

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	17
CHAPITRE 1 : LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET L'EUTROPHISATION DANS LES LACS	
LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET L'EUTROPHISATION DANS LES LACS.....	21
1. Nutriments.....	22
2. Comment l'homme enrichit-il le milieu.....	23
2.1. Les rejets urbains.....	23
2.2. Les rejets agricoles.....	24
3. Cycles des éléments nutritifs.....	24
3.1. Équilibre écologique.....	24
4. L'eutrophisation.....	26
4.1. Nutriments minéraux.....	26
4.2. Nutriments organiques.....	26
5. Différences entre les cycles de l'azote et du phosphore.....	27
5.1. L'azote.....	28
5.2. Le phosphore.....	29
6. Cas du lac Oubeira.....	29
7. Situation géographiques du lac Oubeira.....	30
8. Aperçu sur la géologie de la région d'étude.....	31
8. 1. La position structurale du lac Oubeira.....	32
9. Le couvert végétal du bassin versant du lac Oubeira.....	33
10. Morphométrie et réseau hydrographique du lac Oubeira et de son bassin versant.....	33
11. Conditions météorologiques de la région d'étude.....	35
12. Bathymétrie et envasement du fond du lac Oubeira.....	36
13. Caractéristiques écologiques du lac Oubeira.....	41
13.1. La flore.....	41
13.2. La faune.....	41
13.3. Ichtyofaune.....	41
13.4. Phytoplancton.....	42
CHAPITRE 2: HYDROCLIMATOLOGIE ET BATHYMÉTRIE DU LAC OUBEIRA	
1. Introduction.....	44
2. Matériel et méthodes.....	46
2.1. Analyses statistiques des précipitations annuelles.....	46

2.1.1. Ajustement des précipitations annuelles à la loi de Gauss ou loi normale.....	46
2.1.2. Application du test de χ^2 de K. Pearson.....	46
2.1.3. L'écart pluviométrique.....	46
2.1.4. Le coefficient de variation.....	46
2.1.5. La variable réduite de Gauss.....	47
2.1.6. La période de retour.....	47
2.2. Les paramètres utilisés dans l'analyse des températures.....	47
2.2.1. Le diagramme ombrothermique.....	47
2.2.2. L'évaporation.....	47
2.2.3. L'évapotranspiration réelle (E.T.R).....	47
2.2.4. L'évapotranspiration potentielle (E.T.P).....	48
2.3. Ressources en eau de surface.....	48
2.3.1. La méthode des polygones de Thiessen.....	48
2.3.2. Estimation du bilan d'eau.....	48
2.3.3. Échanges hydrologiques interannuels moyens du lac avec son bassin versant.....	49
2.3.4. Le bilan hydrologique moyen interannuel du lac avec son bassin versant.....	49
2.4. Les mesures bathymétriques.....	50
2.4.1. Le calcul des volumes des eaux du lac.....	50
2.4.2. Le calcul de la profondeur moyenne des eaux du lac.....	51
3. Résultats.....	52
3.1. Hydroclimatologie du lac Oubeira et de son bassin versant.....	52
3.1.1. Climatologie du lac Oubeira et de son bassin versant.....	52
3.1.1.1. Analyses des précipitations annuelles.....	52
3.1.1.1.1. Analyses statistiques des précipitations annuelles.....	52
3.1.1.1.1.1. Ajustement des précipitations annuelles à la loi de Gauss.....	52
3.1.1.1.1.2. Application du texte χ^2 de K-Pearson.....	52
3.1.1.1.2. Variabilité interannuelle des précipitations.....	53
3.1.1.1.2.1. Estimation numérique des précipitations fréquentielles annuelles.....	54
3.1.1.1.2. Répartition des précipitations moyennes mensuelles.....	56
3.1.1.3. Les facteurs thermiques.....	58
3.1.1.3.1. Analyses des températures.....	58
3.1.1.3.2. Les saisons thermiques.....	58
3.1.1.3.3. L'évaporation.....	59

3.1.1.3.3.1. Évaluation de l'évapotranspiration réelle (E.T.R).....	59
3.1.1.3.3.2. Calcul de l'évapotranspiration potentielle (E.T.P).....	60
3.2. Bilans d'eaux et bilans hydrologiques du lac Oubeira.....	61
3.2.1. Estimation du bilan d'eau à l'échelle du bassin versant.....	61
3.2.1.1. Notions du bilan d'eau (Lame d'eau précipitée, le déficit d'écoulement et l'excédent).....	61
3.2.2. Échanges hydrologiques du lac avec son bassin versant.....	62
3.2.2.1. Échanges hydrologiques interannuels moyens du lac avec son bassin versant.....	63
3.2.2.2. Échanges hydrologiques du lac durant les deux années 2003/2004 et 2004/2005 avec son bassin versant.....	64
3.2.2.2.1. L'année hydrologique 2003/2004.....	64
3.2.2.2.2. L'année hydrologique 2004/2005.....	64
3.2.2.3. Bilan hydrologique du lac avec son bassin versant.....	65
3.2.2.3.1. Bilan hydrologique interannuel moyen.....	65
3.2.2.3.2. Bilans hydrologiques des deux années 2003/2004 et 2004/2005.....	65
3.3. Bathymétrie du lac.....	65
3.4. L'évolution des profondeurs et des volumes des eaux du lac Oubeira durant les deux années hydrologiques 2003/2004 et 2004/2005.....	66
4. Discussion et conclusion	72
CHAPITRE 3: CHIMIE ET QUALITÉS TROPHYQUES DES EAUX DU LAC	
1. Introduction.....	79
2. Matériel et méthodes.....	81
2.1. Choix et caractéristiques des stations de prélèvements des échantillons d'eaux.....	81
2.2. Rythme des prélèvements.....	82
2.3. Méthodes de prélèvement et d'analyses.....	82
2.3.1. Les mesures des paramètres de l'environnement.....	82
2.3.2. Prélèvements et conservations des échantillons.....	83
2.3.3. Dosages des cations et des anions des sels majeurs.....	83
2.3.4. Dosages des sels nutritifs et des matières organiques dissoutes.....	83
2.3.5. Les matières en suspension (MES).....	84
2.3.6. Le carbone organique particulaire (COP).....	84
2.3.7. Dosages des chlorophylles a, b et c.....	84
2.4. Récolteset identification du phytoplancton.....	85
2.5. Traitements statistiques.....	85
3. Résultats.....	87

3.1. Paramètres de l'environnement.....	87
3.1.1. La température des eaux du lac.....	87
3.1.2. Le pH des eaux du lac.....	87
3.1.3. L'oxygène dissous des eaux du lac (O ₂).....	88
3.1.4. Le total des solides dissouts (TDS).....	88
3.1.5. La transparence des eaux du lac.....	89
3.2. Les sels majeurs.....	91
3.2.1. Les anions.....	91
3.2.1.1. Les chlorures (Cl ⁻).....	91
3.2.1.2. Les bicarbonates (HCO ₃ ⁻).....	91
3.2.1.3. Les sulfates (SO ₄ ⁻).....	92
3.2.2. Les cations.....	95
3.2.2.1. Le sodium (Na ⁺).....	95
3.2.2.2. Le potassium (K ⁺).....	95
3.2.2.3. Le calcium (Ca ⁺⁺).....	97
3.2.2.4. Le magnésium (Mg ⁺⁺).....	98
3.2.3. Évolution des concentrations moyennes mensuelles des sels majeurs.....	100
3.2.3.1. Les anions.....	100
3.2.3.1.1. Les chlorures (Cl ⁻).....	100
3.2.3.1.2. Les bicarbonates (HCO ₃ ⁻).....	101
3.2.3.1.3. Les sulfates (SO ₄ ⁻).....	101
3.2.3.2. Les cations.....	103
3.2.3.2.1. Le sodium (Na ⁺) et le potassium (K ⁺).....	103
3.2.3.2.2. Le calcium (Ca ⁺⁺).....	104
3.2.3.3. 3. Le magnésium (Mg ⁺⁺).....	104
3.2.4. Les faciès chimiques des eaux du lac.....	106
3.2.5. Analyse en composantes principales (ACP) et matrice de corrélation.....	108
3.3. Les sels nutritifs, les substances organiques dissoutes et les matières particulières.....	110
3.3.1. Les sels nutritifs.....	110
3.3.1.1. L'ammonium (NH ₄ ⁺).....	110
3.3.1.2. Les nitrates (NO ₃ ⁻).....	111
3.3.1.3. Les nitrites (NO ₂ ⁻).....	112
3.3.1.4. L'azote inorganique dissous (NID).....	112
3.3.1.5. L'orthophosphate (PO ₄ ⁻).....	113

3.3.2. Les substances organiques dissoutes.....	116
3.3.2.1. L'azote organique dissous (NOD).....	116
3.3.2.2. Le phosphore organique dissous (POD).....	117
3.3.3. Les matières particulières.....	119
3.3.3.1. Les matières en suspension (MES).....	119
3.3.3.2. Le carbone organique particulaire (COP).....	120
3.3.3.3. La chlorophylle a.....	121
3.3.3.4. La chlorophylle b.....	122
3.3.3.5. La chlorophylle c.....	123
3.3.4. Évolution des concentrations moyennes mensuelles des sels nutritifs, des substances organiques dissoutes et des matières particulières.....	126
3.3.4.1. Les sels nutritifs.....	126
3.3.4.1.1. L'ammonium (NH_4^+).....	126
3.3.4.1.2. Les nitrates (NO_3^-).....	126
3.3.4.1.3. Les nitrites (NO_2^-).....	127
3.3.4.1.4. L'azote inorganique dissous (NID).....	127
3.3.4.1.5. L'orthophosphate (PO_4^-).....	128
3.3.4.2. Les substances organiques dissoutes.....	130
3.3.4.2.1. L'azote organique dissous (NOD).....	130
3.3.4.2.2. Le phosphore organique dissous (POD).....	131
3.3.4.3. Les matières particulières.....	132
3.3.4.3.1. Les matières en suspension (MES).....	132
3.3.4.3.2. Le carbone organique particulaire (COP).....	133
3.3.4.3.3. La chlorophylle a.....	133
3.3.4.3.4. La chlorophylle b.....	134
3.3.4.3.5. La chlorophylle c.....	134
3.3.5. Analyse en composantes principales (ACP) et matrice de corrélation.....	137
3.4. Peuplements phytoplanctoniques.....	140
3.4.1. Composition et distribution taxonomique.....	140
3.4.2. Distribution spatio-temporelle de la composition phytoplanctonique.....	144
3.4.2.1. Distribution mensuelle.....	144
3.4.2.2. Distribution spatiale.....	148
3.4.2.2.1. La station A.....	148
3.4.2.2.2. La station B.....	148

3.4.2.2.3. La station C.....	149
3.4.2.2.4. La station D.....	149
3.4.2.2.5. La station E.....	150
4. Discussion et conclusion.....	151
CHAPITRE 4 : CARACTÉRISTIQUES SÉDIMENTAIRES DU LAC OUBEIRA	
1. Introduction.....	165
2. Matériel et méthodes.....	166
2.1. Choix des stations d'échantillonnages et prélèvements.....	166
2.2. Analyses sédimentaires.....	166
2.2.1. Évaluation des pélites.....	166
2.2.2. Analyse granulométrique.....	166
2.2.3. Le pH du sédiment.....	167
2.2.4. L'humidité du sédiment.....	167
2.2.5. Matière organique sédimentaire (M.O.S).....	167
2.2.6. Teneur en carbonates totaux.....	168
2.3. Expressions des résultats.....	169
2.3.1. Histogrammes de fréquence.....	169
2.3.2. Courbes cumulatives semi-logarithmiques.....	169
2.3.3. L'indices granulométriques.....	169
2.3.3.1. Médiane (Q2).....	169
2.3.3.2. L'indice de classement ou le Sorting de Trask (So).....	170
2.3.3.3. Facteur hydrodynamique (FH).....	170
3. Résultats.....	171
3.1. Caractéristiques granulométriques.....	171
3.1.1. Teneurs en pélites.....	172
3.2. Matière organique sédimentaire (M.O.S).....	173
3.3. Teneurs en carbonates totaux.....	174
3.4. Teneurs du pH sédimentaire.....	175
3.5. Teneurs de l'humidité dans les sédiments.....	176
4. Discussion et conclusion.....	177
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES.....	182
RÉSUMÉ.....	186
SUMMARY.....	187
ملخص.....	188

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	189
ANNEXES.....	200

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Conséquence de l'eutrophisation (Désoxygénation, production de toxines) sur l'environnement aquatique (Lacaze, 1996).....	23
Figure 2: Cycle simplifié des éléments nutritifs. Equilibre écologique (Lacaze, 1996).....	25
Figure 3: Cycle simplifié des éléments nutritifs. Nutritifs en apports excès (Anonyme, 1990).....	27
Figure 4: Localisation du lac Oubeira dans les limites du parc national d'El-Kala (Wilaya EL-Tarf) modifié à partir de Khallef et al., 2018.....	31
Figure 5: Carte du réseau hydrographique du bassin versant du lac Oubeira (Messerer, 1999).....	34
Figure 6: Évolution interannuelle des précipitations sur une période d'observation de 28 ans (1968/1969-1995/1996) au niveau des deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel (Messerer, 1999).....	36
Figure 7: Carte de la bathymétrie du lac Oubeira durant le mois d'octobre 1996 (Messerer, 1999).....	38
Figure 8: Carte de la bathymétrie du lac Oubeira durant le mois de mars 1997 (Messerer 1999).....	39
Figure 9: Carte des épaisseurs de la couche de vase qui couvre le fond du lac Oubeira (Messerer, 1999)....	40
Figure 10: Évolution interannuelle des précipitations sur une période d'observation de 37 ans (1968/1969-2004/2005) au niveau des deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel.....	54
Figure 11: Évolution des précipitations moyennes mensuelles sur une période d'observation de 37 ans (1968/1969-2004/2005) au niveau des deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel.....	57
Figure 12: Diagramme ombrothermique selon Gaussen et Bagnouls de la station d'Ain El-Assel sur une période d'observation de 37ans (1968/1969-2004/2005).....	59
Figure 13: Diagramme ombrothermique selon Gaussen et Bagnouls de la station d'El-Kala sur une période d'observation de 37 ans (1968/1969-2004/2005).....	59
Figure 14: Carte de la bathymétrie du la Oubeira durant la période d'étiage (le 2 novembre 2004).....	68
Figure 15: Carte de la bathymétrie du la Oubeira durant la période des crues (le 15 mai 2005).....	69
Figure 16: Évolution des volumes moyens mensuels des eaux du lac Oubeira durant deux années hydrologiques du 04/03/04 au 21/06/05.....	70
Figure 17: Localisation des stations d'échantillonnages des échantillons d'eaux dans le lac Oubeira.....	82
Figure 18 A: Évolution spatiotemporelle des paramètres de l'environnement dans les eaux du lac Oubeira: a température et b pH.....	89
Figure 18 B: Évolution spatiotemporelle des paramètres de l'environnement dans les eaux du lac Oubeira: c oxygène dissous, d le total des solides dissous et e transparence des eaux	90
Figure 19: Évolution spatiotemporelle des anions des sels majeurs dans les eaux du lac Oubeira: a chlorures, b bicarbonates, c sulfates.....	94

