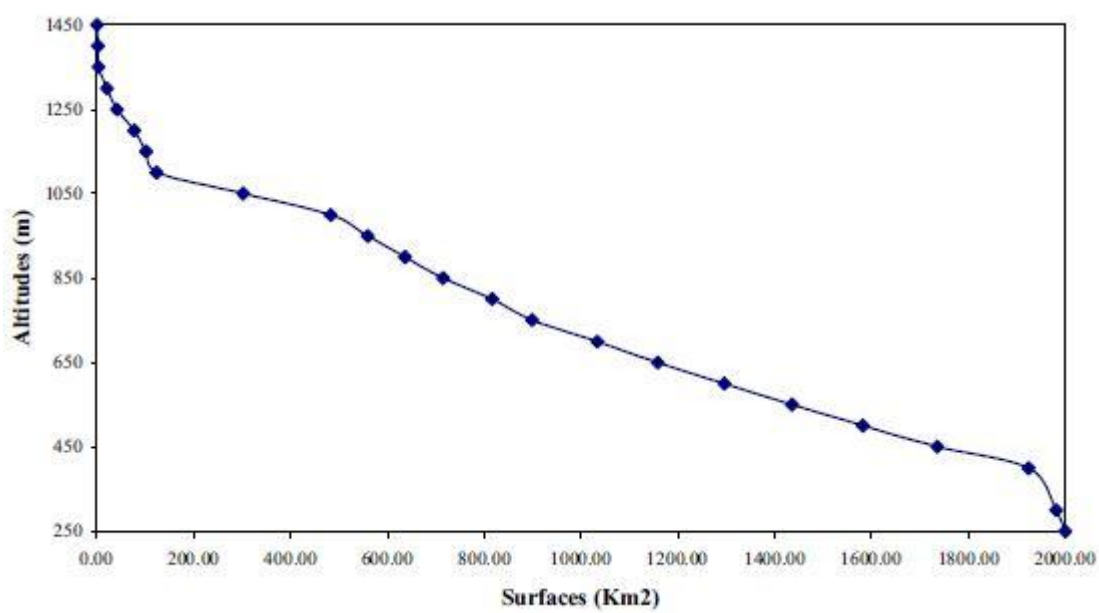
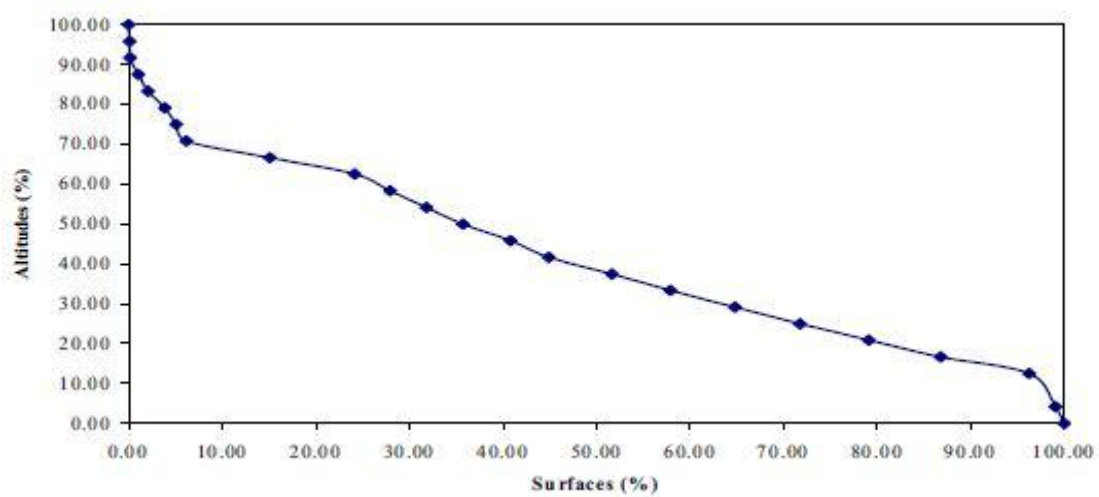


Figure N°02: Courbes Hypsométriques

Tableau N°03: Précipitations mensuelle des différentes stations du bassinversant de l'oued Mouillah (1972-2011)

STATION MAGHNIA

ANNEE	SEPT	OCT	NOV	DEC	JANV	FEV	MARS	AVRIL	MAI	JUIN	JUIL	AOUT
1972	1,0	1,0	1,0	1,0	49,5	68,1	149,3	45,8	2,5	24,3	0,0	0,0
1973	15,5	0,0	29,9	127,4	2,7	126,8	122,9	78,8	0,0	4,1	20,3	0,0
1974	12,9	30,3	12,9	0,0	7,6	61,7	41,5	188,4	30,5	7,6	0,0	2,5
1975	4,4	1,4	43,3	0,6	31,0	62,4	10,3	108,3	52,9	5,6	3,0	27,0
1976	9,5	39,9	9,3	59,8	74,6	28,4	32,3	25,2	49,8	3,6	4,3	0,0
1977	0,0	23,5	78,9	2,4	34,6	6,6	23,8	66,1	29,5	0,0	0,0	0,0
1978	0,0	38,4	14,5	12,0	16,7	94,5	21,7	14,2	10,3	2,0	3,9	2,0
1979	17,6	129,5	48,7	24,0	8,2	69,0	88,8	34,4	14,6	0,0	0,0	0,0
1980	24,3	24,8	30,0	143,2	19,1	49,1	28,6	42,1	0,0	59,7	1,5	2,4
1981	2,0	0,0	0,0	17,9	16,3	21,9	8,5	48,3	37,3	0,0	2,2	10,3
1982	0,8	17,6	42,5	22,4	0,0	7,7	23,5	6,7	19,7	0,0	4,0	0,0
1983	3,0	0,0	13,8	40,1	19,0	24,4	19,5	12,6	106,4	1,7	0,0	0,0
1984	9,4	2,6	30,0	13,7	29,3	12,2	29,0	18,6	61,4	0,0	0,0	0,0
1985	3,0	1,1	37,5	28,2	64,7	41,7	34,3	31,9	0,4	5,6	0,0	4,5
1986	1,6	49,0	167,9	24,3	29,6	63,0	8,1	3,7	13,5	0,1	7,3	1,4
1987	15,3	16,1	23,1	31,3	6,5	24,6	2,8	16,7	35,5	5,1	2,3	0,0
1988	6,8	9,5	47,5	7,1	25,5	27,9	93,7	15,0	16,6	4,8	1,3	2,6
1989	7,9	7,7	22,2	27,0	59,2	0,0	28,6	71,4	27,4	4,2	4,0	4,0
1990	39,5	11,1	34,8	47,5	17,3	64,1	104,6	7,3	7,5	1,2	0,0	1,1
1991	44,6	21,4	10,0	19,0	5,4	7,9	71,5	89,0	66,8	37,8	15,2	0,0
1992	0,0	11,0	16,8	23,8	4,9	56,4	23,5	66,8	40,6	0,1	0,0	1,3
1993	24,0	13,7	58,1	7,4	52,9	58,6	5,1	18,5	24,5	0,4	1,3	1,1
1994	13,4	18,6	19,7	9,2	7,6	63,3	100,7	10,2	1,9	3,4	0,0	0,0
1995	8,2	16,4	1,3	34,4	53,9	80,6	34,5	28,2	37,2	10,5	-1,0	-1,0
1996	26,2	8,5	0,7	28,4	42,8	1,0	3,9	55,0	13,4	0,0	1,1	27,0
1997	60,6	17,3	34,5	53,4	29,5	42,0	21,8	16,0	40,6	1,1	0,8	0,4
1998	6,8	2,6	41,3	12,1	60,9	33,3	62,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1999	2,4	36,1	25,4	272,7	32,0	78,8	42,8	25,0	8,1	29,9	0,0	3,7
2000	13,8	2,0	0,0	27,3	14,6	48,8	8,4	47,9	34,2	11,1	0,0	5,5
2001	6,2	43,4	68,2	36,1	0,0	15,5	21,5	11,8	7,8	0,0	0,0	0,0
2002	0,0	0,0	13,2	59,1	26,7	68,2	40,3	19,4	72,5	3,4	0,7	0,0
2003	12,4	2,1	77,4	28,2	38,3	8,8	52,8	22,7	53,9	0,0	0,0	0,0
2004	23,8	1,9	76,1	58,3	108,9	62,5	86,7	32,0	5,8	0,0	0,0	8,2
2005	11,6	23,4	99,5	39,1	61,8	159,3	2,5	5,2	14,1	0,0	17,0	1,4
2006	26,5	39,5	60,7	49,7	30,3	37,1	3,5	24,2	17,7	6,4	0,0	0,0
2007	3,0	14,3	41,3	9,5	13,1	29,6	185,8	18,0	15,9	9,2	6,0	9,1
2008	0,2	0,0	34,2	47,4	25,2	57,8	19,6	50,1	20,8	37,1	8,1	0,0
2009	3,0	119,2	35,0	51,5	67,9	2,6	45,9	38,6	5,9	0,5	0,0	0,0
2010	0,0	14,6	13,5	30,5	37,4	3,6	60,6	76,0	104,8	13,8	0,0	0,2
2011	1,0	3,6	87,1	20,6	39,4	31,2	42,3	21,4	39,5	16,7	0,0	0,9

STATION BENI BAHDEL												
ANNEE	SEPT	OCT	NOV	DEC	JANV	FEV	MARS	AVRIL	MAI	JUIN	JUIL	AOUT
1967	12,2	31,9	76,6	163,5	27,5	34,0	162,5	59,3	161,6	4,9	4,7	18,2
1968	2,5	0,0	56,0	97,5	60,2	107,9	39,2	50,6	24,6	49,1	8,3	0,0
1969	6,0	148,0	31,7	103,2	74,7	0,5	72,3	59,6	11,8	0,0	0,0	0,0
1970	0,0	12,5	9,3	33,6	108,5	6,0	93,1	90,7	172,9	3,0	16,6	0,0
1971	20,7	0,0	144,8	62,9	81,7	83,3	110,5	22,2	66,9	6,8	0,0	0,0
1972	21,2	58,3	23,7	38,6	68,0	153,4	240,4	56,9	0,0	1,1	0,0	0,0
1973	14,3	0,0	20,3	178,1	2,7	214,3	209,7	65,9	0,0	9,8	14,0	0,0
1974	19,8	36,2	34,2	0,0	11,8	137,3	125,8	223,3	44,1	2,2	1,1	34,0
1975	1,0	5,1	71,9	7,8	53,4	70,7	27,0	91,1	36,5	3,5	6,2	13,5
1976	13,9	44,1	18,8	85,0	108,2	35,2	20,2	19,7	77,7	9,0	6,2	0,0
1977	0,0	21,9	112,2	33,8	114,1	17,8	46,6	57,5	29,6	2,4	0,0	0,0
1978	0,0	42,1	40,8	7,2	31,1	123,6	24,5	19,2	9,0	0,0	2,9	0,7
1979	17,2	95,6	65,8	50,8	3,5	98,4	123,0	32,7	29,2	0,0	0,0	0,0
1980	2,4	36,1	25,4	272,7	32,0	78,8	42,8	25,0	8,1	29,9	0,0	3,7
1981	13,8	2,0	0,0	27,3	14,6	48,8	8,4	47,9	34,2	11,1	0,0	5,5
1982	6,2	43,4	68,2	36,1	0,0	15,5	21,5	11,8	7,8	0,0	0,0	0,0
1983	0,0	0,0	13,2	59,1	26,7	68,2	40,3	19,4	72,5	3,4	0,7	0,0
1984	12,4	2,1	77,4	28,2	38,3	8,8	52,8	22,7	53,9	0,0	0,0	0,0
1985	23,8	1,9	76,1	58,3	108,9	62,5	86,7	32,0	5,8	0,0	0,0	8,2
1986	11,6	23,4	99,5	39,1	61,8	159,3	2,5	5,2	14,1	0,0	17,0	1,4
1987	26,5	39,5	60,7	49,7	30,3	37,1	3,5	24,2	17,7	6,4	0,0	0,0
1988	3,0	14,3	41,3	9,5	13,1	29,6	185,8	18,0	15,9	9,2	6,0	9,1
1989	4,2	3,9	32,9	31,1	144,8	1,2	25,5	62,2	32,0	9,2	3,7	1,0
1990	30,1	13,9	42,3	106,0	26,9	108,3	171,5	4,2	8,4	3,4	0,0	0,7
1991	10,0	48,5	24,9	15,9	15,5	11,5	153,9	76,9	134,2	14,1	15,6	6,4
1992	3,3	10,2	39,4	30,3	1,4	54,3	16,4	75,0	107,1	4,0	0,0	3,5
1993	21,3	5,1	56,0	25,0	91,6	67,6	9,1	23,5	22,8	0,8	17,5	1,5
1994	34,4	28,0	39,6	14,4	14,0	44,3	235,2	41,5	11,9	5,0	0,0	3,2
1995	19,8	19,5	8,0	49,1	107,4	93,9	70,7	61,6	34,9	96,0	0,0	0,0
1996	27,0	19,8	4,6	45,6	108,3	1,0	6,2	74,9	15,9	1,6	0,4	36,2
1997	61,3	12,4	77,3	97,4	42,5	50,7	39,4	21,1	69,2	0,0	0,0	3,0
1998	15,3	1,6	34,7	15,6	125,2	58,4	83,3	0,2	0,8	0,0	0,0	0,0
1999	4,2	3,9	32,9	31,1	144,8	1,2	25,5	62,2	32,0	9,2	3,7	1,0
2000	30,1	13,9	42,3	106,0	26,9	108,3	171,5	4,2	8,4	3,4	0,0	0,7
2001	10,0	48,5	24,9	15,9	15,5	11,5	153,9	76,9	134,2	14,1	15,6	6,4
2002	3,3	10,2	39,4	30,3	1,4	54,3	16,4	75,0	107,1	4,0	0,0	3,5
2003	17,1	28,4	32,0	28,4	44,9	78,2	120,4	46,3	0,2	24,0	0,0	0,0
2004	18,4	0,0	21,6	139,6	0,0	151,1	130,2	63,4	0,8	4,9	14,8	0,0
2005	13,5	20,9	3,1	0,0	4,0	109,5	52,4	183,1	31,1	0,0	0,0	0,0
2006	2,1	0,8	51,4	0,5	40,0	65,8	12,0	96,4	37,8	0,2	0,0	25,5
2007	21,3	55,9	7,3	54,6	70,3	20,8	29,2	13,6	34,9	0,0	0,0	0,0
2008	0,8	25,5	67,6	4,4	36,5	5,5	33,2	56,5	20,2	0,0	0,0	0,0
2008	2,2	38,5	15,2	11,2	17,6	85,6	19,7	12,9	7,3	6,5	5,6	0,0
2009	2,0	139,0	26,0	31,0	9,5	57,1	82,1	31,2	10,4	0,0	0,0	0,0
2010	4,2	19,6	30,1	135,6	24,3	61,3	24,5	49,0	0,0	65,0	0,0	2,0
2011	0,0	0,0	0,0	16,0	4,0	23,1	9,7	45,0	32,5	0,0	0,0	12,0