Figure 20: Évolution spatiotemporelle des cations des sels majeurs dans les eaux du lac Oubeira: a sodium, b potassium, c calcium et d magnésium.....	99
Figure 21: Évolution des concentrations moyennes mensuelles des anions des sels majeurs dans les eaux du lac Oubeira: a chlorures, b bicarbonates et c sulfates.....	102
Figure 22: Évolution des concentrations moyennes mensuelles des cations des sels majeurs dans les eaux du lac Oubeira: a sodium, b potassium, c calcium et d magnésium.....	105
Figure 23: Cercle des corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les sels majeurs.....	108
Figure 24 A: Évolution spatiotemporelle des sels nutritives dans les eaux du lac Oubeira: a ammonium, b nitrates et c nitrites.....	115
Figure 24 B: Évolution spatiotemporelle des sels nutritives dans les eaux du lac Oubeira: d azote inorganique dissous et e orthophosphate.....	116
Figure 25: Évolution spatiotemporelle des substances organiques dissoutes dans les eaux du lac Oubeira: a azote organique dissous et b phosphore organique dissous.....	119
Figure 26 A: Évolution spatiotemporelle des matières particulières dans les eaux du lac Oubeira: a matières en suspension (mg/L^{-1}), b carbone organique particulaire (mg/L^{-1}).....	124
Figure 26 B: Évolution spatiotemporelle des matières particulières dans les eaux du lac Oubeira: c chlorophylle a (mg/m^3), d chlorophylle b (mg/m^3) et e chlorophylle c (mg/m^3).....	125
Figure 27 A : Évolution des moyennes mensuelles des sels nutritives dans les eaux du lac Oubeira: a ammonium, b nitrates et c nitrites.....	129
Figure 27 B: Évolution des moyennes mensuelles des sels nutritives dans les eaux du lac Oubeira: d azote inorganique dissous et e orthophosphate	130
Figure 28: Évolution des moyennes mensuelles des substances organiques dissoutes dans les eaux du lac Oubeira: a azote organique dissous et b phosphore organique dissous.....	132
Figure 29 A : Évolution des moyennes mensuelles des matières particulières dans les eaux du lac Oubeira: a matières en suspension (mg/L^{-1}) et b carbone organique particulaire (mg/L^{-1}).....	135
Figure 29 B : Évolution des moyennes mensuelles des matières particulières dans les eaux du lac Oubeira: c chlorophylle a (mg/m^3), d chlorophylle b (mg/m^3) et e chlorophylle c (mg/m^3).....	136
Figure 30: Cercle des corrélations entre les paramètres physico-chimiques, les matières nutritives et les matières particulières.....	137
Figure 31: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station A.....	148
Figure 32: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station B.....	149
Figure 33: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station C.....	149
Figure 34: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station D.....	150
Figure 35: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station E.....	150

Figure 36: Localisation des stations d'échantillonnages des sédiments dans le lac Oubeira.....	168
Figure 37: Répartition de la teneur en pélites (%) dans les sédiments du lac Oubeira.....	173
Figure 38: Répartition de la teneur en matière organique (%) dans les sédiments du lac Oubeira.....	174
Figure 39: Répartition de la teneur en carbonates totaux (%) dans les sédiments du lac Oubeira.....	175
Figure 40: Répartition des valeurs du pH dans les sédiments du lac Oubeira.....	176
Figure 41: Répartition des teneurs de l'humidité dans les sédiments du lac Oubeira.....	176

LISTE DES FIGURES EN ANNEXES

Figure 1: Ajustement graphique des précipitations annuelles à la loi de Gauss station d'El-Klala 1968/1969-2004/2005.....	201
Figure 2: Ajustement graphique des précipitations annuelles à la loi de Gauss station d'Ain El-Assel 1968/1969-2004/2005.....	201
Figure 3: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de mars 2004.....	202
Figure 4: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois d'avril 2004.....	203
Figure 5: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de novembre 2004...	204
Figure 6: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de janvier 2005.....	205
Figure 7: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de mars 2005.....	206
Figure 8: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de mai 2005.....	207
Figure 9: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de juin 2005.....	208
Figure 10: Courbes des fréquences cumulées des stations (de 1 à 16) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.....	217
Figure 11: Courbes des fréquences cumulées des stations (de 17 à 33) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.....	218
Figure 12: Courbes des fréquences cumulées des stations (de 34 à 42) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.....	219
Figure 13: Histogrammes de fréquence des stations (de 1 à 16) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.....	220
Figure 14: Histogrammes de fréquence des stations (de 17 à 33) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.....	221
Figure 15: Histogrammes de fréquence des stations (de 34 à 42) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.....	222

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Différences entre les cycles de l'azote et du phosphore (Lacaze, 1996).....	28
Tableau 2: Les superficies partielles entre les différentes tranches des épaisseurs de la couche de vase qui couvre le fond du lac Oubeira (selon Messerer, 1999).....	37
Tableau 3: Répartition des précipitations annuelles en classes.....	52
Tableau 4: Les Paramètres statistiques.....	54
Tableau 5: Valeurs de l'écart à la normale du cycle le plus pluvieux et du cycle le plus sec.....	54
Tableau 6: Les valeurs qui correspondent à la variable réduite de Gauss (u).....	55
Tableau 7: Précipitations annuelles fréquentielles en (mm) aux stations d'Ain El-Assel et d'El-Kala.....	55
Tableau 8: Périodes de retour.....	56
Tableau 9: Les paramètres de la variation des précipitations mensuelles des deux stations d'Ain El-Assel et d'El-Kala.....	56
Tableau 10: Températures moyennes mensuelles en °C dans les deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel sur une période d'observation de 37 ans (1968/1969-2004/2005).....	58
Tableau 11: Résultats du calcul de l'évapotranspiration réelle (E.T.R) annuel moyen calculée selon les deux méthodes de Turc et de Coutagne.....	60
Tableau 12: Évapotranspiration potentielle (E.T.P) calculée dans la région d'Ain El-Assel.....	60
Tableau 13: Évapotranspiration potentielle (E.T.P) calculée dans la région d'El-Kala.....	60
Tableau 14: Estimation des précipitations moyennes interannuelles sur une période d'observation de 37ans (1968/1969-2004/2005) et les précipitations annuelles durant les deux années 2003/2004, 2004/2005 précipitées sur le bassin versant du lac Oubeira, calculées par la méthode de Thiessen.....	61
Tableau 15: Estimation des différents lames d'eaux du bilan d'eau moyen interannuel sur une période d'observation de 37ans (1968/1969-2004/2005) du bassin versant du lac Oubeira.....	62
Tableau 16: Estimation des différentes lames d'eaux des bilans d'eaux annuels durant les années 2003/2004 et 2004/2005 du bassin versant du lac Oubeira.....	62
Tableau 17: Les différentes lames d'eaux moyennes interannuelles échangées entre le lac Oubeira et son bassin versant pour une durée d'observation de 37ans (1968/1969-2004/2005).....	63
Tableau 18: Les différentes lames d'eaux annuelles échangées entre le lac Oubeira et son bassin versant durant l'année 2003/2004.....	64
Tableau 19: Les différentes lames d'eaux annuelles échangées entre le lac Oubeira et son bassin versant durant l'année 2004/2005.....	64

Tableau 20: Évolution mensuelle des différentes profondeurs des eaux du lac Oubeira durant les deux années hydrologiques 2003/2004 et 2004/2005.....	66
Tableau 21: Les paramètres statistiques de la variation mensuelle des volumes des eaux du lac Oubeira durant les deux années hydrologiques 2003/2004 et 2004/2005.....	67
Tableau 22: Positions et profondeurs des stations de prélèvements des échantillons d’eaux dans le lac Oubeira	81
Tableau 23: Calendrier des sorties de mars 2004 à mars 2005.....	82
Tableau 24: Méthodes de dosage des anions et des cations des sels majeurs dissous.....	83
Tableau 25: Méthodes de dosage des sels nutritifs et des matières organiques dissoutes.....	84
Tableau 26: Répartition des faciès chimiques des eaux du lac à travers les stations de prélèvements.....	106
Tableau 27: Formules ioniques et faciès chimiques bimensuels des eaux du lac Oubeira les plus répondus à travers les stations de prélèvements.....	107
Tableau 28: Matrice de corrélation linéaire de Pearson, entre les paramètres physico-chimiques et les sels majeurs	109
Tableau 29: Matrice de corrélation linéaire de Pearson entre les facteurs physico-chimiques, les matières nutritives et les matières particulières.....	139
Tableau 30: Liste taxonomique du microphytoplancton récolté dans les eaux du lac Oubeira (novembre 2004, décembre 2004 et mars 2005).....	141
Tableau 31: Variation de la composition taxonomique du phytoplancton dans les eaux du lac Oubeira à travers les stations A, B, C, D et E durant la période d’étude.....	144

LISTE DES TABLEAUX EN ANNEXES

Tableau 1: Formules ioniques et faciès chimiques durant les mois de mars à mai 2004 des eaux du lac Oubeira.....	209
Tableau 2: Formules ioniques et faciès chimiques durant les mois de juin à août 2004 des eaux du lac Oubeira.....	211
Tableau 3: Formules ioniques et faciès chimiques durant les mois de septembre à novembre 2004 des eaux du lac Oubeira.....	213
Tableau 4: Formules ioniques et faciès chimiques durant les mois de décembre 2004 à mars 2005 des eaux du lac Oubeira.....	215

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les zones humides sont à l'heure actuelle des habitats naturels fortement menacés en raison de leurs vulnérabilités extrêmes d'écosystèmes délicats et d'autre part parce qu'ils se prêtent aisément à la mise en valeur. Ils suscitent aujourd'hui, le plus d'inquiétude, à cause de leurs pollutions par l'extension de l'agriculture intensive, l'industrie, l'urbanisation et l'exploitation abusive des ressources qu'ils contiennent. L'Algérie a ratifié la convention de RAMSAR en 1982, comptant 50 zones humides, couvrant plus de 50 % de la superficie totale estimée des zones humides en Algérie, dont 762 sont naturelles et 689 sont artificielles (Mammeria et al., 2019).

Ces milieux naturels, dont les bénéfices et avantages pour l'humanité sont devenus indéniables, sont considérés par la convention de RAMSAR aussi productifs que les forêts tropicales. Le parc national d'El-Kala (figure.4), situé à l'extrême Nord-est de l'Algérie, revêt une importance particulière, écologique et économique, car il abrite le complexe de zone humide le plus important du Maghreb. Les lacs Oubeira et Tonga, un étang un et marécage, sont inscrits sur la liste de la convention de RAMSAR relative aux Aires Spécialement Protégées (ASP) (Van Dijk et Ledant, 1983).

Le lac Oubeira est un bon exemple de zones humides naturelles de la région méditerranéenne, il se situe dans un complexe de zones humides qui viendrait en troisième position après ceux du delta de l'Èbre, en Espagne et de la Camargue en France (Samraoui et De Belair, 1998). Il est classé «réserve intégrale» du parc national d'El-Kala, il abrite des populations d'espèces animales et végétales parmi lesquelles plusieurs sont rares et mêmes très rares. Il accueille habituellement 20.000 oiseaux d'eau, les grands effectifs sont dénombrés au début de l'hiver (Loucif et al., 2009; Bouhaddada et al., 2016; Sarri 2017).

Bien que considéré comme un endroit d'hivernage par excellence, le lac Oubeira, est un lieu mais avec un degré moindre, pour la nidification de quelques espèces rares dont la plupart sont sédentaires (De Belair, 1990). Il est également le lieu d'alimentation pour des espèces qui nichent dans les autres zones humides de la région, comme les canards, les guifettes moustac et noire (*Chlidonias hybrida* et *C. niger*), les hérons pourprés et crabier ardea (*purpurea* et *Ardeola ralloides*), l'aigrette garzette (*Egretta garzetta*) et le garde-bœuf (*Bubulcus ibis* et *des limicoles*) (Boulahbel, 1999). Le lac Oubeira est le seul site de la région qui présente une organisation spatiale typique en ceintures de végétation (Hélophytes) avec une importante superficie colonisée par des herbiers flottants d'Hydrophytes, tel

que la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) dont le lac est l'unique station en Algérie, le nénuphar blanc (*Nymphaea alba*) et du nénuphar jaune (*Nuphar luteum*) dont il est désormais la seule station Nord-africaine pour cette espèce (Miri, 1996; Samraoui et De Belair, 1998).

Dès les années 1920, les spécialistes tenaient les apports en sels nutritifs et la morphologie des plans d'eau comme les deux facteurs qui exerçaient une influence considérable sur la production primaire et sur le statut trophique des lacs et des étangs. Les notions d'oligotrophie et d'eutrophie servent à caractériser les lacs selon leur nature peu ou très productive (Thienemann, 1918, Pearsall, 1920). Il a fallu toute fois attendre le début des années 1970 pour reconnaître que l'évolution accélérée de l'oligotrophie vers l'eutrophisation, avait une origine humaine et résultait pour l'essentiel du rejet des phosphates dans l'eau (Vollenweider, 1968). La biomasse du phytoplancton est souvent utilisée pour exprimer le degré d'eutrophisation des milieux aquatiques. Elle peut être exprimée en chlorophylle a ou, en quantité de carbone par litre d'eau (Geider et al., 1997).

Parmi les éléments minéraux nécessaires pour la croissance des algues, le phosphore est identifié depuis plus de 30 ans comme l'élément déterminant de l'eutrophisation des eaux douces. En mer, ce rôle-clé serait plutôt joué par l'azote. L'argument d'un exercé contrôle par le phosphore ou par l'azote se fonde sur le principe du facteur nutritif limitant énoncé par Liebig en 1840. Depuis les célèbres travaux de Mortimer (1941, 1942 et 1971) il est établi que les sédiments libèrent dans les eaux superficielles des lacs peu profonds et des étangs les éléments suivants : Fe^{++} , P-PO_4^{--} , NH_4^- , Mn^- , Si(OH)_4^- , HCO_3 . À ces conceptions, exclusivement physico-chimiques des échanges, qui tendent à restreindre ces phénomènes à une période bien déterminée, selon le degré d'anaérobiose. Les sédiments cèdent une fraction de leur charge interne qui modifie la trophie du système (Bertru, 1980). Les sédiments par l'intermédiaire de leur composante biologique, essentiellement bactérienne, réalisent en permanence la régénération des éléments nutritifs minéraux et organiques (Bertru, 1975). Ils assurent ainsi, par leur métabolisme une fonction importante quant à la structure et le fonctionnement de l'écosystème aquatique.

Les facteurs qui sont considérés comme responsables d'une manière directe ou indirecte dans la modification et la menace des zones humides sont: le drainage, la pression démographique, le tourisme, la surpêche, la surchasse et l'eutrophisation. Nous ne négligeons pas l'importance de chaque facteur, mais on considère que le phénomène de l'eutrophisation comme étant le plus dangereux puisque c'est un processus irréversible. Vers la fin des années 80, notre région a vécu une sécheresse qui a engendré en 1990 l'assèchement total des eaux du lac et provoquant aussi un grand

nombre d'incendies de forêts (Benyacoub et Chabi, 2000). Ces événements ont amplifié les phénomènes d'érosion dans le bassin versant du lac, puisque la saison des pluies qui est qualifiée d'une grande violence avec un caractère orageux des chutes de pluie (Dechemi et al., 2000). Ceci est caractéristique du climat méditerranéen qui n'est pas sans effet sur le relief et dont la dissection témoigne d'une érosion intense (Marre, 1987). L'ensemble de ses manifestations a eu une grande répercussion sur l'équilibre hydrologique, biologique et le bon fonctionnement écologique de notre écosystème. Un envasement important qui a comblé le 1/3 de la cuvette du lac et un colmatage considérable de son émissaire (Messerer, 1999). Une diminution de la diversité de la flore, de la faune et une abondance des matières en suspension dans les eaux du lac sont constatées par Benyacoub (1993). Des proliférations phytoplanctoniques importantes avec une prédominance de Cyanobactéries sont décrites par Bensouillah (2003) et Branes (2007). À notre connaissance, les informations et études sur le lac Oubeira sont encore rares à l'exception de quelques études sur son hydrologie. Les principaux efforts ponctuels, ont porté sur l'aquaculture et l'exploitation de la pêche, l'écologie et la biodiversité de quelques espèces lacustres, comme par exemple les travaux de Derbal et al., 2006; Nasri et al., 2008; Meddour et Bouderra 2011; Brahmia et al., 2016)

La majorité de ces études ont été menées de façon ponctuelle et séparément les uns des autres, par contre l'hydrologie, le plancton et le sédiment restent toujours presque entièrement méconnus. Jusqu'à présent aucune étude typologie du lac n'a été effectuée et qui lui permet d'être classé tantôt sur le plan hydrologique que sur le plan trophique. Ce travail s'inscrit dans une problématique qui considère l'écosystème dans sa globalité, en passant par plusieurs descripteurs, tels que le bassin versant, le réseau hydrographique, la nature géologique et la climatologie de la région d'étude.

Notre travail a pour objectif, le suivi de l'évolution du volume des eaux du lac, des sels majeurs, des sels nutritifs, des sels organiques dissous, des fractions particulières minérales et organiques et enfin de la masse chlorophyllienne durant un cycle hydrologique. Une caractérisation physico-chimique du sédiment, décrire la nature du sédiment du lac. Estimer le bilan d'eau annuel et déterminer les faciès chimiques des eaux et leurs potabilités. Identifier les sources d'enrichissements des eaux en sels nutritifs et les causes de l'évolution des fractions particulières et de la masse chlorophyllienne. Enfin les eaux du lac seront classées selon leurs niveaux trophique et proposé des perspectives d'aménagement afin d'éviter le comblement de la cuvette du lac et réhabiliter la qualité de ses eaux.

CHAPITRE 1 : LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET L'EUTROPHISATION DANS LES LACS

LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET L'EUTROPHISATION DANS LES LACS

L'eutrophisation est définie, au sens habituel comme l'enrichissement des eaux en nutriments essentiellement le phosphore et l'azote qui vont favoriser la croissance des végétaux (à la fois algues et macrophytes) pour finalement induire des efflorescences microalgales (eaux colorées), des algues flottantes à la surface des eaux et macrophytes notamment des algues sur les rivages ou sur les fonds (Menesguen, 1990). Plus brièvement d'après Bombace (1995) l'eutrophisation est le processus d'enrichissement d'une masse d'eau en sels minéraux et en matière organique. Lors de sa dégradation, ce matériel végétal provoque une déplétion des réserves en oxygène des plans d'eau qui en retour induit des problèmes secondaires tels que la mortalité de poissons, la libération de gaz corrosifs et autres substances indésirables tels que CO_2 , CH_4 , H_2S , des substances organoleptiques (responsable du goût et de l'odeur), des toxines, etc. (Meybeck et al., 1989) .

En réalité, on amalgame cause et conséquence; la cause est l'hyperfertilisation des eaux résultant de toute substance induisant l'eutrophisation (nutriments et ou matière organique). Cette dernière, la conséquence de la pollution par l'hyperfertilisation, correspond à une forte accumulation de biomasse qui ne pouvant être consommée (chaîne alimentaire locale), ni exportée (milieu confiné) aboutit aux troubles précités (Stim, 1988).

Effectivement, comme l'indique Frontier et Pichod-Viale (1993), une trop forte accumulation locale de biomasse n'est jamais viable. Quand elle se produit, le milieu est rapidement épuisé à la fois en oxygène et en matière nutritive minérale, de sorte que la biomasse accumulée meurt et ne tarde pas à se décomposer, utilisant le peu d'oxygène qui reste dans le milieu. Ce déséquilibre est connu sous le nom d'eutrophisation, mais on devrait en fait le nommer hypertrophisation ou dystrophisation, car il s'agit d'une désorganisation des flux de matière/énergie due à un blocage accidentel trop important de la biomasse. Quoique, certains effets particuliers des plans d'eau dépendent des conditions climatiques, limnologiques ou océanographiques et d'autres conditions, les symptômes et manifestations de l'eutrophisation sont semblables pour toutes sortes d'eaux douces ou marines. Dans les eaux peu profondes, la croissance des macrophytes peut (mais pas nécessairement) être prédominante sur le phytoplancton. Dans les régions d'eaux chaudes (tropicales et subtropicales), les manifestation peuvent être plus sévères (Meybeck et al., 1989) et ce qui peut se traduire par des pertes économiques et des risques pour la santé humaine. Par contre en mer, jusqu'à ces dernières années, l'eutrophisation n'était pas considérée comme un problème particulièrement grave excepté dans quelques zones confinées présentant des échanges restreint avec les eaux du large. Aujourd'hui

ce n'est évidemment plus le cas et des proliférations d'algues sont courantes dans les régions côtières notamment des marées vertes sur le littoral correspondant à des proliférations de macroalgues vertes benthiques (*Enteromorpha* et *Ulva*) et des eaux colorées qui sont des proliférations de plancton végétal très denses (les pullulations ont une coloration rouge, blanche, jaune ou brune variables selon l'espèce dominante). Dans certains cas ces concentrations phytoplanctoniques peuvent être toxiques pour les animaux et pour l'homme.

1. Nutriments

Deux éléments minoritaires indispensables à la vie aquatique sont l'azote et le phosphore. Selon la figure 1, c'est la plus ou moins grande quantité disponible de ces deux éléments nutritifs qui, en présence de lumière, favorisera ou limitera la croissance de la biomasse, d'où l'intérêt que suscitent à plusieurs titres ces éléments et leurs composés. L'une des questions cruciales que l'on peut alors se poser concernant l'azote et le phosphore est la suivante: « Comment des éléments aussi essentiels à la vie, en un mot aussi naturels, peuvent-ils être à l'origine de nuisances pour l'environnement et être ainsi assimilés à des polluants? » En réalité, dans les conditions naturelles, les sels nutritifs ne sont pas des polluants, car ils n'ont aucun effet néfaste direct sur la vie aquatique telle que les poissons. Toutefois, ces cas sont rares et, en règle générale, c'est par une nuisance indirecte que se manifestent les éléments nutritifs. Favorisant le développement de l'échelon primaire de la pyramide alimentaire, les algues, les éléments nutritifs en excès alimentent le milieu au point d'engendrer d'importantes poussées algales: c'est le phénomène d'eutrophisation.

Deux principaux types de nuisances peuvent alors en résulter selon les espèces qui en bénéficient: algues microscopiques unicellulaires (le phytoplancton) ou algues pluricellulaires de grande taille, telles que les ulves. Dans le premier cas, la respiration nocturne du phytoplancton et la dégradation de la matière organique formée vont asphyxier le milieu. Dans le second cas, on assiste à l'échouage de milliers de tonnes de «salade de mer» sur les plages, ou cette biomasse gêne l'accès à la mer et finit par se dégrader en une pourriture nauséabonde.

Comment des apports minéraux (ammonium, nitrite, nitrate) et (ou) organiques (résidus dissous et particulaires) résultant des activités humaines vont-ils perturber le cycle naturel de ces sels nutritifs.

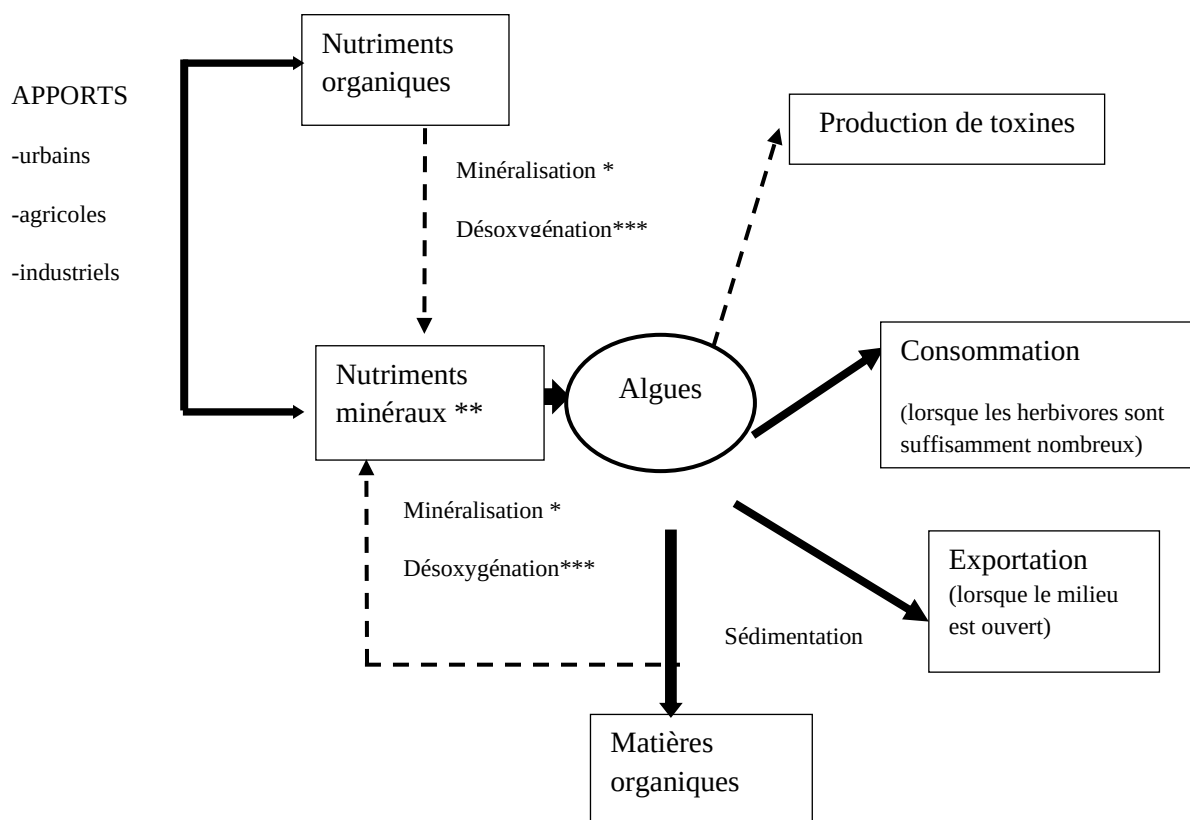


Figure 1: Conséquence de l'eutrophisation (Désoxygénation, production de toxines) sur l'environnement aquatique (Lacaze, 1996).

*Minéralisation de la matière organique avec consommation d'oxygène et libération de sels nutritifs de gaz carbonique.

** Ammonium, nitrite, nitrate, phosphate.

*** La dégradation peut se poursuivre en anaérobiose avec production de molécules toxiques : SH_2 , NH_3 , CH_4 etc.

2. Comment l'homme enrichit-il le milieu

2.1. Les rejets urbains

La production de déchets domestiques (résidus alimentaires et produits d'excrétion) est une conséquence inévitable de l'existence même de l'homme. Une partie de ces déchets est déversée dans l'environnement aquatique sans traitement, ainsi plusieurs pays ne sont pas raccordés à une station d'épuration. Il en résulte une pollution organique sous forme particulaire (matière en suspension ou MES) et dissoute (mise en évidence par la demande biochimique Oxygène ou DBO) du milieu et une pollution minérale (sels nutritifs azotés tels que les nitrites, l'ammonium et qui se transforment en nitrates avec consommation d'oxygène).

Une autre partie est traitée par les stations d'épuration. Les eaux épurées ont perdu beaucoup de leur charge de matières en suspension, mais l'azote organique dissous et particulaire s'est en partie minéralisé en ammonium. Ainsi, l'effluent clarifié sortant d'une station d'épuration classique

contient-il à peu près autant d'azote que l'effluent brut entrant dans la station. Un rejet urbain constitue donc pour le milieu une source d'ammonium, c'est-à-dire la forme d'azote minéral préférée des algues. Quant au phosphore, sa proportion par rapport à l'azote est généralement plus élevée dans un rejet urbain que dans une rivière. Dans les deux cas la plus grande part du phosphore se présente sous forme de phosphate.

Parfois, le tripolyphosphate originaire des lessives n'est pas totalement hydrolysé en phosphate et se trouve dans le milieu. Il est également assimilable par les algues qui sécrètent les enzymes nécessaires à son hydrolyse. Les traitements d'épuration classiques retiennent un tiers à deux tiers du phosphate d'un effluent brut, mais les traitements spécifiques peuvent accroître sensiblement ces rendements (jusqu'à 80-90 %).

2.2. Les rejets agricoles

Les engrais agricoles artificiels azotés et phosphorés sont majoritairement constitués de nitrates de potassium et d'ammonium ainsi que de phosphate de potassium. L'urée est également utilisée comme source d'azote. Mais, en termes d'azote, c'est du nitrate que l'on retrouve dans les eaux et jusqu'au milieu marin, très prépondérante. Pourquoi ? Parce que les sols superficiels et les eaux d'infiltration sont des milieux relativement bien oxygénés où l'azote organique est transformé en ammonium lui-même oxydé jusqu'au stade nitrate par les bactéries nitrifiantes. Toutes ces transformations ont le temps de se produire avant que l'azote n'arrive dans les rivières et à plus forte raison en mer. Le phosphate quant à lui ne subit pas de transformations et, mieux retenu dans les sols, résiste plus au lessivage.