STATION BENI OUASSINE												
ANNEE	SEPT	OCT	NOV	DEC	JANV	FEV	MARS	AVRIL	MAI	JUIN	JUIL	AOUT
1967	1,2	24,4	58,4	76,8	15,3	26,5	61,8	14,7	124,6	0,0	1,2	3,7
1968	0,2	0,0	34,2	47,4	25,2	57,8	19,6	50,1	20,8	37,1	8,1	0,0
1969	3,0	119,2	35,0	51,5	67,9	2,6	45,9	38,6	5,9	0,5	0,0	0,0
1970	0,0	14,6	13,5	30,5	37,4	3,6	60,6	76,0	104,8	13,8	0,0	0,2
1971	1,0	3,6	87,1	20,6	39,4	31,2	42,3	21,4	39,5	16,7	0,0	0,9
1972	17,1	28,4	32,0	28,4	44,9	78,2	120,4	46,3	0,2	24,0	0,0	0,0
1973	18,4	0,0	21,6	139,6	0,0	151,1	130,2	63,4	0,8	4,9	14,8	0,0
1974	13,5	20,9	3,1	0,0	4,0	109,5	52,4	183,1	31,1	0,0	0,0	0,0
1975	2,1	0,8	51,4	0,5	40,0	65,8	12,0	96,4	37,8	0,2	0,0	25,5
1976	21,3	55,9	7,3	54,6	70,3	20,8	29,2	13,6	34,9	0,0	0,0	0,0
1977	0,8	25,5	67,6	4,4	36,5	5,5	33,2	56,5	20,2	0,0	0,0	0,0
1978	2,2	38,5	15,2	11,2	17,6	85,6	19,7	12,9	7,3	6,5	5,6	0,0
1979	2,0	139,0	26,0	31,0	9,5	57,1	82,1	31,2	10,4	0,0	0,0	0,0
1980	4,2	19,6	30,1	135,6	24,3	61,3	24,5	49,0	0,0	65,0	0,0	2,0
1981	0,0	0,0	0,0	16,0	4,0	23,1	9,7	45,0	32,5	0,0	0,0	12,0
1982	0,0	17,9	40,2	13,4	0,0	6,9	20,1	4,5	18,4	0,0	0,0	0,0
1983	0,0	0,0	13,5	45,3	17,8	21,5	16,5	8,5	77,6	0,0	0,0	0,0
1984	10,2	1,0	33,2	26,1	34,4	14,4	26,3	18,5	42,6	0,0	0,0	0,0
1985	1,0	0,0	38,0	23,0	69,7	52,1	29,1	29,8	0,0	0,0	0,0	0,0
1986	2,0	34,8	131,9	24,9	33,4	47,3	7,3	0,0	10,6	0,0	3,4	0,0
1987	11,8	25,0	16,3	21,2	4,7	21,8	0,0	18,4	34,7	0,0	0,0	0,0
1988	0,4	9,0	41,0	6,0	31,4	23,9	99,0	25,3	12,5	4,3	0,0	6,0
1989	23,7	6,2	23,4	23,7	61,0	0,0	39,6	48,5	14,9	4,1	3,8	2,1
1990	26,0	6,5	32,1	46,7	13,5	62,7	93,6	7,0	10,0	0,0	0,0	0,0
1991	13,7	23,6	11,2	15,9	3,5	13,9	104,2	69,6	61,9	39,9	5,5	0,0
1992	0,0	9,5	28,9	21,0	3,0	45,7	24,5	59,8	41,2	0,0	0,1	1,5
1993	10,7	11,7	46,8	9,2	50,8	59,5	4,0	13,7	25,0	0,0	3,2	2,8
1994	10,2	15,7	12,2	9,4	8,1	51,5	94,2	9,4	0,8	2,2	0,1	1,6
1995	4,8	16,5	0,4	37,1	52,7	36,4	23,8	10,7	8,7	8,2	-1,0	-1,0
1996	18,0	14,7	0,0	20,6	26,0	0,0	2,2	37,2	9,7	0,0	1,2	9,4
1997	57,7	25,7	20,0	38,8	12,5	12,5	20,1	12,8	16,3	0,0	0,2	0,4
1998	1,5	1,2	32,0	12,2	35,8	31,0	35,5	0,0	0,0	0,8	0,2	0,0
1999	1,0	3,6	87,1	20,6	39,4	31,2	42,3	21,4	39,5	16,7	0,0	0,9
2000	17,1	28,4	32,0	28,4	44,9	78,2	120,4	46,3	0,2	24,0	0,0	0,0
2001	18,4	0,0	21,6	139,6	0,0	151,1	130,2	63,4	0,8	4,9	14,8	0,0
2002	13,5	20,9	3,1	0,0	4,0	109,5	52,4	183,1	31,1	0,0	0,0	0,0
2003	2,1	0,8	51,4	0,5	40,0	65,8	12,0	96,4	37,8	0,2	0,0	25,5
2004	21,3	55,9	7,3	54,6	70,3	20,8	29,2	13,6	34,9	0,0	0,0	0,0
2005	0,8	25,5	67,6	4,4	36,5	5,5	33,2	56,5	20,2	0,0	0,0	0,0
2006	2,2	38,5	15,2	11,2	17,6	85,6	19,7	12,9	7,3	6,5	5,6	0,0
2007	2,0	139,0	26,0	31,0	9,5	57,1	82,1	31,2	10,4	0,0	0,0	0,0
2008	4,2	19,6	30,1	135,6	24,3	61,3	24,5	49,0	0,0	65,0	0,0	2,0
2009	0,0	0,0	0,0	16,0	4,0	23,1	9,7	45,0	32,5	0,0	0,0	12,0
2010	0,0	17,9	40,2	13,4	0,0	6,9	20,1	4,5	18,4	0,0	0,0	0,0
2011	0,8	25,5	67,6	4,4	36,5	5,5	33,2	56,5	20,2	0,0	0,0	0,0

ANNE	STATION SIDI MEDJAHED											
	SEPT	OCT	NOV	DEC	JANV	FEV	MARS	AVRIL	MAI	JUIN	JUIL	AOUT
1967	13,5	11,8	21,2	14,8	13,7	74,8	159,9	14,9	0,0	0,0	0,0	1,5
1968	7,0	0,0	16,0	19,8	53,9	1,5	13,0	38,4	15,2	3,8	4,5	0,0
1969	38,6	7,6	29,3	39,2	9,8	63,8	123,2	3,4	14,7	0,0	0,0	0,0
1970	11,2	41,7	10,6	20,8	13,0	8,0	97,8	41,3	31,2	24,5	0,0	0,0
1971	0,0	8,8	18,4	13,2	2,1	66,1	22,0	50,5	53,6	1,5	0,0	0,5
1972	11,5	10,9	53,4	11,3	58,2	54,7	9,2	17,0	28,2	0,0	2,3	4,4
1973	13,5	11,8	21,2	14,8	13,7	74,8	159,9	14,9	0,0	0,0	0,0	1,5
1974	2,6	36,8	16,3	196,6	31,1	43,0	29,6	33,8	4,1	71,4	0,0	0,0
1975	4,7	1,7	46,5	0,3	31,7	80,9	19,4	100,8	79,0	2,3	6,9	16,1
1976	13,2	50,5	3,4	50,6	73,1	31,1	27,8	25,6	35,4	5,3	8,3	3,5
1977	0,0	6,0	52,1	14,3	35,0	2,3	25,1	52,4	13,9	0,0	0,0	0,0
1978	0,0	34,0	17,7	7,7	22,5	122,9	2,9	6,3	11,6	3,1	0,0	2,1
1979	17,2	75,1	31,0	48,0	0,0	70,0	70,7	23,3	10,8	0,0	0,0	0,0
1980	2,6	36,8	16,3	196,6	31,1	43,0	29,6	33,8	4,1	71,4	0,0	0,0
1981	0,0	0,0	0,0	21,8	18,6	42,3	13,3	75,1	48,1	0,0	1,1	5,6
1982	2,0	36,4	40,3	21,6	0,0	12,9	9,6	2,3	7,9	0,0	0,0	0,0
1983	1,0	0,0	15,6	68,1	28,0	27,1	25,4	6,5	75,5	1,0	0,0	0,0
1984	5,3	0,0	43,0	16,1	32,8	9,5	15,1	9,8	34,0	0,0	0,0	0,0
1985	19,7	0,0	45,2	21,1	78,9	41,2	32,6	11,3	2,1	1,1	0,0	0,8
1986	3,5	29,7	136,8	27,1	20,4	64,5	8,6	2,6	10,4	0,0	4,3	2,1
1987	6,7	55,1	21,8	36,5	12,5	34,0	4,2	24,8	33,4	9,0	0,0	0,0
1988	2,2	9,7	18,0	5,2	22,1	22,2	61,3	11,8	21,0	3,8	0,0	0,0
1989	7,0	0,0	16,0	19,8	53,9	1,5	13,0	38,4	15,2	3,8	4,5	0,0
1990	38,6	7,6	29,3	39,2	9,8	63,8	123,2	3,4	14,7	0,0	0,0	0,0
1991	11,2	41,7	10,6	20,8	13,0	8,0	97,8	41,3	31,2	24,5	0,0	0,0
1992	0,0	8,8	18,4	13,2	2,1	66,1	22,0	50,5	53,6	1,5	0,0	0,5
1993	11,5	10,9	53,4	11,3	58,2	54,7	9,2	17,0	28,2	0,0	2,3	4,4
1994	13,5	11,8	21,2	14,8	13,7	74,8	159,9	14,9	0,0	0,0	0,0	1,5
1995	15,9	23,0	6,8	37,1	68,3	62,4	78,0	41,1	34,6	74,6	-1,0	-1,0
1996	28,7	9,8	0,0	39,3	56,4	0,0	16,0	81,6	13,6	1,1	0,0	13,7
1997	69,5	20,0	28,0	52,3	23,6	28,7	13,7	21,2	41,9	0,0	0,0	1,9
1998	9,6	1,2	34,6	11,2	83,6	54,0	82,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
1999	0,0	0,0	0,0	21,8	18,6	42,3	13,3	75,1	48,1	0,0	1,1	5,6
2000	2,0	36,4	40,3	21,6	0,0	12,9	9,6	2,3	7,9	0,0	0,0	0,0
2001	1,0	0,0	15,6	68,1	28,0	27,1	25,4	6,5	75,5	1,0	0,0	0,0
2002	5,3	0,0	43,0	16,1	32,8	9,5	15,1	9,8	34,0	0,0	0,0	0,0
2003	19,7	0,0	45,2	21,1	78,9	41,2	32,6	11,3	2,1	1,1	0,0	0,8
2004	3,5	29,7	136,8	27,1	20,4	64,5	8,6	2,6	10,4	0,0	4,3	2,1
2005	6,7	55,1	21,8	36,5	12,5	34,0	4,2	24,8	33,4	9,0	0,0	0,0
2006	2,2	9,7	18,0	5,2	22,1	22,2	61,3	11,8	21,0	3,8	0,0	0,0