3. Cycles des éléments nutritifs

3.1. Équilibre écologique

Pour entrer dans la chaîne alimentaire, autrement dit pour être assimilés par les algues, les éléments nutritifs doivent être présents dans l'eau sous forme minérale telle que nitrate, nitrite, ammonium, ou phosphate, dans le cas du phosphore. Dans le milieu aquatique, l'assimilation génère donc de l'azote et du phosphore organique particulaire vivant, c'est-à-dire des éléments nutritifs intégrés à la biomasse organique. Cette biomasse organique se transfère de maillon en maillon dans la chaîne alimentaire (zooplancton, poissons) avec un rendement assez faible et donc un retour partiel au milieu, à chaque transfert, par le biais de l'excrétion. Ainsi est restituée au milieu une partie des éléments nutritifs sous leur forme minérale primitive, notamment ammonium et phosphore. Mais en outre des formes nouvelles: les formes organiques particulaires détritiques et formes organiques

dissoutes. Ces deux formes organiques trouvent également leur origine dans la dégénérescence et la mort des organismes vivants ainsi que dans les apports anthropiques.

En fin, il ne faut pas oublier l'indispensable groupe des bactéries hétérotrophes, sans lesquelles le cycle ne se refermerait pas. Leur activité consiste en effet à utiliser la matière organique du milieu environnant comme source de nourriture et d'énergie. C'est au cours de ce processus que s'opère la minéralisation de la matière organique, c'est-à-dire la régénération des formes minérales primitives d'où est issue la biomasse, notamment le gaz carbonique (CO_2), l'ammonium (NH_4), le phosphate (PO_4). Le cycle des éléments nutritifs ne peut fonctionner correctement que dans des conditions d'équilibre écologique (figure 2). Lorsque des nuisances sont constatées, c'est que les limites de tolérance sont dépassées.

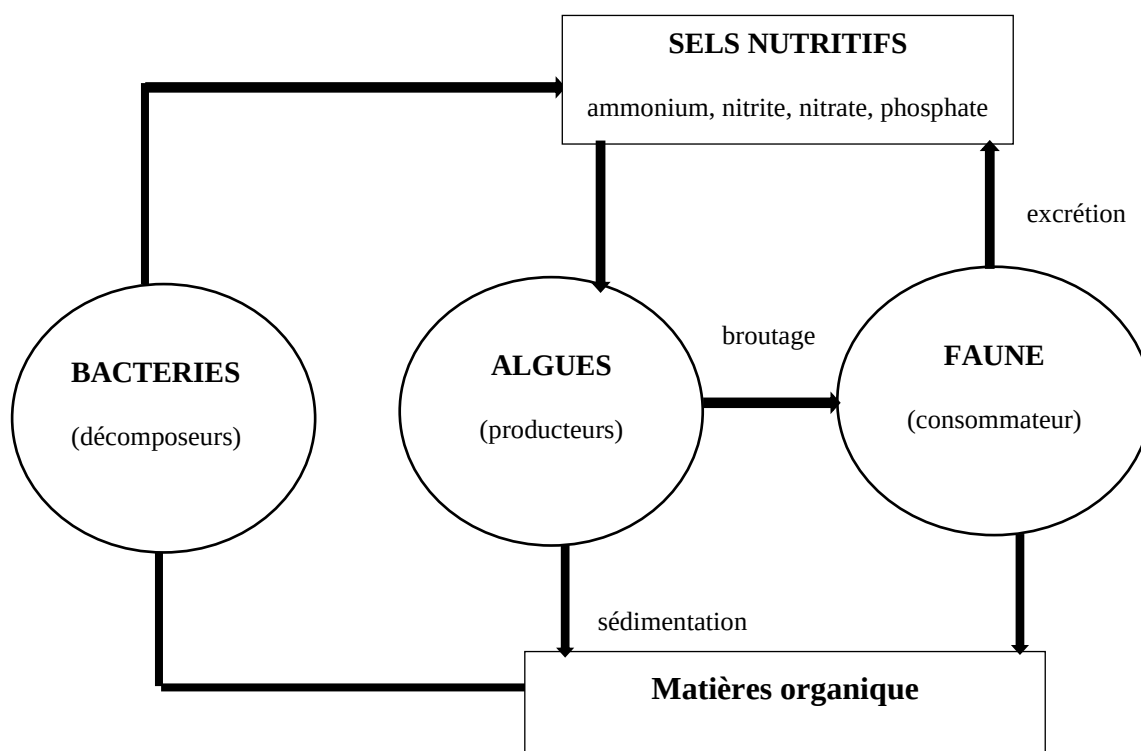


**Figure 2: Cycle simplifié des éléments nutritifs. Equilibre écologique (Lacaze, 1996).
Compartiments vivants (cercles) ou non (rectangles).**

4. L'eutrophisation

4.1. Nutriments minéraux

Profitant d'apports locaux croissants de sels nutritifs, un excès d'algues vertes se présentera sur les plages (marées vertes) ou des proliférations de phytoplancton coloreront la mer (eaux colorées).

La séquence suivant peut être établie:

Sels nutritif $\longrightarrow$ prolifération d'algues $\longrightarrow$ matière organique algale

4.2. Nutriments organiques

L'enrichissement organique de l'environnement aquatique a deux composants:

l'apport direct constitué par la matière organique de biomasses résiduelles (rejets anthropiques) (matières dissoutes et matières en suspension ou MES *). Cette matière va se minéraliser avec consommations d'oxygène et production de sels nutritifs*. Lorsque les concentrations en oxygène sont basses, les bactéries anaérobies peuvent oxyder les molécules organiques sans usage d'oxygène. Les produits terminaux H_2S (hydrogène sulfuré), NH_3 (ammoniaque) et CH_4 (méthane) sont toxiques pour de nombreuses espèces animales; l'apport différé, représenté par la matière organique algale qui est susceptible de se développer dans le milieu à partir des éléments nutritifs présents dans le rejet. Cet apport différé, en matière organique, est en toute rigueur, un apport potentiel dont l'importance dépendra des conditions locales de développement d'algues (Amiot et Guillaud, 1990).

Effectivement profitant d'apports locaux croissants de sels nutritifs, les algues finissent par se développer à une vitesse plus grande que celle à laquelle elles pourraient être consommées par les animaux, dispersées par les courants ou décomposées par les bactéries. Il y a donc accumulation de biomasse algale. Selon la figure 2 la décomposition de cette dernière va désoxygéner le milieu. Dans ce cas, l'excès de sels nutritifs induit, à un stade postérieur du cycle, un déséquilibre dû au dépassement des tolérances dans la possibilité de réoxygénation du milieu (Anonyme, 1990). Il s'agit bien d'un apport différé de matière organique. A plus ou moins long terme, l'hyperfertilisation (minérale et organique) aboutit donc à une désoxygénation du milieu avec, comme nous l'indiquerons plus loin, des conséquences parfois très graves pour l'environnement aquatique.

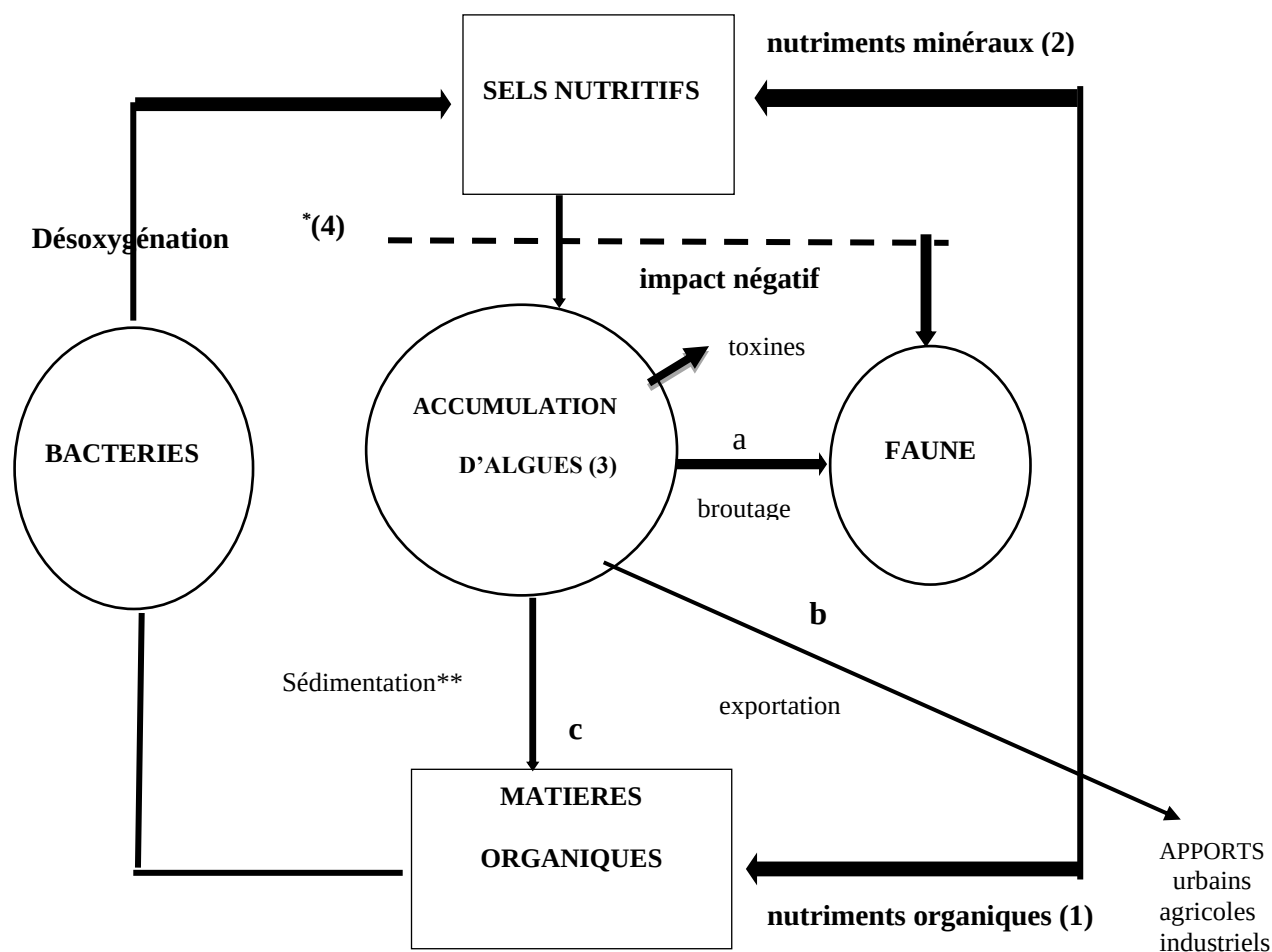


Figure 3: Cycle simplifié des éléments nutritifs. Nutritifs en apports excès (Anonyme, 1990). Compartiments vivants (cercles) ou non (rectangles).

- (1) Les nutriments organique résiduaire (pollution organique primaire) minéralisés par les bactéries, avec consommation d'oxygène (d'où une désoxygénation du milieu) et libération de sels nutritifs* favorisant la croissance des algues. les nutriments minéraux résiduaire favorisent la prolifération des algues dont certaines espèces peuvent émettre des toxines.
- (2) la biomasse algale produit peut être :
 - a) Broutée par les herbivores.
 - b) Exportée si le milieu est ouvert (courants, brassage des eaux ...).
 - c) Sédimentée sur le fond. la matière organique algale constitue alors une pollution organique secondaire.
- (3) En fin de compte on aboutit à désoxygénation (hypoxie*, voire anoxie*, du milieu) avec une action sévère sur la faune, allant parfois même jusqu'à l'élimination des espèces (milieu azoïque). Dans tous les cas on observe une chute de la biodiversité*. *En cas d'anaérobiose* production de molécules toxiques (CH_4 , NH_3 , SH_2) défavorable à la faune. ** Décomposition de la matière organique algale.

5. Différences entre les cycles de l'azote et du phosphore

Les apports d'azote et de phosphore n'ont pas fait les mêmes conséquences sur les écosystèmes aquatiques, du fait des différences existant entre les biogéochimiques¹ de ces deux éléments. L'azote

sous forme de nitrate et le phosphore sous forme de phosphate ne doivent pas être confondus ni dans leur comportement, ni dans les pollutions dont ils sont les agents et encourent moins dans les mesures qu'il convient de prendre à leur encontre (tableau 1).

Tableau 1: Différences entre les cycles de l'azote et du phosphore (Lacaze, 1996)

	Azote	Phosphore
Etat	Plusieurs formes. Surtout abondant à l'état moléculaire gazeux	Une seule forme minérale : le phosphate
Cycle	Une boucle entre la biosphère et l'atmosphère	Pas de boucle. Un système ouvert
Comportement dans les sols et les sédiments	Très mobile.	Fortement retenu
Origine des apports	Effluents agricoles (ils ont un rapporte N/P* élevé, supérieur à 10 donc P limitant)	Effluents domestiques (ils ont un rapporte N/P* faible, inférieur à 7 donc N limitant)
Moyen de lutte	Nitrification	Déphosphatation
Vitesse de minéralisation	Lente (plusieurs étapes bactériennes)	Rapide (phosphatase acide)
Toxicologie	Danger du nitrite et de l'ammoniac	Pas de toxicité
Type de pénurie	Difficulté d'assimilation d'un élément surabondant	Rareté effective
Rôle dans l'eutrophisation	Important (lorsque rapport N/P faible inférieur à 7 : <u>N limitant</u>)	Important (lorsque rapport N/P élevé supérieure à 10 : <u>P limitant</u>)

5.1. L'azote

Le cycle de l'azote comporte une phrase gazeuse (l'azote constitue environ les quatre cinquièmes de l'aire atmosphérique). Certains micro-organismes, dont quelques cyanobactéries, sont capables de fixer cet azote atmosphérique alors que d'autres s'activent à le restituer en dénitrifiant les nitrates en milieu anaérobie, ce qui pourra, se produire après une sévère eutrophisation. L'azote parcourt ainsi une véritable boucle entre la biosphère et l'atmosphère, boucle sur laquelle l'homme n'a finalement que peu d'emprise. Sous forme de nitrate l'azote est extrêmement mobile dans les sols, le nitrate s'accumule dans les nappes phréatiques ou la dénitrification ne peut avoir lieu faute de matière organique. Polluant des eaux souterraines le nitrate s'attaque à la santé.

Des concentrations maximales admissibles des eaux souterraines le nitrate d'attaque à la santé. Des concentrations maximales admissibles (CMA) «eau potable» et « ressources environnement» ont été fixées respectivement à 50 et 100 mg (11 et 22 milligrammes d'azote par litre).

5.2. Le phosphore

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

Les sédiments fins agissent comme accumulateur de phosphore dans les conditions oxydantes habituelles. Toute fois ils peuvent brusquement relarguer des quantités importantes de phosphore minéral si le milieu devient réducteur. L'existence de ce stockage de phosphore est un élément important à prendre en compte lors des prévisions du temps de retour à la situation oligotrophe après une réduction des apports continentaux.

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

6. Cas du lac Oubeira

Les étangs sont des milieux aquatiques à eaux "dormantes" (par opposition aux eaux "courantes") représentent des milieux très diversifiés. Ils sont classés essentiellement selon la disponibilité en éléments nutritifs, on distingue les étangs oligotrophes, c'est-à-dire pauvres en éléments nutritifs et des plans d'eaux eutrophes, enrichis en matière organique et en substances nutritives. L'abondance du phytoplancton et de la végétation reflètent la richesse de l'eau en substances nutritives. La croissance de plantes supérieures est limitée par la lumière disponible. Elles se répartissent au sein de l'étang en fonction de la profondeur et de la qualité de l'eau, la nature du substrat, la morphologie des berges et l'importance des variations du niveau d'eau. On observe ainsi une zonation typique de la végétation en ceintures parallèles à la rive. Les eaux dormantes sont menacées par l'eutrophisation, voir l'hypertrophisation, l'envasement, les modifications du régime hydrique, le

développement d'espèces introduites, dites "espèces envahissantes" et des activités humaines autour des étangs.

7. Situation géographique du lac Oubeira

Le nord-est de l'Algérie est le site central des principaux lacs, lagune et rivières des zones humides avec de grandes caractéristiques écologiques, culturelles et économiques (Bouhaddada et al., 2016; Mammeria et al., 2019; Marcos et al., 2019).

Le lac Oubeira qui fait l'objet de notre travail, il se singularise par la pérennité de son plan d'eau qui persiste au plus fort de la saison sèche. Cet écosystème est localisé dans un milieu naturel couvert dans une grande partie d'une forêt de chêne-liège et d'un maquis dense, d'où on retrouve d'autres étendues d'eau; le lac Tonga et la lagune Mellah.

Le lac Oubeira est situé à l'extrême nord-est algérien ($8^{\circ} - 23' E$ et $36^{\circ} - 50' N$), à 6 Km au sud-ouest d'El-Kala et à 5 Km de la mer Méditerranée (figure. 4). La limite Nord du bassin versant du lac Oubeira, s'étend d'est en ouest de latitude 170 m à 182 m. Cette ligne de crête, légèrement sinueuse où culmine le Kef Trébiche à 256 m marque la limite avec le bassin versant du lac Mellah. La bordure ouest du bassin versant progresse vers le sud en longeant les sommets du Djebel Oubeira (100 m) jusqu'au voisinage de Fedj Zana (91 m) avant d'être relayés dans la partie sud par les Djebels Euch Lahmar (138 m) et Hellilifa (189 m) qui constitue les flancs ouest de l'oued Messida. À l'est, le bassin versant est formé d'une bordure plane qui s'étale au pied du Djebel Boû Merchène (184 m) au nord-est.

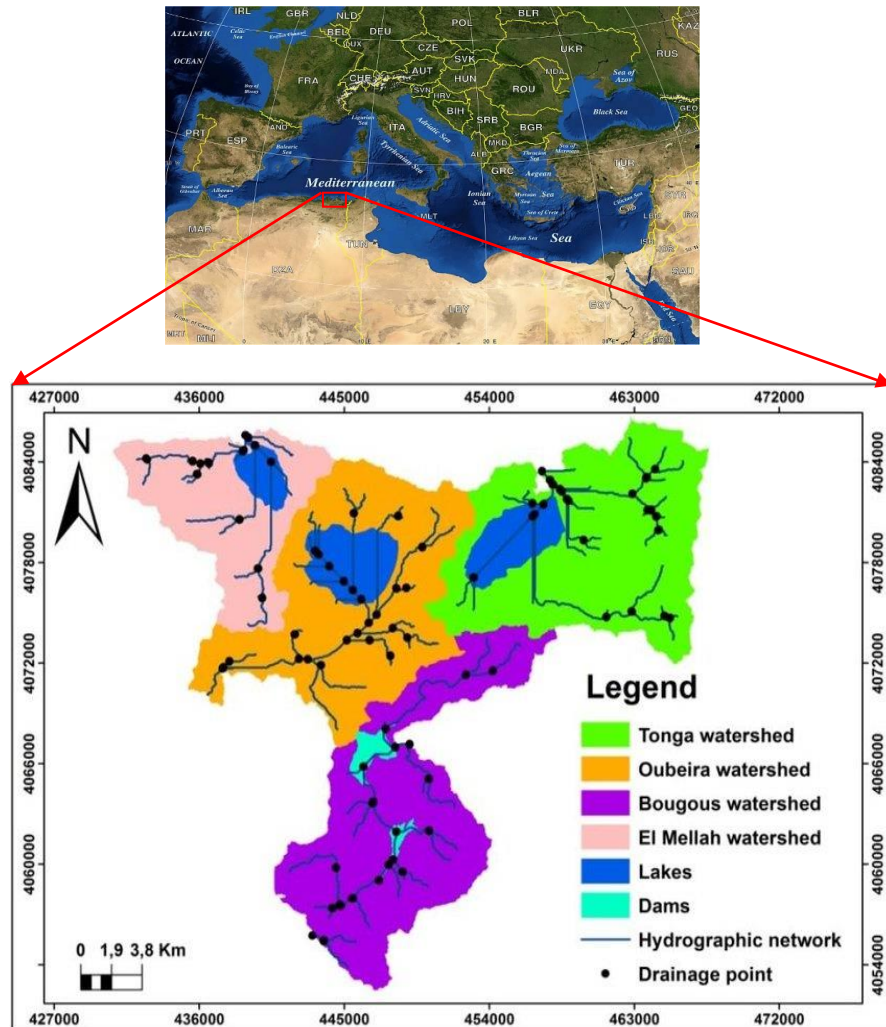


Figure 4: Localisation du lac Oubeira dans les limites du parc national d'El-Kala (Wilaya EL-Tarf) modifié à partir de Khallef et al., 2018.

8. Aperçu sur la géologie de la région d'étude

Les formes, les formations et les structures que présente actuellement notre région d'étude, résulte d'une longue histoire géologique. Sachant que le quaternaire est caractérisé par les grandes phases d'érosions et c'est dans ces conditions que le lac Mellah et le lac Oubeira se sont formés. Ils sont le résultat du creusement et de l'élargissement de l'ancienne vallée de l'oued Bougous, suite à la formation d'un seuil dissymétrique de côte 44 m entre les deux lacs durant le début du quaternaire (pléistocène ancien).

La séparation entre les deux lacs, c'est effectuée pendant le pléistocène moyen, résultant d'une première capture isolant le lac Oubeira, d'où il c'est doté d'un émissaire vers l'oued El-

Kebir et non vers le lac Mellah. Au début du Néopleistocène, une seconde capture qui s'est produite et qui a dissocié les bassins du lac Mellah et de l'oued El- Kebir. La mer occupe le lac Mellah depuis seulement le quaternaire récent (Néopleistocène) et donnant lieu à une lagune marine, reliée à la mer par un chenal (Joleaud, 1936).

La chronostratigraphie de la région d'étude correspond à un ensemble constitué d'affleurements de bordure qui se caractérise par des formations du tertiaire et aux formations dunaires, les produits de comblement et les dépôts lacustres du quaternaire (Joleaud, 1936). Le lac Oubeira est bordé sur une largeur assez importante (1 à 2 Km) de dépôts récents qui constituent le niveau continental (Marre, 1987). L'extension de ces formations retrace une variation très importante du niveau du lac. Ce même niveau disparaît sur la bordure nord pour laisser apparaître le niveau actuel, qui est représenté essentiellement par les marécages, qui retracent les variations saisonnières actuelles du lac Oubeira.

Le pourtour du lac Oubeira laisse apparaître des sables et des limons récents qui correspondent à un milieu lacustre néopleistocène. Aux abords de tous les lacs où lagune : Fetzara, Mellah, Oubeira, et Tonga, il y a un passage insensible entre les alluvions des affleurements tributaires de ces complexes humides et les sables ou les argiles laguno-marins ou laguno-lacustres au fond de ces zones déprimées (Joleaud, 1936).

8.1. La position structurale du lac Oubeira

C'est dans cette partie occidentale du complexe humide d'El-Kala qu'on distingue deux lacs indépendants. Le lac Oubeira occupe une dépression peu profonde, par contre le lac Mellah est une lagune paralique qui dépasse les cinq mètres de profondeur (Marre, 1987).

Les phénomènes géologiques les plus intéressants qui se sont manifestés sur le territoire de la région lacustre d'El-Kala, datent des temps quaternaires. La surface même des ponchinas (plages soulevées accompagnées de formations dunaires) soit des plates-formes d'abrasion en tailler dans les mollasses calcaires, témoignent d'un soulèvement par saccades interrompu à plusieurs reprises par des oscillations de sens opposé, entraînant l'affaissement du niveau de base des cours d'eau de la région à une altitude très inférieure.

L'Oubeira se dessine notamment un synclinal, correspondant aux couteaux de la rive est du lac Mellah, ce dernier se rebroussant aussi vers le nord-nord-est (Joleaud, 1936). Un autre synclinal encore plus septentrional est marqué par djebel Bez-zeze et Koudiat El-Frine, entre

les deux éléments tectoniques se dessine un anticlinal argileux, qui correspond à la partie sud du lac Mellah. Le lac s'est installé dans une large cuvette synclinale bordée au sud par le chevauchement du djebel l'Ach-lahmar sur djebel Hellelif et au nord par le pli en genou du Bouliff qui est le résultat du rebroussement des plis numidiens vers le nord -nord est qui sont caractéristiques des monts d'El-Kala.

Dans cette cuvette les argiles sur-numidiennes, qui sont en général décapées sur tous les massifs, ont pu se maintenir créant au-dessus des grès perméables, une couverture imperméable qui constitue ainsi le lac Oubeira.

9. Le couvert végétal du bassin versant du lac Oubeira

La couverture végétale naturelle assimilée au domaine forestier et qui s'étend sur une superficie de 73 % de la superficie du bassin versant (B.n.e.d.e.r., 2004). Les forêts de Khanguet Aoun, d'El-Kala, d'El Oubeira et celle d'El-Frin présentent une densité de boisement appréciable de 26 % et alors qu'elle n'est que de 15 % au nord du bassin versant (B.n.e.d.e.r., 2004). Il y a une nette régression des forêts et maquis et cela depuis quatre décennies sous la pression d'une population riveraine en extension et aux incendies de forêts repérés. Aujourd'hui, les formations arborescentes homogènes (forêt naturelle et reboisement) ne représentent plus que 50 % de l'ensemble du domaine forestier du bassin versant (B.n.e.d.e.r., 2004).

10. Morphométrie et réseau hydrographique du lac Oubeira et de son bassin versant

Les travaux de Messerer (1999), montrent que le bassin versant réel du lac Oubeira, coïncide avec le bassin versant topographique qui peut être caractérisé par sa morphométrie (forme, relief et réseau hydrographique). D'après la nature du sol et le couvert végétal on peut se faire une idée qualitative du mode d'action de ces différents facteurs, sur la transformation des eaux de pluies en écoulement. Les paramètres morphométriques ont pour but de donner les indications quantitatives. Ils interviennent de façon combinée ou séparée, pour mettre en évidence l'influence de chacun d'eux, sur certains aspects du régime hydrologique du réseau hydrographique dans le bassin versant.

Le lac Oubeira jouie d'une superficie de 24 Km² entouré d'un bassin versant d'une surface de 99 Km² (Messerer, 1999). Son relief est modéré, il se situe à des altitudes relativement basses, avec une classe modale comprise entre les tranches d'altitudes de 0 et 100 m et cette classe

modale constitue 80 % de la surface du bassin versant (Messerer, 1999). Les altitudes du bassin versant du lac décroissent de 200 m d'altitude pour atteindre 25 m au niveau du lac et leur altitude moyenne est de 62 m (Messerer, 1999).

Selon la figure 5, le lac Oubeira est alimenté par quatre oueds d'ordre 4 selon la classification de Strahler: l'oued Demet Er Réhane au nord, l'oued Boû Marchène au nord-est, l'oued Degrah à l'est et l'oued Messida au sud (Raoul, 1974). Ces quatre oueds font partie d'un chevelu hydrographique peu développé lâche, immature et ils ne représentent que 1,20 % du nombre total des cours d'eau du bassin versant (Messerer, 1999). L'indice de compacité K_c (1,58) du bassin versant lui donne une forme rectangulaire ($L = 23,08$ km et $l = 4,21$ km) et allongée qui retarde l'écoulement (Messerer, 1999). Les caractères du chevelu hydrographiques qui sont le rapport de confluence R_c (1,95), le rapport de longueur RL (1,85) qui exprime la longueur de drainage des eaux, la densité de drainage temporaire Dd_T ($0,33$ Km^{-1}), la densité de drainage Dd ($0,77$ Km^{-1}) et le coefficient de torrentialité CT ($0,77$) (Messerer, 1999). Ils expriment des valeurs qui sont faibles impliquant une érosion et une torrentialité moyenne du réseau hydrographique avec un écoulement qui ne présente pas de crues ce qui traduit la faiblesse du réseau hydrographique et de son faible degré de ramification. (Figure. 5 carte du réseau hydrographique)

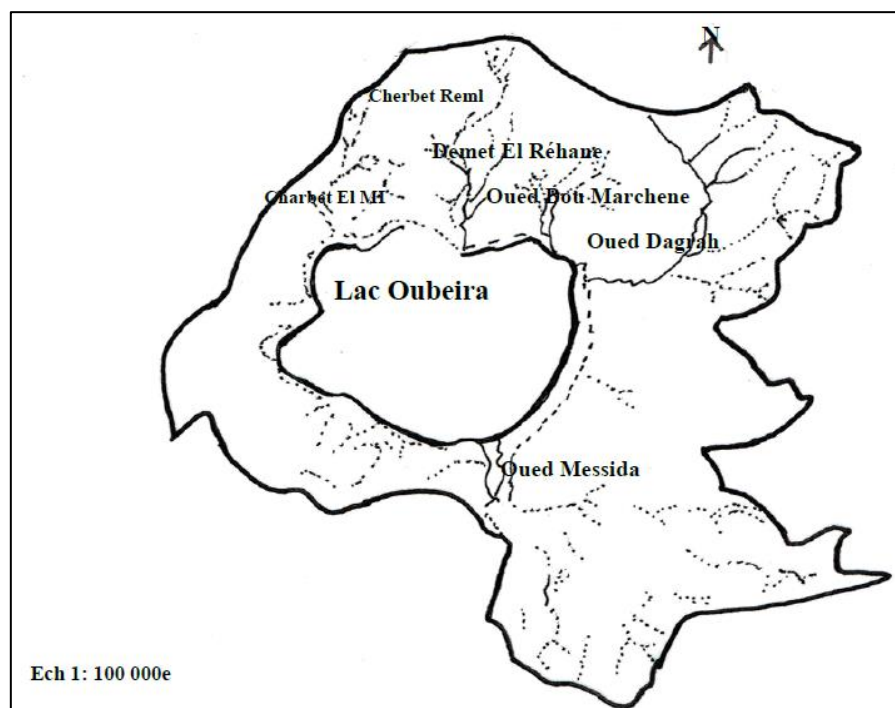


Figure 5: Carte du réseau hydrographique du bassin versant du lac Oubeira (Messerer, 1999).