STATION HAMMAM BOUHRARA

ANNE	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUI	JUIL	AUTT	SEP
1975	1,0	5,1	71,9	7,8	53,4	70,7	27,0	91,1	36,5	3,5	6,2	13,5
1976	13,9	44,1	18,8	85,0	108,2	35,2	20,2	19,7	77,7	9,0	6,2	0,0
1977	0,0	21,9	112,2	33,8	114,1	17,8	46,6	57,5	29,6	2,4	0,0	0,0
1978	0,0	42,1	40,8	7,2	31,1	123,6	24,5	19,2	9,0	0,0	2,9	0,7
1979	17,2	95,6	65,8	50,8	3,5	98,4	123,0	32,7	29,2	0,0	0,0	0,0
1980	2,4	36,1	25,4	272,7	32,0	78,8	42,8	25,0	8,1	29,9	0,0	3,7
1981	13,8	2,0	0,0	27,3	14,6	48,8	8,4	47,9	34,2	11,1	0,0	5,5
1982	6,2	43,4	68,2	36,1	0,0	15,5	21,5	11,8	7,8	0,0	0,0	0,0
1983	0,0	0,0	13,2	59,1	26,7	68,2	40,3	19,4	72,5	3,4	0,7	0,0
1984	12,4	2,1	77,4	28,2	38,3	8,8	52,8	22,7	53,9	0,0	0,0	0,0
1985	23,8	1,9	76,1	58,3	108,9	62,5	86,7	32,0	5,8	0,0	0,0	8,2
1986	11,6	23,4	99,5	39,1	61,8	159,3	2,5	5,2	14,1	0,0	17,0	1,4
1987	26,5	39,5	60,7	49,7	30,3	37,1	3,5	24,2	17,7	6,4	0,0	0,0
1988	3,0	14,3	41,3	9,5	13,1	29,6	185,8	18,0	15,9	9,2	6,0	9,1
1989	4,2	3,9	32,9	31,1	144,8	1,2	25,5	62,2	32,0	9,2	3,7	1,0
1990	30,1	13,9	42,3	106,0	26,9	108,3	171,5	4,2	8,4	3,4	0,0	0,7
1991	10,0	48,5	24,9	15,9	15,5	11,5	153,9	76,9	134,2	14,1	15,6	6,4
1992	3,3	10,2	39,4	30,3	1,4	54,3	16,4	75,0	107,1	4,0	0,0	3,5
1993	21,3	5,1	56,0	25,0	91,6	67,6	9,1	23,5	22,8	0,8	17,5	1,5
1994	34,4	28,0	39,6	14,4	14,0	44,3	235,2	41,5	11,9	5,0	0,0	3,2
1995	19,8	19,5	8,0	49,1	107,4	93,9	70,7	61,6	34,9	96,0	0,0	0,0
1996	27,0	19,8	4,6	45,6	108,3	1,0	6,2	74,9	15,9	1,6	0,4	36,2
1997	61,3	12,4	77,3	97,4	42,5	50,7	39,4	21,1	69,2	0,0	0,0	3,0
1998	15,3	1,6	34,7	15,6	125,2	58,4	83,3	0,2	0,8	0,0	0,0	0,0
1999	4,2	3,9	32,9	31,1	144,8	1,2	25,5	62,2	32,0	9,2	3,7	1,0
2000	30,1	13,9	42,3	106,0	26,9	108,3	171,5	4,2	8,4	3,4	0,0	0,7
2001	10,0	48,5	24,9	15,9	15,5	11,5	153,9	76,9	134,2	14,1	15,6	6,4
2002	3,3	10,2	39,4	30,3	1,4	54,3	16,4	75,0	107,1	4,0	0,0	3,5
2003	17,1	28,4	32,0	28,4	44,9	78,2	120,4	46,3	0,2	24,0	0,0	0,0
2004	18,4	0,0	21,6	139,6	0,0	151,1	130,2	63,4	0,8	4,9	14,8	0,0
2005	13,5	20,9	3,1	0,0	4,0	109,5	52,4	183,1	31,1	0,0	0,0	0,0
2006	2,1	0,8	51,4	0,5	40,0	65,8	12,0	96,4	37,8	0,2	0,0	25,5
2007	21,3	55,9	7,3	54,6	70,3	20,8	29,2	13,6	34,9	0,0	0,0	0,0
2008	0,8	25,5	67,6	4,4	36,5	5,5	33,2	56,5	20,2	0,0	0,0	0,0
2008	2,2	38,5	15,2	11,2	17,6	85,6	19,7	12,9	7,3	6,5	5,6	0,0

Tableau N°04: Caractéristiques du Barrage Hammam Boughrara

<p><u>CARACTERISTIQUES PHYSIQUES</u></p> <p>Coordonnées : X = 102.92, Y = 185.20, Z = 251.00.</p> <p>Type : Digue en terre hétérogène.</p> <p>Hauteur maximale : 75 m. Longueur de la crête : 1055 m. Largeur de la crête : 10,00 m.</p> <p><u>EVACUATEUR DE CRUES LATERAL ET FUSIBLE</u></p> <p>Débit maximal évacué : 2900 m³/s.</p> <p>Longueur : 547.70 m.</p> <p>Débit évacué : 2220 m³/s.</p> <p>Longueur : 250 m, Largeur : 25 m. Hauteur : 3,50 m.</p> <p><u>TOUR DE PRISE</u></p> <p>Type : galerie avec une tour.</p> <p>Débit de la prise : 5,80 m³/s.</p> <p>Débit de la vidange de fond : 600 m³/s.</p> <p>Longueur de la galerie : 220 m.</p> <p>Hauteur de la tour de prise : 66,70 m.</p>	<p><u>CARACTERISTIQUES HYDRAULIQUES</u></p> <p>Capacité totale : 177 Hm³. Volume régularisé : 59 Hm³. Volume mort : 23,30 Hm³.</p> <p>Superficie du lac : 894 ha.</p> <p>Superficie du B.V. : 2000 km².</p> <p>Précipitations moyenne : 350 mm.</p> <p>Débit de crues : 5880 m³/s.</p> <p>Apport solide moyen : 501,10 T/an.</p> <p><u>CARACTERISTIQUES DIVERS</u></p> <p>Excavation : 2 100 000 m³.</p> <p>Remblais : 4 500 000 m³.</p> <p>Béton : 171000 m³.</p> <p>Forage et injection : 258000 ml.</p>
--	--

Tableau N°04 : Paramètres physico-chimiques (2008-2010)

	T		PH		O2		MES		Cond		NH4		NO3		PO4		Ptot		Transparence
	Epili	Hypoli	Epili	Hypoli	Epili	Hypoli	Epili	Hypoli	Epili	Hypoli	Epili	Hypoli	Epili	Hypoli	Epili	Hypoli	Epili	Hypoli	-
Janvier 2008	12.5	13.5	8.1	7.9	3	2.1	14	11	1550	1550	2.9	3.14	1.8	1.9	0.81	1.03	2.09		2
Février 2008	13	13	7.6	7.7	3	2.4	16	9	1580	1580	1.41	2.14	1.5	1.8	1.21	1.31	1.30		1
Mars 2008	14.5	13.8	7.1	7.3	15.4	8	65	50	1050	1050	2.28	3.6	8.2	7.9	2.39	1.91	2.72		0.2
Avril 2008	17.8	11	7.4	7.5	8.8	5.2	13	13	977	977	1.6	2.9	9	7.9	0.35	2.04	0.88		1.5
Mai 2008	21	14.2	8.2	7.9	9.2	3.1	12	18	1300	1300	0.66	1.91	8.3	8.3	0.7	1.61	1.11		1.6
Juin 2008	24	17.1	8.4	7.8	8.6	1.2	8	14	1400	1400	0.33	1.75	6.7	8.3	0.9	1.55	1.13		1.3
Juillet 2008	27	17	8.7	7.9	9.2	0.9	14	14	1610	1610	0.18	1.88	7	7.6	0.8	1.34	1.18		1.8
Aout 2008	31	15.1	8.7	7.7	7.6	0.5	22	48	1630	1630	0.03	1.64	6.1	7.1	0.8	1.22	1.14		2.1
Septembre 2008	24	16	9.1	7.6	8.2	0.32	14	12	1720	1720	0.26	1.8	6	5	1.29	1.43	3.41		3
Octobre 2008	25	17	8.5	7.7	9	0.3	20	6	1530	1530	1.09	3.45	4.1	3	1.18	1.4	2.69		3.1
Novembre 2008	14.5	17	8.5	7.8	3.1	1.2	19	8	1560	1560	2.43	3.6	2	1.7	3.06	2.88	3.38		1.7
Décembre 2008	16	16	8.4	7.8	1.5	2.1	20	9	1620	1620	2.62	3.6	1.2	1.7	2.99	2.61	3.85		0.8
Janvier 2009	13	12	8.4	7.6	4	3.2	103	10	1710	1710	3.15	4.33	1.8	1.7	2.87	2.17	3.40		0.2
Février 2009	13	14.4	8.1	7.7	6.6	3	80	51	1910	1910	4.26	4.08	3.9	3	1.57	2.36	3.74		0.4
Mars 2009	10.9	11.2	7.9	7.7	7.2	2.1	27	24	1890	1890	2.75	2.8	3	2.1	0.72	2.5	0.83		2.5
Avril 2009	13	12.2	7.9	7.8	7.3	1.5	20	21	2080	2080	3.74	2.7	3.1	0.8	1.3	2.13	1.58		2
Mai 2009	16	13.1	8	7.9	7.3	0.4	21	19	2200	2200	3.63	2.9	2	0.5	1.32	2.03	1.76		1.9
Juin 2009	21	13	8.1	7.9	6.6	0.2	19	19	2290	2290	2.85	2.77	2	0.3	1.2	1.97	1.58		2.1
Juillet 2009	22	15.4	8.1	7.9	5.6	0.05	16	21	2390	2390	1.89	1.9	1.2	0.09	0.95	1.46	1.41		2.3
Aout 2009	27	16	8.7	7.8	9	0.08	16	21	2410	2410	0.47	1.86	1.1	0.09	1.05	1.32	1.26		2.2
Septembre 2009	31	14	8.8	7.7	6	0.1	15	10	2750	2750	1.74	1.6	1.3	1.3	1.5	1.77	2.05		1.9
Octobre 2009	23	14.1	8.2	7.6	5.7	0.3	25	6	2350	2350	1.52	1.5	2.1	1.4	1.7	1.64	1.88		1.5
Novembre 2009	24	14.2	8.1	7.7	3.2	0.2	15	8	1980	1980	1.82	1.98	2.9	1.1	1.39	1.7	1.93		1.5
Décembre 2009	16	15	7.5	7.6	5.7	0.32	17	9	1560	1560	1.73	2.3	2	1	2	1.88	2.16		1
Janvier 2010	15	16.5	7.7	7.7	1.4	0.6	25	12	1640	1640	2.34	3.83	1	1	2.62	2.3	2.89		0.4
Février 2010	11	12	8.1	7.8	7.5	0.9	15	15	1630	1630	3.81	2.7	2.5	1.5	0.72	1.77	0.85		2.6
Mars 2010	13	12.5	8.2	7.8	18	6.2	16	24	1660	1660	1.98	2.6	2.5	1.4	0.7	1.07	0.97		2.2
Avril 2010	20	15	7.8	7.8	10.3	6	9	19	1770	1770	1.65	2.6	4.6	1.7	1.05	1.11	1.15		2.1
Mai 2010	17	15.5	8	7.8	10.5	5.4	8	30	1730	1730	2.24	2.9	3.3	0.9	1.75	2.03	1.84		2
Juin 2010	21.5	16	8	7.9	9.7	6	9	28	1750	1750	1.51	2.88	1.5	0.5	1.16	1.56	1.42		2.8
Juillet 2010	28	17	8.8	8.1	9.2	3.1	12	30	1830	1830	0.74	2.5	1.3	0.1	1.37	1.46	1.63		2.1
Aout 2010	28	17	8.6	8	9.7	1.1	11	14	1740	1740	0.85	2.48	1.2	0.09	0.19	1.9	0.25		2.6
Septembre 2010	31	14	8.6	8.1	12.5	0.6	14	11	1720	1720	0.1	1.51	1.2	0.23	1.94	2.21	3.31		2.1
Octobre 2010	27	15	8.4	8.2	11.6	0.9	10	6	1520	1520	0.01	0.8	1.1	0.4	1.15	1.51	1.69		3
Novembre 2010	23	16	7.8	7.8	4.1	1.6	12	6	1450	1450	0.53	1.12	1	0.31	1.77	1.86	2.43		3.1
Décembre 2010	17	17	7.6	7.8	1.9	1.5	21	5	1500	1500	0.84	1.3	1	0.34	1.08	1.54	1.72		4