11. Conditions météorologiques de la région d'étude

Le lac Oubeira est situé sous un climat du type méditerranéen, caractérisé par un hiver froid et humide et un été chaud et sec. Ce type de climat a une grande influence sur l'hydrologie de la région d'étude et en particulier sur le lac Oubeira. Les conditions climatiques, plus que d'autres facteurs régissent toutes sortes d'écoulements: fluvial, des oueds etc... En effet les précipitations qui sont les plus importantes, agissent directement sur l'alimentation en eau du lac Oubeira. D'autre part les températures atmosphériques ont une grande influence sur les valeurs relatives à l'évaporation, qui favorisent le déficit d'écoulement.

Les travaux de Messerer (1999), indiquent que les stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel, couvrent respectivement l'enregistrement des hauteurs pluviométriques sur la surface du bassin versant du lac Oubeira. L'analyse des températures de la région révèle qu'il existe une saison chaude, pendant laquelle les températures moyennes mensuelles sont supérieures à la moyenne annuelle de 17,20°C, alors que la saison froide, ses températures peuvent descendre jusqu'à la valeur de 11,65°C.

La carte pluviométrique de l'Algérie du Nord (de 1922/1960 à 1969/1989), élaborée par l'ANRH avec la collaboration scientifique de Jean-Pierre La Borde (1990), dévoile que le bassin versant du lac Oubeira, se trouve entre l'isohyète 700 mm et 800 mm. Ce ci traduit que le lac reçoit une pluviométrie moyenne annuelle située entre 700 mm et 800 mm. La figure 9, illustre l'évolution interannuelle des précipitations sur une période d'observation de 28 ans (1968/69-1995/96) au niveau des deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel, (Messerer, 1999) et qui démontre, une irrégularité pluviométrique d'une année à une autre remarquable.

Le régime pluviométrique, caractérise l'année hydrologique, par une variabilité mensuelle pluviométrique marquée par deux saisons. Une saison humide qui coïncide avec les pluvieux et une saison sèche qui correspond aux mois déficitaires (Messerer, 1999). Ce régime pluviométrique a pour corollaire une grande violence et un caractère orageux des chutes des pluies, caractéristique du climat méditerranéen dans son ensemble. Ce phénomène n'est pas sans effet sur le relief dont la dissection témoigne d'une érosion intense.

Le lac Oubeira est soumis généralement aux vents du nord et du nord-ouest de novembre jusqu'à mai et aux vents d'est de juin jusqu'à octobre (Draredja, 2007). Le vent joue un rôle

écologique important, puisqu'il provoque un brassage des eaux du lac. Ceci booste la production primaire et charge les eaux du lac en matières en suspension.

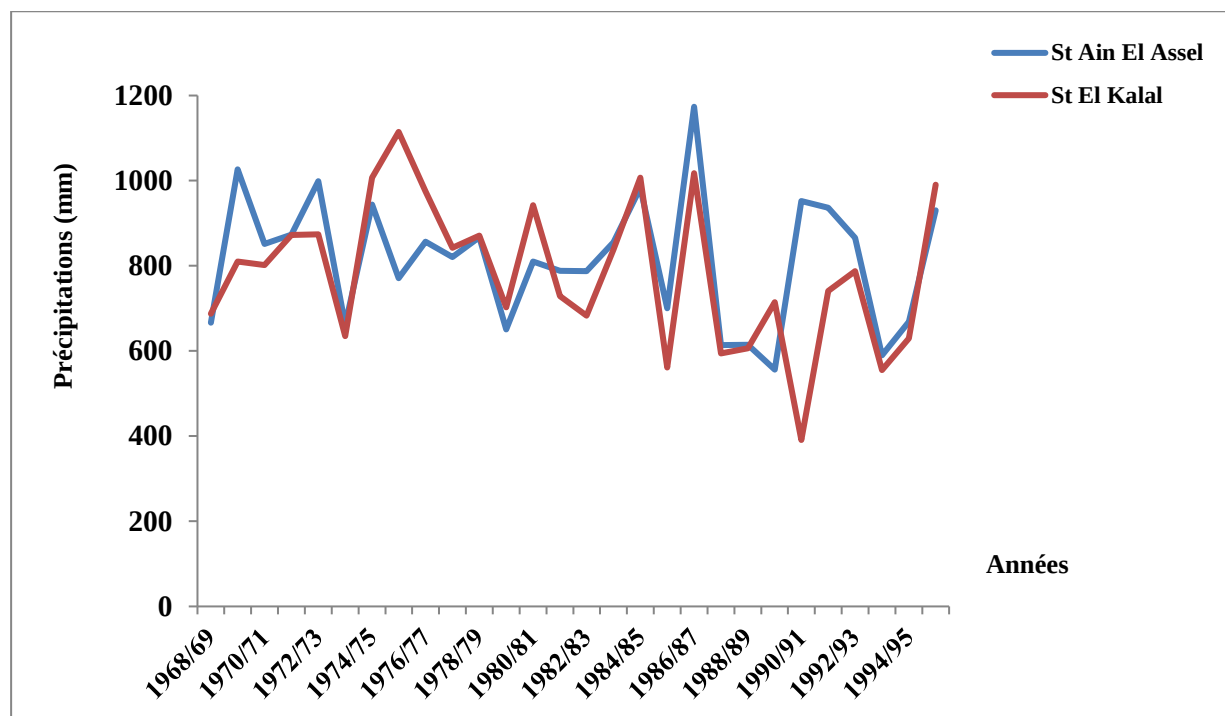


Figure 6: Évolution interannuelle des précipitations sur une période d'observation de 28 ans (1968/1969-1995/1996) au niveau des deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel (Messerer, 1999).

12. Bathymétrie et envasement du fond du lac Oubeira

La carte bathymétrique (Figure. 7), établie durant le mois d'octobre 1996 selon Messerer (1999), elle représente la période des bases eaux. Elle montre que les profondeurs du lac ne dépassent pas la valeur de 1,24 m, avec une profondeur moyenne de 0,96 m et un volume des eaux du lac durant cette période d'étiage de 22.031.080 m³.

La carte bathymétrique (Figure. 8) réalisée par Messerer (1999) pendant le mois de mars 1997 durant la période des hautes eaux, indique que la profondeur maximum dans les eaux du lac est de 1,76 m suivi d'une profondeur moyenne de 1,42 m et d'un volume des eaux du lac pendant cette période des crues de 32.535.069,85 m³.

Le déroulement de la période des hautes eaux (printemps) et la saison des basses eaux (automne), met en évidence un battement dans le niveau des eaux du lac de 0,46 m et ce qui implique un intervalle de volume de 10.503.991 m³ dans les eaux du lac Oubeira.

Tableau 2: Les superficies partielles entre les différentes tranches des épaisseurs de la couche de vase qui couvre le fond du lac Oubeira (selon Messerer, 1999).

Tranches des épaisseurs (m)	Superficies partielles (Km ²)	Superficies partielles (%)
0 à 1	8,2988	36,22
1 à 1,50	3,6381	15,88
1,50 à 1,90	4,1257	18,01
1,90 à 2,20	5,4384	23,74
2,20 à 2,50	1,1782	5,14
2,50	0,2317	1,01
Total	22,9110	100

Le tableau 2 représente les épaisseurs de la couche de vase qui tapisse le fond du lac. Les valeurs des épaisseurs inférieures ou égales à 1,50 m, couvrent 52,10 % de la surface du lac. Les épaisseurs supérieures à 1,50 m, représentent 47,90 % de la surface du lac, en sachant que la plus grande épaisseur mesurée est de 2,50 m.

Les deux cartes bathymétriques (figures. 7 et 8) (Messerer, 1999) et la carte des épaisseurs de la vase (figure. 9) (Messerer, 1999) indiquent que le lac Oubeira a une forme de cuvette, avec un fond plus ou moins plat, incliné du sud-ouest vers le nord. Ce lui-ci forme le premier fond du lac qui constitue le toit de la couche de vase et dont le volume est estimé à 30.207.685 m³, avec une épaisseur moyenne de 1,30 m. Le fond de cette couche de vase, constitue le substratum réel du lac avec une forme concave inclinée vers le sud-ouest, contrairement au premier fond qui est incliné vers le nord.

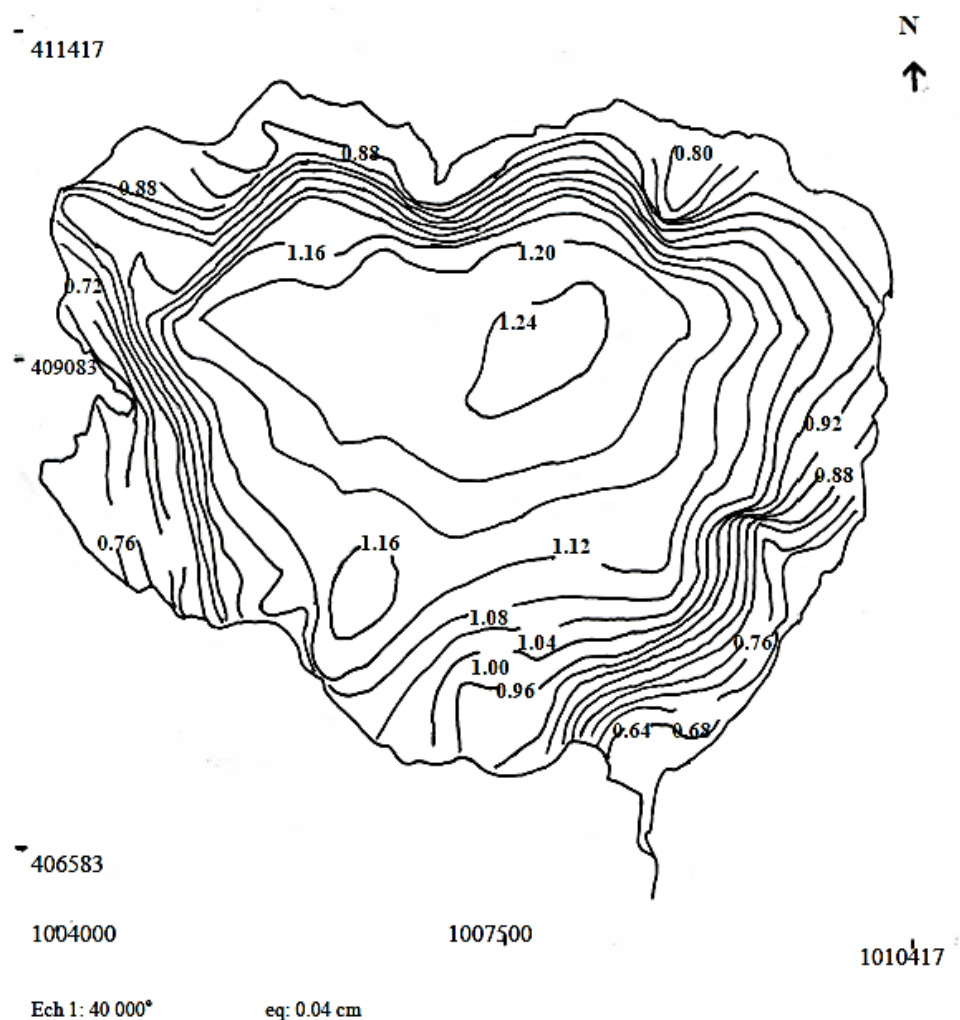


Figure 7: Carte de la bathymétrie du lac Oubeira durant le mois d'octobre 1996 (Messerer, 1999).

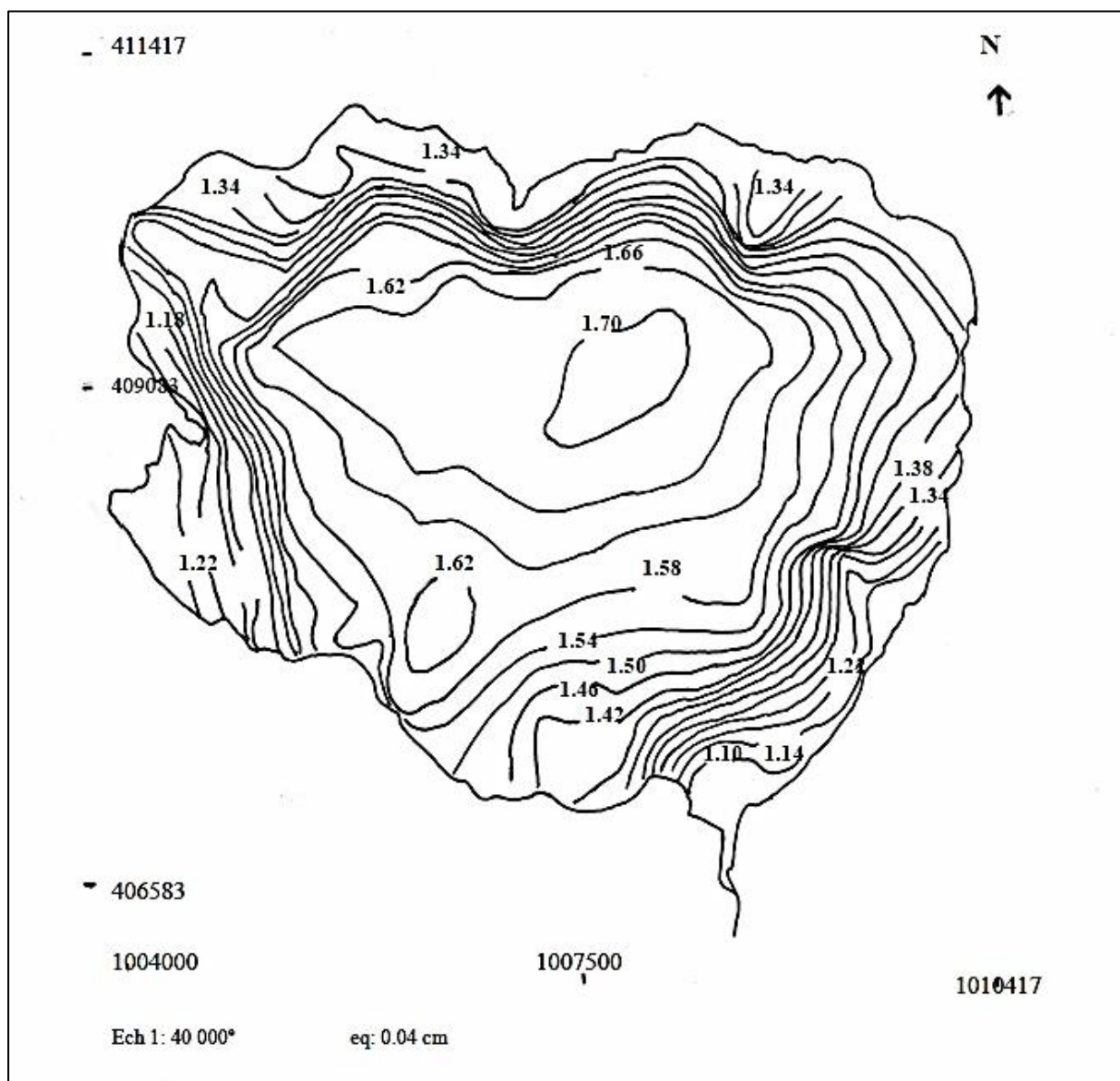


Figure 8: Carte de la bathymétrie du lac Oubeira durant le mois de mars 1997 (Messerer, 1999).

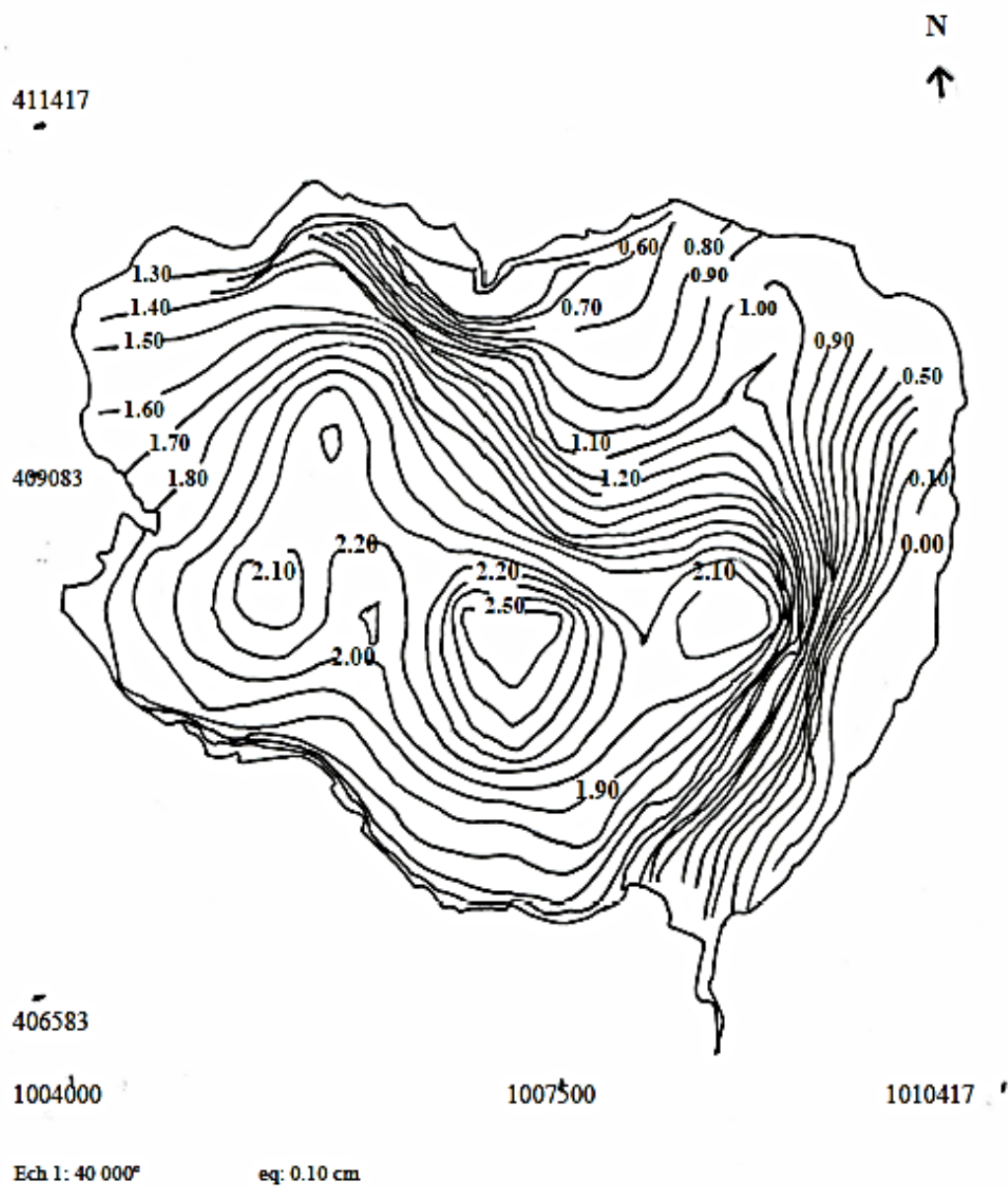


Figure 9: Carte des épaisseurs de la couche de vase qui couvre le fond du lac Oubeira (Messerer, 1999).

13. Caractéristiques écologiques du lac Oubeira

L'Oubeira est un lac partiellement endoréique et joue le rôle de réservoir permettant la maîtrise des crues qui sont parfois spectaculaires. Le lac est aussi un lieu de dépôt des sédiments charriés par les eaux de ruissellement (Labar, 2003).

13.1. La flore

Le lac Oubeira est le seul site du complexe humide d'El-Kala qui procède une organisation spatiale typique en ceintures de végétation et une grande surface de son plan d'eau qui est recouverte par des herbiers flottants d'Hydrophytes. Durant la saison d'été, les ceintures de végétation sont bien visibles et pratiquement ininterrompues tout autour du lac. Elles ont des largeurs et des densités différentes selon les rives du lac. Les ceintures les plus larges d'environ 400 m, sont formées essentiellement d'Hélophytes, *Phragmites Phragmites australis*, *Thypha Typha angustifolia* et le *Scirpe Scipus sp.* (Miri, 1996). Les herbiers flottants sont constitués par les Hydrophytes, Châtaigne d'eau *Trapa natans*, *Myriophylle Myriophyllum sp.*, *Potamots Potamogeton sp.*, etc. (Miri, 1996).

13.2. La faune

Le lac Oubeira est fréquenté par une avifaune très diverse, d'oiseaux migrateurs et autres espèces sédentaires, dont 40000 à 80000 canards et foulques qui viennent hiverner. Samraoui et Debelair, (1998) considèrent que près de 360 espèces sont rares ou très rares. Le lac malgré son couvert végétal limité aux bordures, il constitue aussi un lieu de nidification pour plusieurs espèces d'oiseaux d'eau (Boulaïbel, 1999). Il abrite, la poule d'eau *Gallinula chloropus*, le Blongios nain *Ixobrychus minutus*, la Marouette ponctuée *Morzana morzana*, le Râle d'eau *Rallus aquaticus*, etc. (Boulaïbel, 1999).

Le lac est un endroit d'alimentation pour des espèces qui nichent dans les autres zones humides de la région. Il reçoit, les canards, les Guifettes moustac et noire *Chlidonias hybrida* et *C. niger*, les Hérons pourpré et crabier *Ardea purpurea* et *Ardeola ralloides*, l'aigrette garzette *Egretta garzetta* et le gardebœuf *Bubulcus ibis* et des limicoles.

13.3. L'ichtyofaune

L'ichtyofaune autochtone du lac Oubeira est représentée par divers cyprinidés, on y retrouve aussi quelques espèces marines comme l'aloise, les mullets et l'anguille qui progresse à travers l'embouchure de l'oued Mafrag avant de rejoindre le lac Oubeira, (Meddour, 1987). L'Office National de Développement et de Production Aquacole (ONDPA), a exploité le lac sur une

longue période et il a introduit dans les eaux du lac des espèces de poissons exotiques. Dans le cadre d'une opération de valorisation du lac et sans étude d'impact établie par l'Office National de Développement et de Production Aquacole (ONDPA), la carpe chinoise a été introduite dans le lac selon la chronologie suivante: le 14/06/1985, 3.150.000 alevins des espèces *d'Aristichthys nobilis*, *Hypophthalmichthys molitrix* et *Ctenopharyngodon idella*, ont été balancés dans les eaux du lac et 3.000.000 alvins des espèces de *Cyprinus carpio* et de *Stizstedion lucioperca* durant le 25/04/1986.

L'assèchement naturel des eaux du lac qui s'est produit en 1990 a réduit significativement les effectifs des carpes. Un nouvel ensemencement de 1.700.000 alevins dans le lac a eu lieu en 1991 des deux espèces planctonophages qui sont la carpe argentée et la carpe grande bouche. Cette opération à été meuné par l'Office National de Développement et de Production Aquacole (ONDPA), sans l'avis de l'administration du parc National d'El-Kala. Ces introductions des différentes espèces de carpes chinoises, ont engendré des perturbations dans le milieu, notamment par la disparition d'une grande partie des herbiersdurant le mois de mars 2002. On constate un épuisement dans les stocks de pêche, notamment ceux de la carpe, puisque uniquement 28 kg ont été pêché en 2002 dans le lac Oubeira (Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar, 2002).

13.4. Le phytoplancton

Le phytoplancton dans le lac Oubeira est composé principalement par des Cyanobactéries (*Aphanizomenon fos-aquae*, *Microcystis fos-aquae*, *Oscillatoria rubescens*), des Chlorophycées (*Pediastrum boryanum*, *Staurastrum sp.* et *Scenedesmus Aquadricauda*, *Staurastrum orbicular* et *Spirogyra sp*) des Diatomées (*Nitzschia closterium*, *Nitzschia palea* et *Aulacauseira ambigua*) et dans une moindre mesure par les Euglénophycées (*Trachelomonas sp* et *Euglena polymorpha*) (Branes, 2007).

Le peuplement phytoplanctonique représente des densités allant jusqu'à 4.10^5 ind.L. La biomasse moyenne mensuelle est de 203 ug C.L, elle est constituée de Cyanobactéries (32.5 % de la biomasse totale), de Chlorophycées (27 %), de Diatomées (24,6 %) et enfin d'Euglénophycées (15,6 %). Cette biomasse reflète la fertilité et la richesse importante du lac Oubeira (Branes, 2007). Par ailleurs, la présence de Cyanobactéries potentiellement toxiques, rend nécessaire un contrôle régulier des eaux (Branes, 2007).

CHAPITRE 2: HYDROCLIMATOLOGIE ET BATHYMÉTRIE DU LAC OUBEIRA

1. Introduction

Toute étude hydrologique passe impérativement par un traitement détaillé des mesures hydroclimatologiques. Ces derniers définissent tous les paramètres nécessaires à l'établissement du bilan hydrique. Les conditions climatiques, plus que d'autres facteurs régissent toutes sortes d'écoulements : fluviaux, des oueds, etc.

Les précipitations constituent à moyen terme de véritables ressources mobilisables. Le terme de précipitation englobe les eaux météoriques qui atteignent la surface du sol, soit à l'état solide (neige, grêle), ou bien à l'état liquide (pluie).

Les précipitations sont observées grâce à des pluviomètres repartis régionalement au niveau des stations météorologiques.

Les températures tout comme les précipitations, trouvent leurs importances dans le calcul de l'évapotranspiration, qui est un élément important du bilan hydrique.

En effet les précipitations qui sont les plus importantes, agissent directement sur l'alimentation en eau du lac Oubeira. D'autre part les températures atmosphériques ont une grande influence sur les valeurs relatives à l'évaporation, qui favorisent le déficit d'écoulement.

Messerer, (1999) est le seul à avoir effectué la bathymétrie du lac Oubeira durant les deux années hydrologiques 1995/1996 et 1996/1997. Il a réalisé la bathymétrie de la période d'étiage pendant le mois d'octobre 1996 et puis la bathymétrie de la période des crues durant le mois de mars 1997.

La bathymétrie est la mesure des profondeurs des eaux du lac et elle nous permet de suivre l'évolution des différents volumes de ses eaux à travers les saisons. La bathymétrie explique la répartition des différentes profondeurs du lac et nous aide à obtenir une bonne description de la forme topographique de sa cuvette.

L'étude de la bathymétrie, nous autorise à mieux comprendre durant un ou plusieurs cycles hydrologiques, la relation qui existe entre les oscillations des volumes des eaux du lac avec le déroulement des hauteurs des précipitations et des températures atmosphériques de la région d'étude.

Les différents paramètres calculés à partir des cartes bathymétriques, ils nous permettent de retracer la recharge des eaux du lac, la résistance hydraulique et la capacité de rétention maximale des volumes des eaux du lac.

Une étude bathymétrique prolongée sur plusieurs années hydrologiques, est un moyen indéniable pour la quantification et la mise en valeur de la ressource en eau du lac. Cela pourra nous aider à inscrire le lac dans des perspectives d'exploitations avec des conditions d'une bonne gestion durable.

2. Matériel et méthodes

La collecte des données pluviométriques et des valeurs des températures s'est effectuée au niveau des deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel. Les valeurs pluviométriques et les valeurs des températures sont sous forme de moyennes mensuelles, qui constituent une série dont la période d'observation est de 37 ans (1968/1969 - 2004/2005).

2.1. Analyses statistiques des précipitations annuelles

2.1.1. Ajustement des précipitations annuelles à la loi de Gauss ou loi normale

L'ajustement de cette loi à un échantillon de valeurs observées est de procéder à une vérification graphique de la bonne adéquation et admet pour fonction de répartition

$$F(u) = 1/\sqrt{2\pi} \int e^{-1/2u^2} du \quad \text{Avec: } u = \frac{Y - \bar{X}}{\delta_x} \quad (u : \text{variable réduite de Gauss})$$

2.1.2. Application du test χ^2 de K. Pearson

Cette méthode consiste à juger l'adéquation d'une loi à un échantillon par le test du χ^2 qui

$$\text{est une variable aléatoire définie par la relation : } \chi^2 = \sum_1^k \frac{(N_i - N_i')^2}{N_i'}$$

Le calcul du nombre de degrés de liberté :

$$\gamma = K - p - 1.$$

K: nombre de classe.

P: nombre de paramètres ajustés (moyenne et écart type)

N_i : effectif observé.

N_i' : effectif théorique.