Tableau N°05: Paramètres physico-chimiques (2008-2010)

Date	Ca mg/l	Cl mg/l	Na mg/l	Mg mg/l	K mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l
Min	43	213	127	35	10	47	210
Max	115	487	416	109	32	364	487
Moyenne	77.75	363.6389	257.7222	62.66667	18.36111	198.9444	358.4722
Janvier 2008	95	392	248	51	18	123	336
Février 2008	60	426	267	92	18	163	366
Mars 2008	75	273	127	40	10	47	227
Avril 2008	75	213	161	35	12	169	249
Mai 2008	48	222	138	49	13	129	234
Juin 2008	89	241	150	54	12	169	238
Juillet 2008	65	298	179	56	13	183	210
Aout 2008	69	338	228	71	15	279	265
Septembre 2008	84	358	223	62	15	217	253
Octobre 2008	65	360	253	42	18	183	210
Novembre 2008	87	373	230	65	16	172	405
Décembre 2008	84	373	230	60	17	177	390
Janvier 2009	91	398	246	68	18	170	384
Février 2009	90	417	237	81	12	183	473
Mars 2009	81	341	260	55	18	208	468
Avril 2009	44	291	260	67	18	256	457
Mai 2009	84	383	299	109	21	222	480
Juin 2009	79	444	308	80	20	364	215
Juillet 2009	71	452	322	64	21	286	409
Aout 2009	62	487	334	87	25	290	381
Septembre 2009	59	487	416	36	27	300	288
Octobre 2009	93	418	317	66	21	247	389
Novembre 2009	115	396	271	54	19	305	295
Décembre 2009	91	368	269	56	19	175	409
Janvier 2010	90	369	283	56	20	216	399
Février 2010	68	375	283	70	20	156	372
Mars 2010	43	382	285	87	21	141	487
Avril 2010	90	382	299	59	20	168	440
Mai 2010	83	403	299	70	20	194	445
Juin 2010	78	370	290	67	20	182	409
Juillet 2010	85	382	290	69	20	198	426
Aout 2010	83	355	271	56	19	178	382
Septembre 2010	60	375	285	75	32	173	376
Octobre 2010	79	322	235	51	19	181	336
Novembre 2010	90	307	246	48	16	192	399
Décembre 2010	94	320	239	48	18	166	403

Tableau N°06 : Classes proposées pour le pH (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Composant	Classe	Appréciation
pH<5	1	Acidité forte, cours d'eau à substrat acide
5<pH<6	2	Acidité moyenne, cours d'eau à substrat acide
6<pH<7	3	Acidité faible, cours d'eau à substrat acide
7<pH<7,5	4	Neutralité approchée, majorité des eaux piscicoles région calcaires
7,5 <pH<8	5	Faible alcalinité
8<pH<9	6	Alcalinité moyenne, eau closes
pH >9	7	Alcalinité forte, eaux peu piscicoles ou valeurs passagères

Tableau N°07: Classes proposées pour la conductivité électrique (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Conductivité électrique (µs/cm)	Classe	minéralisation	localisation
C<30	1	Extrêmement faible	
30<C<50	2	Très faible	Cours d'eau à substrat acide
50::	3	Faible	
100::C<200	4	Modérée	
200::	5	Assez forte	Région calcaire
300::	6	Forte	Région calcaire
400::C<500	7	Très forte	
C2:	8	Très forte à excessive	Eaux séléniteuses, eaux polluées

Tableau N°08 : Classes proposées pour les MES (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Composant(mg/ l)	Classe	Appréciation
MES<10	1	Très bonne situation
10<MES<25	2	Situation normale
25<MES<50	3	Bonne situation
50<MES<75	4	Bonne situation
75<MES<150	5	Situation moyenne
150<MES<300	6	Situation médiocre, eaux polluées
300<MES<500	7	Rare à l'état naturel. cour d'eau particulière et très polluée. Situation anormale. productivité piscicole très faible
MES>500		

Tableau N°09 : Classes proposées pour les chlorures (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Composant	Classe	Appréciation
Cl ⁻ <2	1	Eaux exempte de pollution dans l'ordre du degré croissant de minéralisation
2<Cl ⁻ <5	2	
5<Cl ⁻ <10	3	
10<Cl ⁻ <20	4	Région calcaire
20<Cl ⁻ <50	5	Cours d'eau particulière, teneurs locales et eaux plus ou moins polluées
50<Cl ⁻ <100	6	

Tableau N°10 : Classes proposées pour l'azote ammoniacal (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Composant {NH ₄ ⁺ } (mg/l)	Classe	Appréciation
0 < {NH ₄ ⁺ } < qq.1/100	1	Situation normale à douteuse
{NH ₄ ⁺ } qq. 1/10	2	Pollution insidieuse sensible
{NH ₄ ⁺ } > 1	3	Pollution critique

Tableau N°11 : Classes proposées pour l'alcalinité totale (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Composant T:HCO ₃ (mg/l)	Classe	Appréciation
T < 25	1	Région à substrat acide, alcalinité excessivement faible, eaux très peu productives
25 < T < 50	2	Substrat acide, alcalinité très faible, eaux douces peu productives
50 < T < 100	3	Alcalinité faible, bordures des massifs cristallins
100 < T < 150	4	Alcalinité moyenne, eaux très productives, régions calcaires
150 < T < 250	5	
250 < T < 350	6	Forte alcalinité, eaux polluées
T > 350	7	Très forte alcalinité, eaux polluées

Tableau N°12 : Classes proposées pour les nitrates (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Nitrates NO ₃ ⁻ (mg/l)	Classe	Appréciation
{NO ₃ ⁻ } < 1	1	Eaux très peu productives, lacs oligotrophes
1 < {NO ₃ ⁻ } < 3	2	Eaux peu productives
3 < {NO ₃ ⁻ } < 5	3	Productivité moyenne
5 < {NO ₃ ⁻ } < 10	4	Forte productivité
10 < {NO ₃ ⁻ } < 15	5	Cours d'eau pollués
{NO ₃ ⁻ } > 15	6	Eaux nettement pollués ou très eutrophes

Tableau N°13: Classes proposées pour les nitrites (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Nitrites {NO ₂ ⁻ } mg/l	classe	Appréciation
{NO ₂ ⁻ } < 1/100	1	Eaux pures ou auto-épuration active
{NO ₂ ⁻ } < 1/10	2	Pollution insidieuse, perturbation du cycle de nitrite
qq{NO ₂ ⁻ } < 1/10	3	Pollution sensible
{NO ₂ ⁻ } > 1	4	Etat de pollution critique

Tableau N°14 : Classes proposées pour les phosphates (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Composant {PO ₄ ³⁻ } (mg/l)	Classe	Appréciation
{PO ₄ ³⁻ } < 10	1	Eaux très peu productives, lacs oligotrophes
10 < {PO ₄ ³⁻ } < 20	2	Eaux peu productives
20 < {PO ₄ ³⁻ } < 40	3	Productivité moyenne
40 < {PO ₄ ³⁻ } < 60	4	Forte productivité
60 < {PO ₄ ³⁻ } < 120	5	Cours d'eau pollués
{PO ₄ ³⁻ } > 250	6	Eaux nettement pollués ou très eutrophes

Tableau N°15 : Classes proposées pour les sulfates (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Composant {SO ₄ ⁻⁻ } (mg/l)	Classe	Appréciation
{SO ₄ } < 10	1	Situation normale
10 < {SO ₄ ⁻⁻ } < 20	2	
20 < {SO ₄ ⁻⁻ } < 40	3	Situation particulière: eaux polluées ou séléniteuses
40 < {SO ₄ ⁻⁻ } < 60	4	
60 < {SO ₄ ⁻⁻ } < 120	5	
120 < {SO ₄ ⁻⁻ } < 250	6	Limite de potabilité, eaux très séléniteuses ou fortement polluées
{SO ₄ ⁻⁻ } > 250	7	

Tableau N°16 : Classes proposées pour l'oxydabilité (NISBET et VERNEAUX, 1970)

Composant	Classe	Appréciation
{Oxy} < 1	1	Eaux pures.
1 < {Oxy} < 2	2	Eaux normales.
2 < {Oxy} < 3	3	Eaux chargées en matières organique.
3 < {Oxy} < 6	4	Situation douteuse.
{Oxy} > 6	5	Etat de pollution.

Tableau N°17 : La Chlorophylle a

	Chlorophylle a			
	Mois	Niveau	chlorophylle a mg/L	
2008	Jan	0,5 m	16	
		1 m	23	
		3 m	16	
	Mars	0,5 m	5	
		1 m	11	
		3 m	9	
	Mai	0,5 m	23	
		1 m	24	
		3 m	23	
	Août	0,5 m	33.5	
		1 m	23	
		3 m	22	
	Sept	0,5 m	18	
		1 m	2	
		3 m	3.15	
	Nov	0,5 m	3	
		1 m	2.1	
		3 m	2.4	
	2009	Jan	0,5 m	1.2
			1 m	2.1
			3 m	1.4
Mars		0,5 m	12	
		1 m	5.11	
		3 m	6.15	
Mai		0,5 m	21.2	
		1 m	24.12	
		3 m	14.21	
Juil		0,5 m	31	
		1 m	21.33	
		3 m	10.36	
Sept		0,5 m	24	
		1 m	19.32	
		3 m	11.14	
Nov	0,5 m	14		
	1 m	2.06		
	3 m	1.2		
2010	Jan	0,5 m	3.14	
		1 m	2.01	
		3 m	1.6	
	Mars	0,5 m	21	
		1 m	6.35	
		3 m	5.61	
	Mai	0,5 m	24.7	
		1 m	13.96	
		3 m	8.95	
	Juil	0,5 m	36.6	
		1 m	16.55	
		3 m	21.48	
	Sept	0,5 m	19	
		1 m	17	
		3 m	12.67	
Nov	0,5 m	12		
	1 m	11.22		
	3 m	6.94		

Tableau N° 18 : La densité phytoplanctoniques de différentes classes:

		Niveau	Chlorophycees	Dinophyees	Cyanophycees	Euglenophycees	Diatomophycees	Total	
2008	Jan	0,5 m	10	0	5	0	2	17	
		1 m	15	0	6	0	2	23	
		3 m	9	0	4	0	3	16	
	Mars	0,5 m	30	0	12	0	19	61	
		1 m	15	0	18	0	25	58	
		3 m	20	4	14	0	14	52	
	Mai	0,5 m	119	8	26	10	33	196	
		1 m	121	2	22	6	38	189	
		3 m	91	1	25	3	45	165	
	Août	0,5 m	133	2	33	1	3	172	
		1 m	136	0	46	3	5	190	
		3 m	110	0	54	4	4	172	
	Sept	0,5 m	116	2	20	2	6	146	
		1 m	15	3	25	1	2	46	
		3 m	20	0	25	1	4	50	
	Nov	0,5 m	16	34	2	2	5	59	
		1 m	9	22	5	1	6	43	
		3 m	11	19	6	0	7	43	
	2009	Jan	0,5 m	10	0	11	0	1	22
			1 m	15	0	7	2	2	26
			3 m	8	0	5	0	2	15
		Mars	0,5 m	116	0	9	9	22	156
			1 m	10	0	14	0	36	60
			3 m	20	0	17	2	31	70
Mai		0,5 m	97	2	21	14	44	178	
		1 m	134	6	14	11	36	201	
		3 m	56	1	26	0	21	104	
Juil		0,5 m	130	0	73	3	3	209	
		1 m	116	0	66	2	2	186	
		3 m	102	2	68	4	1	177	
Sept		0,5 m	134	3	102	0	4	243	
		1 m	126	0	88	0	5	219	
		3 m	92	1	91	6	2	192	
Nov		0,5 m	16	22	1	0	4	43	
		1 m	13	12	5	0	5	35	
		3 m	14	6	7	0	2	29	
2010		Jan	0,5 m	11	3	14	0	5	33
			1 m	12	0	19	2	3	36
			3 m	9	0	9	1	2	21
		Mars	0,5 m	70	2	26	2	22	122
			1 m	56	5	20	2	13	96
			3 m	41	0	14	0	19	74
	Mai	0,5 m	112	0	19	6	29	166	
		1 m	126	1	14	6	21	168	
		3 m	112	3	22	0	18	155	
	Juil	0,5 m	164	6	57	2	4	233	
		1 m	156	2	61	1	3	223	
		3 m	144	3	71	5	1	224	
	Sept	0,5 m	145	5	54	4	2	210	
		1 m	151	0	44	2	2	199	
		3 m	139	3	47	0	2	191	
	Nov	0,5 m	14	36	10	0	5	65	
		1 m	16	22	13	1	5	57	
		3 m	8	31	8	3	5	55	

Tableau N° 19 : Fréquences relatives (%) mensuelles des groupes floristiques dans les échantillons d'eau du barrage de Hammam Boughrara

	Mois	Niveau	chlorophycee	dinophyees	cyanophycee	euglenophycee	iatomophycee	
2008	Janv-08	0,5 m	58.82	0.00	29.41	0.00	11.76	
		1 m	65.22	0.00	26.09	0.00	8.70	
		3 m	56.25	0.00	25.00	0.00	18.75	
	مارس-08	0,5 m	49.18	0.00	19.67	0.00	31.15	
		1 m	25.86	0.00	31.03	0.00	43.10	
		3 m	38.46	7.69	26.92	0.00	26.92	
	مايو-08	0,5 m	60.71	4.08	13.27	5.10	16.84	
		1 m	64.02	1.06	11.64	3.17	20.11	
		3 m	55.15	0.61	15.15	1.82	27.27	
	أغسطس-08	0,5 m	77.33	1.16	19.19	0.58	1.74	
		1 m	71.58	0.00	24.21	1.58	2.63	
		3 m	63.95	0.00	31.40	2.33	2.33	
	سبتمبر-08	0,5 m	79.45	1.37	13.70	1.37	4.11	
		1 m	32.61	6.52	54.35	2.17	4.35	
		3 m	40.00	0.00	50.00	2.00	8.00	
	نوفمبر-08	0,5 m	27.12	57.63	3.39	3.39	8.47	
		1 m	20.93	51.16	11.63	2.33	13.95	
		3 m	25.58	44.19	13.95	0.00	16.28	
	2009	يناير-09	0,5 m	45.45	0.00	50.00	0.00	4.55
			1 m	57.69	0.00	26.92	7.69	7.69
			3 m	53.33	0.00	33.33	0.00	13.33
		مارس-09	0,5 m	74.36	0.00	5.77	5.77	14.10
			1 m	16.67	0.00	23.33	0.00	60.00
			3 m	28.57	0.00	24.29	2.86	44.29
مايو-09		0,5 m	54.49	1.12	11.80	7.87	24.72	
		1 m	66.67	2.99	6.97	5.47	17.91	
		3 m	53.85	0.96	25.00	0.00	20.19	
يوليو-09		0,5 m	62.20	0.00	34.93	1.44	1.44	
		1 m	62.37	0.00	35.48	1.08	1.08	
		3 m	57.63	1.13	38.42	2.26	0.56	
سبتمبر-09		0,5 m	55.14	1.23	41.98	0.00	1.65	
		1 m	57.53	0.00	40.18	0.00	2.28	
		3 m	47.92	0.52	47.40	3.13	1.04	
نوفمبر-09		0,5 m	37.21	51.16	2.33	0.00	9.30	
		1 m	37.14	34.29	14.29	0.00	14.29	
		3 m	48.28	20.69	24.14	0.00	6.90	
2010		يناير-10	0,5 m	33.33	9.09	42.42	0.00	15.15
			1 m	33.33	0.00	52.78	5.56	8.33
			3 m	42.86	0.00	42.86	4.76	9.52
		مارس-10	0,5 m	57.38	1.64	21.31	1.64	18.03
			1 m	58.33	5.21	20.83	2.08	13.54
			3 m	55.41	0.00	18.92	0.00	25.68
	مايو-10	0,5 m	67.47	0.00	11.45	3.61	17.47	
		1 m	75.00	0.60	8.33	3.57	12.50	
		3 m	72.26	1.94	14.19	0.00	11.61	
	يوليو-10	0,5 m	70.39	2.58	24.46	0.86	1.72	
		1 m	69.96	0.90	27.35	0.45	1.35	
		3 m	64.29	1.34	31.70	2.23	0.45	
	سبتمبر-10	0,5 m	69.05	2.38	25.71	1.90	0.95	
		1 m	75.88	0.00	22.11	1.01	1.01	
		3 m	72.77	1.57	24.61	0.00	1.05	
	نوفمبر-10	0,5 m	21.54	55.38	15.38	0.00	7.69	
		1 m	28.07	38.60	22.81	1.75	8.77	
		3 m	14.55	56.36	14.55	5.45	9.09	

Tableau N°20 : Statistiques Descriptives (ACP) :

	N Actifs	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
T	36	20.0	10.90	31.0	6.23
pH	36	8.2	7.10	9.1	0.44
O2	36	7.4	1.40	18.0	3.70
MES	36	21.5	8.00	103.0	19.85
Cond	36	1749.6	977.00	2750.0	370.71
NH4	36	1.7	0.01	4.3	1.18
NO3	36	3.1	1.00	9.0	2.36
PO4	36	1.4	0.19	3.1	0.71
Ptot	36	1.9	0.25	3.9	0.93
Ca	36	77.8	43.00	115.0	15.68
Cl	36	363.6	213.00	487.0	64.28
Na	36	257.7	127.00	416.0	57.44
Mg	36	62.7	35.00	109.0	16.03
K	36	18.4	10.00	32.0	4.27
SO4	36	198.9	47.00	364.0	60.24
HCO3	36	358.5	210.00	487.0	85.84
Chl	36	17.7	1.20	36.6	7.31

Tableau N°21 : Matrice de corrélation

	T	pH	O2	MES	Cond	NH4	NO3	PO4	Ptot	Ca	Cl	Na	Mg	K	SO4	HCO3	Chl
T	1.00																
pH	0.62	1.00															
O2	0.22	0.08	1.00														
MES	-0.38	-0.15	-0.08	1.00													
Cond	0.25	0.37	-0.17	-0.04	1.00												
NH4	-0.77	-0.38	-0.25	0.46	0.21	1.00											
NO3	0.03	-0.11	0.38	0.07	-0.51	-0.17	1.00										
PO4	-0.23	-0.07	-0.35	0.45	-0.02	0.27	-0.28	1.00									
Ptot	-0.14	0.11	-0.31	0.49	-0.05	0.21	-0.16	0.82	1.00								
Ca	-0.09	-0.15	-0.50	0.17	-0.06	0.11	-0.18	0.30	0.29	1.00							
Cl	0.07	0.28	-0.23	0.09	0.78	0.25	-0.68	0.20	0.18	0.09	1.00						
Na	0.17	0.22	-0.14	-0.18	0.83	0.18	-0.74	0.02	-0.06	-0.02	0.86	1.00					
Mg	-0.18	0.14	0.07	0.08	0.39	0.28	-0.34	0.02	-0.02	-0.17	0.47	0.35	1.00				
K	0.31	0.28	0.04	-0.27	0.62	-0.05	-0.69	0.06	-0.01	-0.17	0.65	0.83	0.32	1.00			
SO4	0.40	0.34	-0.29	-0.19	0.78	0.00	-0.31	-0.10	-0.11	0.04	0.52	0.60	0.23	0.40	1.00		
HCO3	-0.43	-0.19	-0.08	0.09	0.28	0.43	-0.60	0.18	0.04	0.10	0.35	0.46	0.49	0.36	-0.04	1.00	
Chl	-0.47	-0.34	-0.24	0.46	-0.29	0.30	-0.03	0.52	0.41	0.30	-0.13	-0.26	0.19	0.20	0.31	0.01	1.00

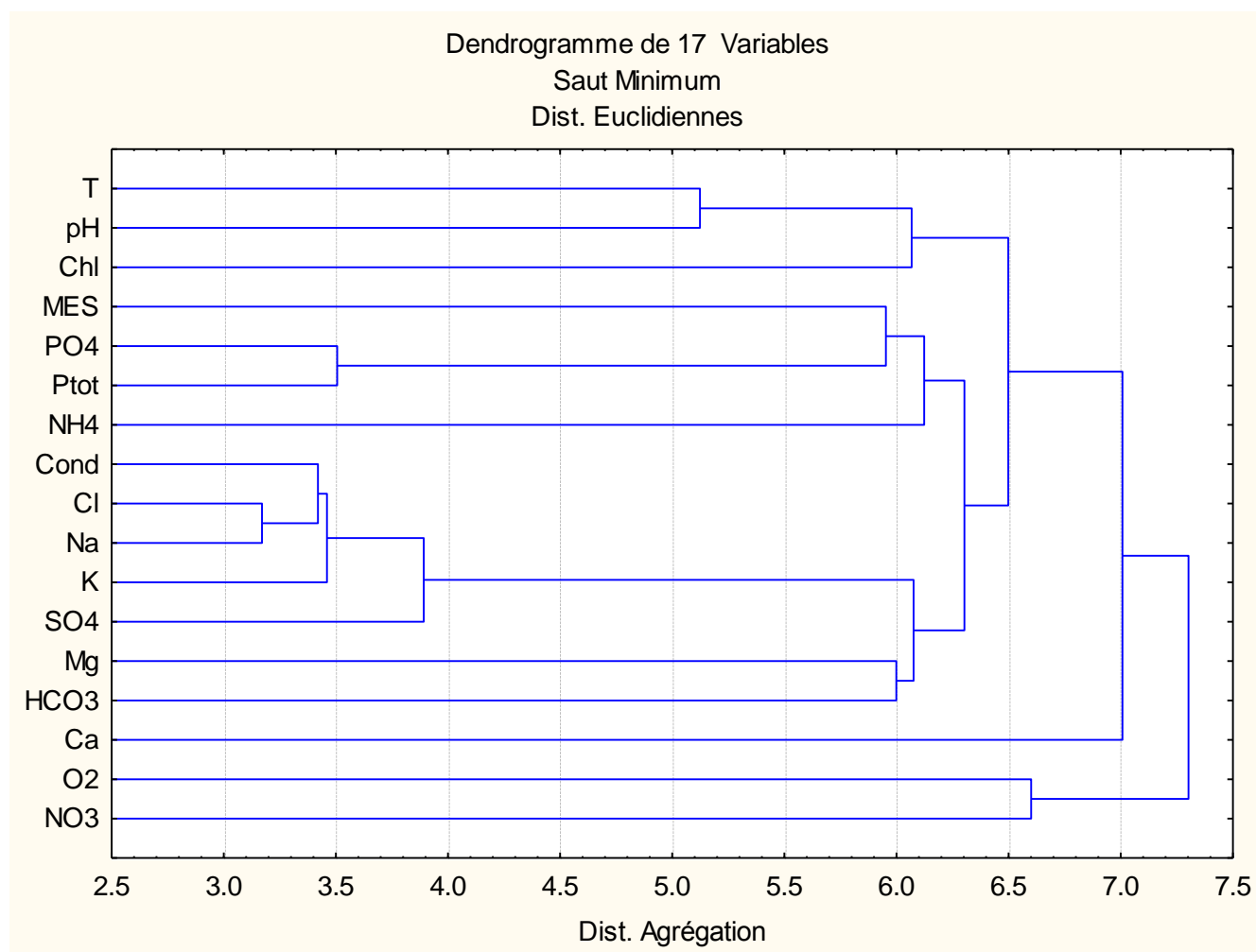


Figure N°03: Classification hiérarchique

Tableau N° 22 : Valeurs propres (Analyse en composante principale) :

Composantes	Valeurs propres	Inertie (%)	Inertie Cumulée(%)
F1	5.056	29.74	29.7
F2	3.878	22.81	52.6
F3	2.056	12.09	64.7

Tableau N° 23: Cordonnées des variables physico-chimiques et biologiques de l'eau du barrage :

	Fact. 1	Fact. 2	Fact. 3
T	-0.22	-0.74	-0.54
pH	-0.37	-0.44	-0.46
O2	0.21	-0.48	0.38
MES	0.15	0.65	-0.08
Cond	-0.89	-0.06	-0.03
NH4	-0.15	0.72	0.42
NO3	0.38	0.61	0.02
PO4	-0.07	0.72	-0.45
Ptot	-0.02	0.63	-0.56
Ca	-0.56	0.14	-0.41
Cl	-0.88	0.19	-0.07
Na	-0.95	0.00	0.07
Mg	-0.51	0.13	0.42
K	-0.82	-0.12	0.02
SO4	-0.69	-0.22	-0.24
HCO3	-0.47	0.44	0.50
Chl	-0.31	0.68	0.18

Figure N°04: courbe hauteur-capacité-surface

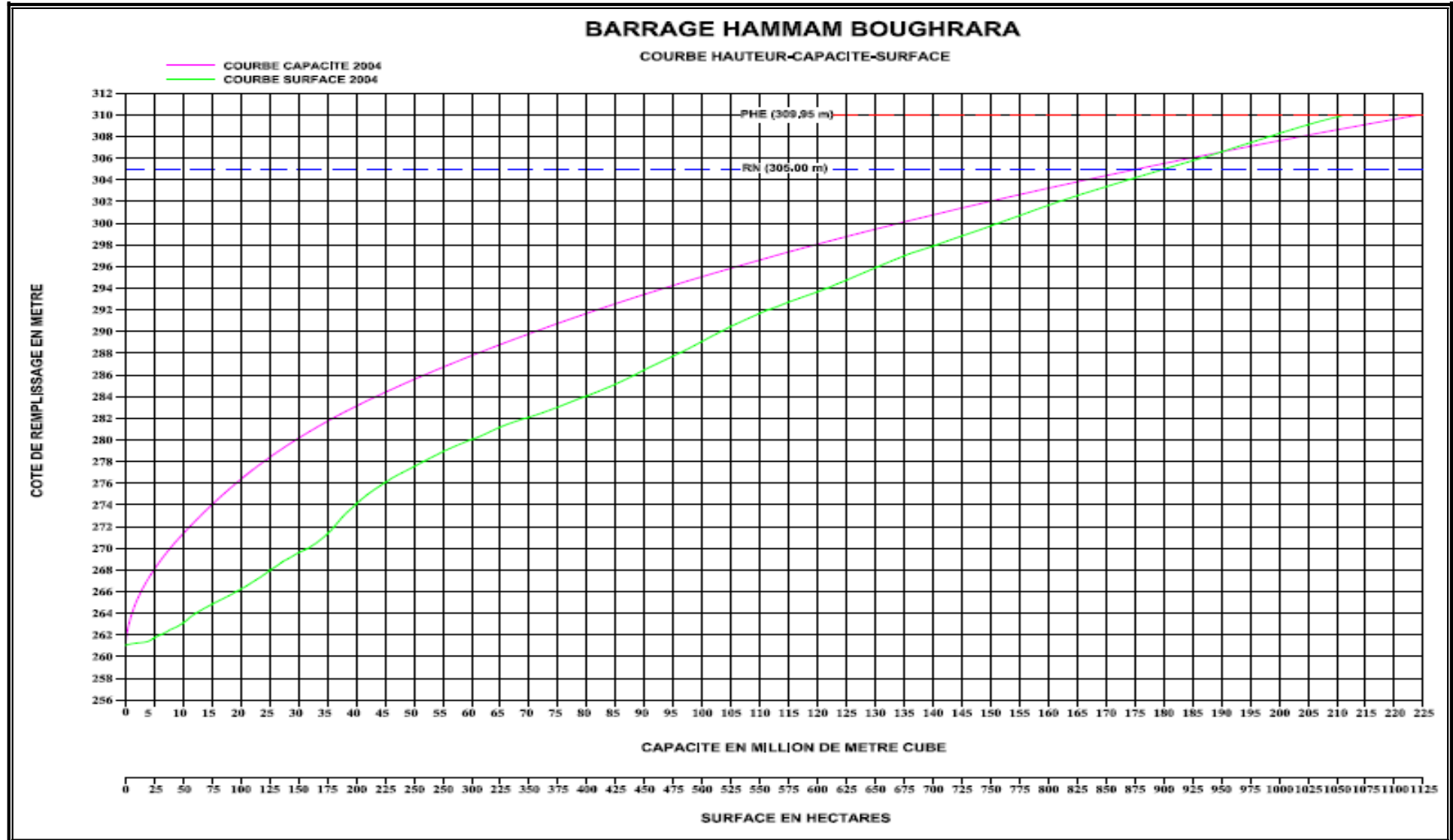




Figure N°05: bouteille de prélèvement "NISKIN" de 1 litre



Figure N°06: valise multi paramètres de terrain

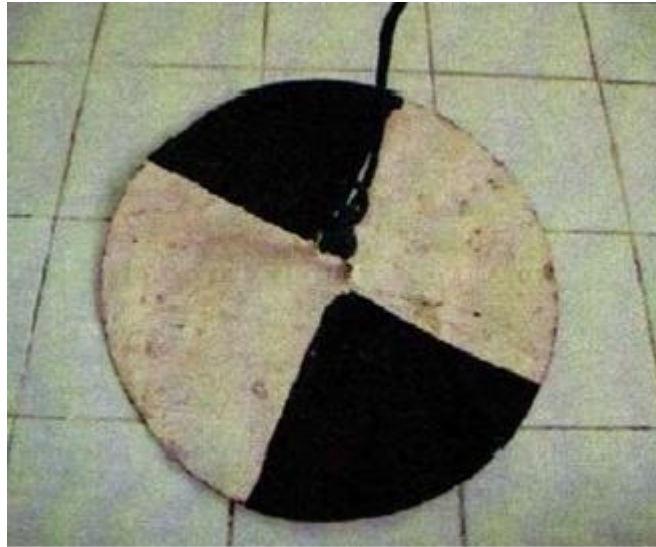


Figure N°07: disque de Secchi

Tableau N°24: Valeurs des paramètres généraux et complémentaires utilisés pour évaluer la qualité des eaux

		Valeurs des paramètres généraux et complémentaires utilisés pour évaluer la qualité des eaux					
Code	Paramètres généraux	1A Excellent e.	1B Bonne	2 Passable	3 Médiocre	HC Pollution excessive	
	Paramètres	unite					
	Conductivité	µS/cm	≤ 400	400 à 750	750 à 1500	1500 à 3000	>3000
	Chlorures	mg/l	≤ 100	100 à 200	200 à 400	400 à 1000	>1000
	Température	°C	≤ 20	20 à 22	22 à 25	25 à 30	>30
	pH		6,5 à 8,5	-	6 à 6,5 ou 8,5 à 9	5,5 à 6 ou 9 à 9,5	< 5,5 ou > 9,5
MES	Matières En Suspension	mg/l	≤ 30	-	-	30 à 70	> 70
OX	Oxygène dissous(O2)	mg/l	7	5 à 7	3 à 5	≤ 3	>
Matières Organiques (oxydables)	Taux Saturation O2	%	80	70 à 90	50 à 70	≤ 50	-
	DBO5	mg/l	≤ 3	3 à 5	5 à 10	10 à 25	25
	DCO	mg/l	≤ 20	20 à 25	25 à 40	40 à 80	> 80
A	NH4	mg/l	≤ 0,1	0,1 à 0,5	0,5 à 2	2 à 8	8
Ammoniac	NK	mg/l	≤ 1	1 à 2	2 à 3	> 3	-
N	NO3	mg/l	≤ 5	5 à 25	25 à 50	50 à 100	> 100
Nitrates							
P-	PO4 (phosphates)	mg/l	≤ 0,2	0,2 à 0,5	0,5 à 1	1 à 5	5
Matières phosphorées	Phosphore total	mg/l	≤ 0,1	0,1 à 0,25	0,25 à 0,50	0,5 à 2,5	>2,5

Tableau N°25: Limite de qualité des eaux douces superficielles (Savary2003)

Limite de qualité des eaux douces superficielles utilisées ou destinées à être utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (Savary.2003).

Les eaux doivent respecter des valeurs inférieures ou égales aux limites suivantes ou être comprises dans les intervalles suivants sauf pour le taux de saturation en oxygène dissous.

Groupe de paramètres	Paramètres	A1		A2		A3	
		G	I	G	I	G	I
Paramètres physico-chimique liés à la structure naturelle des eaux	Conductivité	1000		1000		1000	
	Température	22	25	22	25	22	25
	pH	6,5-8,5		5,5-9		5,5-9	
	Chlorure	200		200		200	
	Sulfates	150	250	150	250	150	250
	MES	25					
	Taux de saturation en oxygène dissous (%)	> 70		> 50		> 30	>20
Paramètres concernant les substances indésirables	Nitrates	25	50		50		50
	Ammoniac	0,05		1	1,5	2	4
	Phosphores	0,4		0,7		0,7	

Groupe A1 : à un traitement physique et à un désinfection.

Groupe A2 : à un traitement normal physique, chimique et à un désinfection.

Groupe A3 : à un traitement physique et chimique poussé , à des opération d'affinage et désinfection.

Tableau N°26: Grilles de qualité

Grilles de qualité (B. Genin et al, 2003) :

	1A	1B	2	3	HC
O ₂ dissous (mg/l)	> 7	5 - 7	3 - 5	< 3	
Taux de saturation	> 90%	70 - 90%	50 - 70%	<50%	
NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0.1	0.1 - 0.5	0.5 - 2	2 - 8	>

La transcription de la qualité d'une eau était faite à partir d'une grille de qualité proposant une répartition en cinq classes, affectées d'un code de couleur . Cette échelle globale a été très utilisée.

La définition de ces classes est la suivante :

1A : qualité excellente, absence de pollution, couleur bleue.

1B : qualité bonne, pollution modérée, couleur verte.

1 : qualité moyenne, pollution nette, couleur jaune.

2 : qualité médiocre, pollution importante, couleur orange.

HC : hors classes, ou 4 qualité mauvaise, pollution excessive, couleur rouge.

Classe proposée pour la conductivité : (Savary, 2003)

Conductivité	Minéralisation	Qualité de l'eau
C < 100	Très faible	Excellente
100 <C < 200	Faible	Excellente
200 <C < 400	Peu accentuée	Excellents
400 <C < 600	Moyenne	Bonne
600 <C < 1000	Importante	Utilisable
C > 1000	Excessive	Utilisable

Tableau N°27: Les matières en suspension (M.E.S)

Méthode de filtration (Rodier, 1996)

Elément	Matériels utilisés	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>M.E.S</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Dispositif de filtration sous vide (1 à 2 bars). - papiers Wattman 47 diamètre. 	<ul style="list-style-type: none"> - laver le disque de filtration à l'eau distillée, le sécher puis le peser à 0,1mg après passage au dessiccateur. - le mettre en place sur le dispositif puis verser l'échantillon sur le filtre. - rincer le filtre avec l'eau distillée, laisser essorer et sécher à 105°C. - laisser refroidir et peser à 0,1mg près. 	<p>La teneur de l'eau en M.E.S est exprimée en mg/l</p> $MES = (M1 - M0) \times 1000 / V$ <p>M1 : masse du filtre après filtration M0 : masse du filtre avant filtration V : volume de l'eau filtré</p>

Tableau N°28: Les Chlorures. ; Methode de dosage

Méthode de dosage : volumétrique (CNEXO, 1983)			
Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>chlorure</i>	<ul style="list-style-type: none"> - acide nitrique - solution de nitrate d'argent 0,1N - solution de thiocyanate d'ammonium 0,1 N - solution d'alun ferrique ammoniacal saturée 	<ul style="list-style-type: none"> - prendre L'eau à analyser, le filtrer puis verser une quantité de nitrate d'argent. - ajouter alun ferrique - titrer l'excès de nitrate d'argent par le thiocyanate jusqu'à le virage rouge brique. 	<p>La teneur en chlorures exprimée e mg/l</p> $(V-v) \times 10 \times 3,55$ <p>V : volume d' Ag NO3 v: volume de Thiocyanate</p>

Tableau N°29: Les carbonates

Méthode de dosage : titration			
Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>carbonate</i>	<ul style="list-style-type: none"> - solution de méthyle orange - solution d'acide chlorhydrique 0,1 N 	<ul style="list-style-type: none"> - ajouter dans l'eau à analyser 2 gouttes de méthyle orange puis on procède au titrage de la solution par l'acide chlorhydrique. 	<p>La teneur en carbonates exprimée en mg/l</p> $V \times 0,015$ <p>V : volume d'acide chlorhydrique utilisé</p>

Tableau N°30: Le Calcium

le Calcium			
Méthode de dosage : gravimétrique			
Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>calcium</i>	<ul style="list-style-type: none"> - solution saturée d'oxalate d'ammonium - solution saturée de chlorure d'ammonium - solution d'héliantine à 01% - acide chlorhydrique - acide acétique pur - ammoniaque pure 	<ul style="list-style-type: none"> - introduire dans l'eau à analyser solution saturée de chlorure d'ammonium et 1 goutte de solution d'héliantine - ajouter en suite HCL jusqu'au virage rouge puis de l'ammoniaque jusqu'au virage jaune - rendre alors la solution nettement acide par l'acide acétique, puis verser l'oxalate d'ammonium et laisser reposer pendant 24h -filtrer sur filtre sans cendre, sécher à l'étuve 110°C puis minéraliser. 	<p>La teneur en calcium exprimée en mg/l</p> $M \times 5 \times 0,701$ <p>M : masse du précipité calciné</p>

Tableau N°31: Le Magnésium

Méthode de dosage : gravimétrique			
Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>magnésium</i>	<ul style="list-style-type: none"> - acide chlorhydrique - solution de phosphate d'ammonium 25% - ammoniaque pure - solution d'ammoniaque diluée au 1/2 	<ul style="list-style-type: none"> - évaporer le filtrat acétique provenant de la précipitation du calcium jusqu'à 150ml - ajouter acide chlorhydrique, puis le phosphate d'ammonium - neutraliser la solution avec l'ammoniaque pure, agiter et laisser reposer 12h - filtrer sur le papier sans cendre, laver le précipité par l'ammoniaque diluée au 1/2, sécher, calciner et peser 	<p>La teneur en magnésium exprimée en mg/l</p> $M \times 1,086$ <p>M : masse du précipité calciné</p>

Tableau N°32: Les Nitrites : methode de dosage calorimitique

Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>nitrites</i>	<ul style="list-style-type: none"> - solution sulfanilamide R1 - solution de N-naphtyl-ethylenediamine R2 - étalon primaire de nitrite - étalon secondaire de nitrite 	<ul style="list-style-type: none"> - Prendre l'eau à analyser, ajouter le R1, mélanger et laisser reposer 2à8mn. - ajouter le R2, mélanger et attendre 10mn - mesurer l'absorbance en cuve de 10cm de trajet optique à la longueur d'onde de 543nm 	<p>La teneur en nitrate exprimée en mg/l</p> $Y = 5,5568 x + 0,0025$ <p>Y : l'absorbance x : nitrite mg/l</p>

Tableau N°33: Les Nitrates : methode de dosage calorimitique

Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>nitrates</i>	<ul style="list-style-type: none"> - réactif 1 (R1) - réactif 2 (R2) - solution étalon de nitrate - solution concentrée de chlorure d'ammonium - solution diluée de chlorure d'ammonium - solution de sulfate de cuivre 	<ul style="list-style-type: none"> - ajouter le chlorure d'ammonium aux échantillons, les faire passer dans la colonne réductrice et on récupère 50ml de chaque solution, puis ajouter R1 et R2 - mesurer l'absorbance à la longueur d'onde 	<p>La teneur en nitrate exprimée en mg/l</p> $Y = 0,9565 x + 0,0001$ <p>Y : absorbance x : nitrate mg/l</p>
	- colonne réductrice.	543nm.	

Tableau N°34: le Phosphore : methode de dosage calorimitique

Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>phosphore</i>	<ul style="list-style-type: none"> - solution de molybdate d'ammonium - solution d'oxytartrate de potassium et de stannite - acide sulfurique - acide ascorbique - solution étalon primaire de phosphate - solution étalon secondaire de phosphate 	<ul style="list-style-type: none"> - préparer le mélange réactifs - ajouter le mélange aux échantillons - attendre 5mn et mesurer l'absorbance à 885nm en cuve de 10cm de trajet optique par rapport à l'eau distillée. 	<p>La teneur en phosphore exprimée en mg/l</p> $A = A_{tr} - B_r$ <p><i>A_{tr}</i> : l'absorbance mesurée pour l'échantillon traité <i>B_r</i> : l'absorbance mesurée pour le blanc des réactifs</p>

Tableau N°35: le sulfates : methode de dosage gravimétrique

Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>sulfate</i>	<ul style="list-style-type: none"> - acide acétique - chlorure de baryum 2N - eau distillée 	<ul style="list-style-type: none"> - mélanger l'eau à analyser aux réactifs, chauffer à 62°C - laisser reposer 4 h à l'obscurité, puis filtrer, ensuite calciner et peser. 	<p>La teneur en sulfate exprimée en mg/l</p> $P \times 4,12$ <p>P : poids du précipité calciné</p>

Tableau N°36: l'Azote amonical : methode de dosage calorimitique

Elément	Réactifs	Mode opératoire	Expression des résultats
<i>Azote ammoniacal</i>	<ul style="list-style-type: none"> - solution de phénol-nitroprussiate de sodium - solution d'alcaline d'hypochlorite - étalon primaire sulfate d'ammonium 10µmol/l - étalon secondaire de sulfate d'ammonium 0,5µmol/l 	<ul style="list-style-type: none"> - prendre l'eau à analyser, ajouter le R1 et agiter pour bien homogénéiser - ajouter sans attendre le R2, boucher et agiter et placer à l'abri de la lumière 6 à 8h - mesurer l'absorbance à 630nm par rapport à l'eau distillée en cuve de 10cm de trajet optique. 	<p>La teneur en azote ammoniacal exprimée en mg/l</p> $Y = 1,0312 x + 0,003$ <p><i>Y</i> : l'absorbance <i>x</i> : azote mg/l</p>

Tableau N°37: la liste des especes phytoplancton

ESPECES PHYTOPLANCTON	
	Chlorophycée <i>Planctosphaeria gelatinosa</i>
Cyanobactérie <i>Chroococcus limneticus</i>	6164
Cyanobactérie Chroococcales <i>Microcystis incerta</i>	4723
Chlorophycée <i>Coccomyxa</i>	3628
Chlorophycée <i>Stichococcus atomus</i>	2036
Chlorophycée <i>Elakatothrix biplex</i>	1835
Chlorophycée Chlorococcales <i>Chlorella vulgare</i>	1658
Cyanobactérie Chroococcales <i>Chroococcus minutus</i>	909
Cyanobactérie Chroococcales <i>Planctocyanocapsa</i>	661
Cyanobactérie Chroococcales <i>Microcystis aeruginosa</i>	507
Chlorophycée Ulothricales <i>Stichococcus bacillaris</i>	503
Chlorophycée Ulothricale <i>Geminella minor</i>	448
Cyanobactérie Hormogonales <i>Oscillatoria rubescens</i>	439
Chlorobactérie <i>Tétrahédon régulare</i>	420
Chlorophycée Volvocales <i>Volvox globator</i>	409
Chlorophycée Volvocale <i>Chlorogonium maximum</i>	389
Dinophycée Péridinales <i>Péridinium cinctum</i>	347
Cyanobactérie Hormogonales <i>Oscillatoria agardhii</i>	346
Chlorophycée <i>Coelastrum microsporum</i>	335
Cyanobactérie Hormogonales <i>Spirogyra quinina</i>	298
Chlorophycée <i>Chlamydocapsa planctonica</i>	297
Diatomophycée pénnée Acanthales <i>Acanthes flexella</i>	278
Chlorophycée Volvocales <i>Volvox auréus</i>	251
Chlorophycée Desmidiées <i>Clostérium aciculare</i>	184

Dinophycée Péridinales <i>Gymnodinium lacustre</i>	1
Chlorophycée <i>Tétraedron triangulare</i>	1
Diatomophycées Centrales <i>Cyclotella Stephanodiscus astraea</i>	1
Chlorophycée Ulothricales <i>Cylindrocapsa involuta</i>	1
Diatomophycée Coscinodiscales <i>Cyclotella comensis</i>	1
Cyanophycées Hormogonales <i>Aphanizomenon fos-aqua</i>	1
Chlorophycée Chlorococcales <i>Tétraedron minimum</i>	1
Chlorophycée Chlorococcales <i>Actinastrum hantschiir</i>	1
Diatomophycées Naviculales <i>Pinnularia lata</i>	9
Diatomophycée Coscinodiscales <i>Cyclotella comta</i>	9
Chrysophycées <i>Ureglena americana</i>	9
Chlorophycée Chlorococcales <i>Korschikoviella limnetica</i>	8
Chlorophycées Chlorococcales <i>Crucigeniella rectangularis</i>	8
Chlorophycée Chlorococcales Scénédesmacéae <i>Coelastrum reticulum</i>	8
Chrysophycées Monosigales <i>Desmarella sp</i>	7
Diatomophycée <i>Surirella ovata</i>	7
Diatomophycées Pennales Naviculales <i>Tabellaria sp</i>	7
Cyanobactérie Chroococcales <i>Synechococcus linéaris</i>	7
Chlorophycées Tétraspores <i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	7
Diatomophycée <i>Gyrosigma acuminatum</i>	7
Diatomophycées Coscinodiscales <i>Acantha</i>	7
Chlorophycées Volvocales <i>Hydrodictyon reticulatum</i>	6
Chlorophycées Desmidiées <i>Clostérium acerosum</i>	6
Cyanobactérie Hormogonales <i>Rivularia sp</i>	6
Diatomophycées Coscinodiscales <i>Cyclotella meneghiniana</i>	6
Dinophycées Péridinales <i>Péridinium bipes</i>	6
Chlorophycée Chlorococcales Oocystacea <i>Kirchneriella contorta</i>	6
Diatomophycées <i>Stéphanodiscus hantschii</i>	5
Chlorophycées Volvocales Chlamydomonas <i>Chloromonas sp</i>	5
Chlorophycées Chlorococcales <i>Botryococcus braunii</i>	5
Diatomophycées Coscinodiscales <i>Mélanosira granulata</i>	5
Diatomophycées Coscinodiscales <i>Melosira varian</i>	5
Chlorophycées Tétraspores <i>Geminella minor</i>	5
Cyanobactérie Hormogonales <i>Anabaena circinalis</i>	5
Chlorophycée Siphonocladales <i>Cladophoracées gemmiphora</i>	4
Diatomophycée Naviculales <i>Epithemia turgida</i>	4
Chrysophycées <i>Chrysococcus rufescens</i>	4
Chlorophycées Volvocales <i>Volvox sp</i>	4
Euglénophycées <i>Euglèna viridis</i>	4
Chrysophycées <i>Pseudo kephyrion undulatum</i>	3
Chlorophycées Chlorococcales <i>Morphidium minutum</i>	3
Chlorophycées Oedogoniales <i>Oedogonium capillare</i>	3
Chrysophycées <i>Mellononas acaroides</i>	3
Chlorophycées Volvocales <i>Nephroselmis angulata</i>	3
Diatomophycée <i>Cyclotella antiqua</i>	3
Chlorophycées Ulothricales <i>Draparnaldia glomérata</i>	3
Chlorophycée Chlorococcales <i>Chlorococum humiculum</i>	2
Chlorophycées Vacuolariacéae <i>Gonyostomum latum</i>	2
Xanthophycée <i>Astériosiphon terrestre</i>	2
Diatomophycées Bacilloriacée <i>Epithemia sorex</i>	2
Chlorophycées Chlorococcales <i>Sphaerocystis schroetieri</i>	2
Chlorophycées Chlorococcales <i>Chlorococum sp</i>	2

Euglénophycée <i>Lepocinclis striata</i>	20
Dinophycées Péridinales <i>Gymnodinium tabulatum</i>	19
Chlorophycée Chlorococcales Oocystacées <i>Oocystis lacustris</i>	18
Diatomophycée <i>Diatoma mésodon</i>	18
Dinophycée <i>Pyridinium palustre</i>	18
Chrysophycée <i>Mallomonas lichenensis</i>	18
Xanthophycée <i>Phyllosiphon arisari</i>	18
Chlorophycées Chlorococcales <i>Pléodorina</i>	17
Chlorophycées <i>Sphaérodinium cinctum</i>	17
Diatomophycée <i>Synedra vaucheria</i>	17
Chlorophycée Ulothricales <i>koliella longiseta</i>	16
Chlorophycée Chlorococcales <i>Chlorella aéru ginosa</i>	15
Chlorophycées Volvocales <i>Dunaliella sp</i>	14
Diatomophycées Naviculales <i>Navicula crucicuta</i>	14
Euglénophycées Phacus hélicoïde	13
Chlorophycées Chlorococcales <i>Pédiastrum duplex</i>	12
Chlorophycées Tétraspores <i>Phyllogloea fimbriatum</i>	12
Diatomophycées <i>Tabellaria fenestra</i>	12
Dinophycées Gleodinales <i>Geodinium montanum</i>	12
Rhodophycée <i>Rhodomonas lacustris</i>	12
Chlorophycée Euchlorophycée Chlorococcales <i>Hormotilopsis</i>	11
Chlorophycées Chlorococcales <i>Moraphidium contortum</i>	11
Diatomophycées <i>Cymatopleura solea</i>	11
Chrysophycée <i>Chrysocapsa planctonica</i>	11
Chlorophycée Volvocales <i>Phacotus lenticularis</i>	10
Chlorophycées Volvocales Volvocineae <i>Gonium pectorale</i>	10
Chlorophycée Ulothricales <i>Planctonema lauterbornii</i>	10
Chlorophycées Chlorococcales <i>Pediastrum boryanum</i>	9
Chlorophycées <i>Stigéoclonium flagelliferum</i>	9
Chlorophycées Desmidiales <i>Clostérium limneticum</i>	9
Cyanobactérie Hormogonales <i>Anabaena sp</i>	9
Diatomophycées Naviculales <i>Gomphonema olivaceum</i>	9
Diatomophycées <i>Cyclotella bodanica</i>	9
Diatomophycées <i>Stéphanodiscus hantzschii</i>	9
Dinophycées Péridinales <i>Péridinium aciculiferum</i>	9
Xanthophycées <i>Botrydiopsis arrhiza</i>	9
Chlorophycées Desmidiales <i>Clostérium navicula</i>	8
Euglénophycées <i>Euglena spirogyra</i>	8
Chlorophycées <i>Pleurococcus viridis</i>	7
Diatomophycées <i>Diatoma vulgarea</i>	7
Diatomophycées Diatomaes <i>Tabellaria flocculosa</i>	7
Diatomophycées Diatomaes <i>Synédra capitata</i>	7
Chlorophycée Euchlorophycée Chlorococcales <i>Rhodochytrium sp</i>	6
Chlorophycées <i>Chaetonema irrégulare</i>	6
Diatomophycées Eunotiales <i>Eunotia formica</i>	6
Diatomophycée Bacilloriacée Pénnée <i>Pinnularia sp</i>	6
Diatomophycées Naviculales <i>Navicula cryptocephala</i>	6
Dinophycée Péridinales <i>Ceratium camingtoni</i>	6
Dinophycées Péridinales <i>Ceratium sp</i>	6
Cryptophycée <i>Cryptomonas marsoni</i>	6
Chlorophycées Vocales <i>Moraphidium graffithii</i>	5
Chlorophycées Desmidiales <i>Clostérium navicula</i>	5
Diatomophycées Diatomaes <i>Diatoma heimale</i>	5
Dinophycée Péridinales <i>Péridinium armata</i>	5

Chrysophycée <i>Pseudokephyrion schilleri</i>	5
Euglénophycées <i>Trachelomonas armata</i>	5
Chlorophycée Chlorococcales <i>Dictyochloropsis splendida</i>	4
Chlorophycée Volvocales <i>Lobomonas sp</i>	4
Diatomophycées Coscinodiscales <i>Melosira dickiei</i>	4
Diatomophycée Diatomales <i>Fragilariacées crotonensis</i>	4
Diatomophycées Diatomales <i>Diatoma élongatum</i>	4
Diatomophycée pénnée Naviculales <i>Nitzschia sp</i>	4
Chlorophycée Desmidiales <i>Senedesmus acuminatus</i>	3
Chlorophycée Chlorococcales <i>Closteriopsis longissima</i>	3
Diatomophycée <i>Cymbella lanceolata</i>	3
Diatomophycées <i>Nitzschia paléa</i>	3
Diatomophycées <i>Staustrum communtatum</i>	3
Dinophycées Péridiniales <i>Péridinium palatinum</i>	3
Chrysophycée <i>Cdodonomonas pascheri</i>	3
Chrysophycées <i>Chrysococcus punctiformis</i>	3
Conjugatophycée <i>Closterium kuetzingii</i>	3
Chlorophycée Chlorococcales <i>Juraniella javorkae</i>	2
Chlorophycées Ulotricales <i>Ulothrix zonata</i>	2
Chlorophycée Ulotricales <i>Ulothrix tenerrima</i>	2
Chlorophycées Vovocales <i>Goniochloris sculpta</i>	2
Diatomophycées <i>Rhizosolenia longiseta</i>	2
Diatomophycées Naviculales <i>Cymbella cistula</i>	2
Diatomophycées Naviculales <i>Cymbella lacustris</i>	2
Diatomophycées Naviculales <i>Caloneis amphisbaena</i>	2
Diatomophycées Pennales <i>Nitzschia sigmoidea</i>	2
Diatomophycées Naviculales <i>Caloneis amphisbaena</i>	2
Dinophycée Péridiniales <i>Trachelomonas planctonica</i>	2
Dinophycées Péridiniales <i>Gymnodinium tenuissimum</i>	2
Phéophycée <i>Pleurocladia lacustris</i>	2
Chlorophycée Volvocale Volvocacées <i>Eudorina sp</i>	1
Chlorophycées Desmidiales <i>Senedesmus dimorphus</i>	1
Chlorophycée Ulotricales <i>Geminella interrupta</i>	1
Cyanobactérie Hormogonales <i>Anabaena affinis</i>	1
Cyanobactérie Hormogonales <i>Anabaena solitaria</i>	1
Xanthophycée <i>Vaucheria geminata</i>	1
Conjugatophycée <i>Gonatozygon kinahani</i>	1
Conjugatophycée Gonatozygales <i>Closterium kuetzingii</i>	1

Tableau N°38: Liste des diatomées utilisées dans le calcul de l'indice diatomique avec leur indice de polluosensibilité (i) et leur valeur indicatrice (v) selon J.P. Descy :

Espèces :	ij	vj
<i>Achnantes conspicua</i> A.Mayer	5	3
<i>Achnantes lanceolata</i> (Breb) Grun	3	1
<i>Achnantes linearis</i> (W. Smith) Grun	5	3
<i>Achnantes microcephala</i> (Kutz)	5	3
<i>Achnantes minutissima</i> (Kutz)(var <i>cryptocephala</i> Grun)	4	1
<i>Amphora ovalis</i> Kut var. <i>pediculus</i> Kutz	4	2
<i>Anomooneis serians</i> (Breb) Cleve (et var. <i>Truncatula</i> (Schulz))	5	2
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun)(et var. <i>Truncatula</i> (Schulz))	5	3
<i>Caloneis silicula</i> (Cleve)(et var. <i>Truncatula</i>)	5	3
<i>Ceratoneis arcus</i> (Kutz)	5	3
<i>Cocconeis pediculus</i> (Ehr.)	4	3
<i>Cocconeis plectentula</i> (Ehr.)	4	2
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kutz	3	1
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Bréb) W Smith	5	3
<i>Cymatopleu</i>	4	2
<i>Cymbella cistula</i> (Hemprich)Grun (et var. <i>mculata</i> kutz)	4	3
<i>Cymbella gracilis</i> (Rabenth) Cleve	5	3
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr. V. Heurck	5	3
<i>Cymbella naviculiformis</i> Aurswa	5	3
<i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Cleve ;	5	2
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	5	2
<i>Cymbella tumida</i> (Breb.) V. Heurck	4	3
<i>Cymbella ventricosa</i> Kutz	4	2
<i>Gomphonéma olivaceoides</i> Hust	5	3
<i>Gomphonéma olivaceum</i> (Lyngb) Kutz	4	2
<i>Gomphonéma pavulum</i> Kutz Hust	2	1
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kutz) Rabenth	5	3
<i>Gyrosigma spenceri</i> (W Smith Cleve var. <i>nodiferum</i> Grun	5	3
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr)Grun	5	3
<i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kutz	4	2
<i>Melosire varians</i> ,Ag	2	1
<i>Melosire circulare</i> Ag	5	3
<i>Navicula accornoda</i> Hust	5	3
<i>Navicula contenta</i> Grun	3	2
<i>Navicula cryptocephala</i> Kutz	3	2
<i>Navicula cryptocephala</i> Kutz var <i>intermedia</i> Grun	3	1
<i>Navicula cuspidata</i> Kutz	5	3
<i>Navicula cuspidata</i> Kutz var <i>ambigua</i> (Ehr) Cleve	3	1
<i>Navicula cocconeiformis</i> Gregory	5	2
<i>Navicula gothlantica</i> Grun	3	2
<i>Navicula gracilis</i> Ehr	5	3
<i>Navicula hungarica</i> Grun var <i>capitata</i> (Ehr) Cleve	4	2

<i>Navicula menisculus</i> Schum	2	2
<i>Navicula minuscula</i> Grun	3	2
<i>Navicula mutica</i> Kutz (et var)	1	3
<i>Navicula placentula</i> (Ehr) Grun	5	3
<i>Navicula pupula</i> Kutz	3	2
<i>Navicula radiosa</i> Kutz	4	3
<i>Navicula rynchocephala</i> Kutz	4	2
<i>Navicula rotaena</i> (Rabenth) Grun	5	3
<i>Navicula Subharnulata</i> Grun	5	3
<i>Navicula viridula</i> Kutz	4	1
<i>Navicula acicularis</i> W. Smith	3	2
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun	2	3
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kutz) Grun	5	2
<i>Nitzschia filiformis</i> (W Smith)Hust	3	3
<i>Nitzschia foncticola</i> Grun	4	2
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grun	4	2
<i>Nitzschia linearis</i> W Smith	4	2
<i>Nitzschia palea</i> (Kutz) W Smith	1	2
<i>Nitzschia paleacea</i> Grun	3	2
<i>recta</i> Hantzsch	5	2
<i>Nitzschia romana</i> Grun	8	2
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Ehr) W Smith	3	2
<i>Nitzschia triblionella</i> Hantzsch	4	3
<i>Peronia heribaudii</i> Brun et Per	3	3
<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kutz) Cleve (var <i>hybrida</i> (Grun))	3	3
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	6	3
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kutz) Grun		3
<i>Surirulla angustata</i> Kutz	4	3
<i>Surirulla biseriata</i> Breb	2	3
<i>Surirella linearis</i> W Smith	1	3
<i>Surirella ovata</i> Kutz	3	2
<i>Surirella pulchella</i> Kutz var <i>lanceola</i> O'Meara	4	2
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehr	6	1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kutz	5	3