2.1.3. L'écart pluviométrique

$Ec = [(Pt - Pn)/Pn] 100$, Ec: écart à la normale de l'année considérée du cycle le plus pluvieux et du cycle le plus sec en %, Pt: pluviométrie totale de l'année considérée en mm, Pn: moyenne interannuelle des précipitations en mm de 1969 à 2005.

2.1.4. Le coefficient de variation

Il prend l'expression suivante: $Cv = \frac{\delta_x}{\bar{X}}$ avec: δ_x = l'écart type des hauteurs en mm,

$\bar{X}$ = la moyenne des hauteurs en mm.

2.1.5. La variable réduite de Gauss

On utilise la variable réduite de Gauss dans l'estimation des pluies fréquentielles F en années humides et sèches à partir de l'expression suivante :

$$U = (F - X_{\text{moy}}) / \delta_x$$

U : variable réduite de Gauss.

F : fréquence des années sèches et humides (au non-dépassement)

δ_x : écart type des hauteurs en mm.

X_{moy} : moyenne des hauteurs en mm

2.1.6. La période de retour

L'estimation de la période de retour (T) des années de crues se définit comme l'inverse de la fréquence au non-dépassement F . Elle est calculée suivant l'expression suivante :

$$\text{si } F = 1/F \text{ ou bien si } F > 0,5 \Rightarrow T = \frac{1}{1 - F}$$

2.2. Les paramètres utilisés dans l'analyse des températures

2.2.1. Le diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique selon Bagnouls et Gaussen, 1953, est établi en combinant les températures et les précipitations moyennes mensuelles avec $P = 2T$, pour déterminer les périodes sèches et humides. La période de sécheresse apparaît lorsque la courbe des précipitations passe au-dessous de celle des températures.

2.2.2. L'évaporation

Elle est estimée indirectement par des formules empiriques, par les formules de : Turc (1953, 1961 et Turc et al., 1963) et Coutagne, 1954.

2.2.3. L'évapotranspiration réelle (E.T.R)

Formule de Turc annuelle : $ETR = P / \sqrt{a}$, avec $\sqrt{a} = (0,9 + P^2/L^2)$, P : précipitation annuelle en mm, t : température moyenne annuelle en °C, $L = 300 + 25t + 0,05t^3$ et $E.T.R \leq P$.

Formule de Coutagne : $ETR = P - \lambda P^2$, $\lambda = 1 / (0,8 + 0,14t)$, P : précipitation annuelle en mm, t : température annuelle moyenne (°C) , $1/8 \lambda < P < \lambda$ demeure la condition nécessaire à l'application de la formule, P est exprimé en mm.

2.2.4. L'évapotranspiration potentielle (E.T.P)

On utilise la formule de Thornthwaite (1954) dont la relation s'écrit

$E.T.P = 16 [10 t / I]^a K$, ou $i = [t/5]^{1,5}$, t : température moyenne mensuelle du mois considéré, i :indice thermique mensuel, $a = 1,6 I/100 + 0,5$, K : coefficient d'ajustement mensuel qui, tient compte de l'altitude du bassin versant et donc de la durée d'insolation.

2.3. Ressources en eau de surface

2.3.1. La méthode des polygones de Thiessen

La méthode de Thiessen est une méthode arithmétique qu'on utilise pour pouvoir calculer la lame d'eau précipitée, sur le bassin versant du lac. C'est une évaluation des précipitations annuelles dans l'espace.

Cette méthode est basée sur une construction géométrique. Elle consiste à reporter sur une carte topographique les coordonnées géographiques des trois stations pluviométriques (El-Kala, Ain El-Assel et Bouteldja). On relie les stations adjacentes par des segments, tout en traçant leurs médiatrices. Ainsi on obtient trois polygones dont chacun contient une station de mesure. La surface de chaque polygone élémentaire est calculée en km^2 .

L'estimation de la lame d'eau précipitée sur un bassin versant par la méthode de Thiessen est calculée par la formule suivante :

$$P = \frac{A_i \cdot P_a + A_{ii} \cdot P_b + A_{iii} \cdot P_c}{A_t}$$

P : Hauteur de pluie annuelle précipité (tranche d'eau annuelle précipitée) en mm.

A_i, A_{ii}, A_{iii} : superficies partielles des polygones en km^2 .

P_a : Hauteur de pluie en mm de la station d'El-Kala.

P_b : Hauteur de pluie en mm de la station d'Ain El-Assel.

P_c : Hauteur de pluie en mm de la station de Bouteldja.

A_t : Surface totale des polygones.

2.3. 2. Estimation du bilan d'eau

L'équation générale du bilan d'eau est la suivante : $P \text{ (mm)} = E_x \text{ (mm)} + D \text{ (mm)}$.

P : Précipitations annuelles sur un bassin versant calculé en fonction de la répartition spatiale des hauteurs des précipitations selon la méthode des polygones de Thiessen (Theissen in Jacque, 1960).

D: Déficit d'écoulement annuel assimilé ici à l'évapotranspiration réelle (E.T.R.) calculée par la formule de Turc (1953, 1961 et Turc et al., 1963).

Ex: Lamé d'eau annuelle écoulée égale à : $Ex = P - D$ en mm

3.3.3. Les échanges hydrologiques interannuels moyens du lac avec son bassin versant

On utilise les moyennes interannuelles calculées à partir des séries des hauteurs pluviométriques dont la période d'observation est de 37 ans (1968/1969-2004/2005) pour obtenir:

P_{moy} : Pluviométrie moyenne interannuelle en mm calculé par la méthode de Theissen.

D_{moy} : Déficit d'écoulement moyen interannuel assimilé ici à l'évapotranspiration réelle moyenne interannuelle ($E.T.R._{moy}$) calculée par la formule de Turc (1953, 1961, 1963).

Ex_{moy} : L'excédentaire moyen annuel en mm, il est calculé à partir du bilan d'eau selon l'expression $Ex (mm) = P (mm) - D (mm)$. Ce dernier est composé de l'écoulement $Le (mm)$ et de l'infiltration efficace $I (mm)$.

- L'écoulement $Le (mm)$ est calculé selon Ghorbel (1991) Nous avons utilisé la formule dont la droite de régression $Le (mm) = 0,26.P - 80$, car plus de 30 % de notre terrain est constitué de formation quaternaire.
- L'infiltration efficace $I (mm) = Ex - Le$

2.3.4. Le bilan hydrologique moyen interannuel du lac avec son bassin versant

Afin de pouvoir établir le bilan hydrologique moyen interannuel, il faut convertir tous les paramètres climatiques en mètres et de faire ces produits respectifs :

$Q_{moy} (m^3) = P_{moy} (m) \times S_L (m^2) \rightarrow$ le volume d'eau qui résulte des précipitations moyennes interannuelles directement précipitées sur la surface du lac (S_L).

$E_{moy} (m^3) = E.T.R._{moy} (m) \times S_L (m^2) \rightarrow$ l'évapotranspiration réelle moyenne interannuelle qui se produit directement de la surface du lac (S_L).

$V_{moy} (m^3) = Ex_{moy} = I_{moy} (m) \times S_E (m^2) + Le_{moy} (m) \times S_E (m^2) \rightarrow$ le volume excédentaire moyen interannuel parvenu au lac par la surface d'écoulement (S_E) de son bassin versant où:

- $I_{moy} (m) \times S_E (m^2) \rightarrow$ l'infiltration efficace moyenne interannuelle parvenue au lac par son bassin versant en m^3
- $Le_{moy} (m) \times S_E (m^2) \rightarrow$ l'écoulement moyen interannuel qui parvient au lac par son bassin versant en m^3
- Le bilan hydrologique moyen interannuel (B_{moy}) du lac avec son bassin versant est calculé par la relation suivante :

$$B_{\text{moy}} = (Q_{\text{moy}} + V_{\text{moy}}) - E_{\text{moy}}$$

Le bilan hydrologique annuel du lac avec son bassin versant s'établit de la même façon pour chacune des deux années 2003/2004 et 2004/2005, durant lesquelles se sont effectués nos travaux de terrain sur le lac Oubeira. Les bilans hydrologiques sont calculés en employant les paramètres climatiques de l'année considérée selon les relations suivantes:

$B_{\text{an1}} = (Q_{\text{an}} + V_{\text{an}}) - E_{\text{an}}$ pour l'année hydrologique 2003/2004 et $B_{\text{an2}} = (Q_{\text{an}} + V_{\text{an}}) - E_{\text{an}}$ pour l'année hydrologique 2004/2005.

2.4. Les mesures bathymétriques

Les relevés bathymétriques du lac se sont effectués pendant 16 mois successifs avec une cadence de mesure tous les 15 jours à partir de mars 2004 à juin 2005. La bathymétrie a été effectuée sur le lac à l'aide d'une petite barque et on a utilisé une sonde afin de mesurer les différentes profondeurs de la lame d'eau.

Pour se positionner et obtenir les coordonnées géographiques des points de mesures à l'intérieur du lac, nous avons utilisé un G.P.S. (G.P.S 45xLTM) (global, position, satellite). Le principe consiste à traverser le lac d'un bout à l'autre reliant les berges en effectuant plusieurs profils, parcourant toute la surface du lac. Le pas de mesure est de 25 m d'un point à un autre et de 250 m d'un profil à un autre. On considère la surface d'eau du lac comme étant le niveau zéro.

Les différentes profondeurs obtenues des 24 profils bathymétriques réalisés chaque 15 jour sont en mètres et leurs coordonnées géographiques en degrés (N-W, S-E). Durant la mesure des plus grandes profondeurs une erreur de lecture se produit, elle est de plus au moins 5 cm dus à la dérive. Les 32 cartes bathymétriques respectives aux 16 mois de mesures ont été réalisées à l'aide d'un logiciel de topographie (Serfeur 8).

2.4.1. Le calcul des volumes des eaux du lac

On calcule les superficies partielles entre les différentes courbes de niveau des différentes cartes bathymétriques par la méthode du carroyage (maillage). Le calcul des volumes partiels se fait en multipliant les surfaces partielles avec la moyenne des deux courbes des profondeurs qui les limitent.

$V_i = S_i (h_1 + h_2) / 2$ avec V_i : volume partiel en m^3 ; S_i : surface partielle en m^2 ; $(h_1 + h_2) / 2$: profondeur moyenne limitant une surface partielle en m

Soit le volume total en m^3 : $V_T = \sum V_i$

2.4.2. Le calcul de la profondeur moyenne des eaux du lac

$$P_{\text{moy}} = V_T / S$$

P_{moy} : la profondeur moyenne des eaux du lac en m, V_T : volume total des eaux du lac en m³, S : la surface du lac en m².

3. Résultats

3.1. Hydroclimatologie du lac Oubeira et de son bassin versant

Pour mieux caractériser le complexe physique du bassin versant, une analyse des observations hydroclimatiques s'impose. Elle permet de mettre au jour les conditions climatiques agissant directement sur l'écoulement.

3.1.1. Climatologie du lac Oubeira et de son bassin versant

3.1.1.1. Analyses des précipitations annuelles

3.1.1.1.1. Analyses statistiques des précipitations annuelles

3.1.1.1.1.1. Ajustement des précipitations annuelles à la loi de Gauss

Le report des points figuratifs des précipitations annuelles des deux stations pluviométriques (figures. 1 et 2 en annexes) montre un alignement des points selon une droite théorique qui traduit la bonne adéquation de la loi normale.

3.1.1.1.1.2. Application du texte χ^2 de K-Pearson

Le tableau 3 donne les différentes classes que peuvent admettre les deux séries pluviométriques au niveau des deux stations et leurs χ^2 calculer.

Tableau 3: Répartition des précipitations annuelles en classes.

Nombre de classe.	limite de classe (mm)	ni'	ni	$\sum_{i=1}^{n=k} (Ni - Ni')^2$	$\frac{(Ni - Ni')^2}{Ni'}$	χ^2	Stations
1	$P \leq 700$	7	8	1	0,1428	4,43	Ain El Assel
2	$700 < P \leq 800$	7	4	9	1,2857		
3	$800 < P < 950$	7	11	16	2,2857		
4	$P > 950$	7	5	1	0,7142		
1	$P \leq 700$	7	9	4	0,5714	1,43	El-Kala
2	$700 < P \leq 800$	7	5	4	0,5714		
3	$800 < P \leq 950$	7	8	1	0,1428		
4	$P > 950$	7	6	1	0,1428		

L'application de la relation $\chi^2 = \sum_{i=1}^k \frac{(Ni - Ni')^2}{Ni'}$: donne respectivement :

$\chi^2 = 1,43$ au niveau de la station d'El-Kala

$\chi^2 = 4,43$ au niveau de la station d'Ain El-Assel.

Le calcul du nombre de degrés de liberté par $\gamma = K-p-1$

$K = 4$ (nombre de classe)

$p = 2$ (nombre de paramètres ajusté, (δx et $\bar{x}$))

À partir des tables statistiques des valeurs de χ^2 ayant la probabilité P d'être dépassé, on a :

pour un degré de liberté $\gamma = 1$, calculer au niveau de la station d'El-Kala lui correspond une probabilité $P = 10 \%$, ce qui donne à χ^2 une valeur théorique = 2,71.

Il y a donc nettement plus de 10 % de chance de dépasser la valeur calculée de $\chi^2 = 1,43$, car χ^2 calculé est inférieur à χ^2 théorique. On a donc 90 % de chance de voir se vérifier l'hypothèse d'adéquation de cette loi à une variable aléatoire χ^2 de l'échantillon. L'équation de la probabilité : $90 \% < P(\chi^2) < 10 \%$ indique que l'adéquation est satisfaisante et que la loi normale pourrait être ajustée.

On constate pour la station d'Ain El Assel, à partir des tables statistiques des valeurs de χ^2 ayant la probabilité P d'être dépassée, on a : pour un degré de liberté $\gamma = 1$, correspond une probabilité $P = 2,5 \%$, ce qui donne à χ^2 une valeur théorique de 5,02.

Il y a donc nettement plus de 2,5 % de chance de dépasser la valeur calculée $\chi^2 = 4,43$, car χ^2 calculé est inférieur à χ^2 théorique. On a donc 97,5 % de chance de voir se vérifier l'hypothèse d'adéquation. L'équation de la probabilité $97,5 \% < P(\chi^2) < 2,5 \%$ indique que l'adéquation est satisfaisante et que la loi normale pourrait être appliquée.

3.1.1.1.2. Variabilité interannuelle des précipitations

Les moyennes arithmétiques des précipitations annuelles au niveau des deux stations d'El-Kala et d'Ain El Assel, ont les valeurs respectives de 797,30 mm et de 823,06 mm. Elles sont calculées à partir d'une série de données pluviométriques dont la durée d'observation est de 37 ans (1968/1969 -2004/2005).

L'évolution interannuelle des précipitations (figure.10) indique que l'irrégularité pluviométrique d'une année à une autre est très importante.

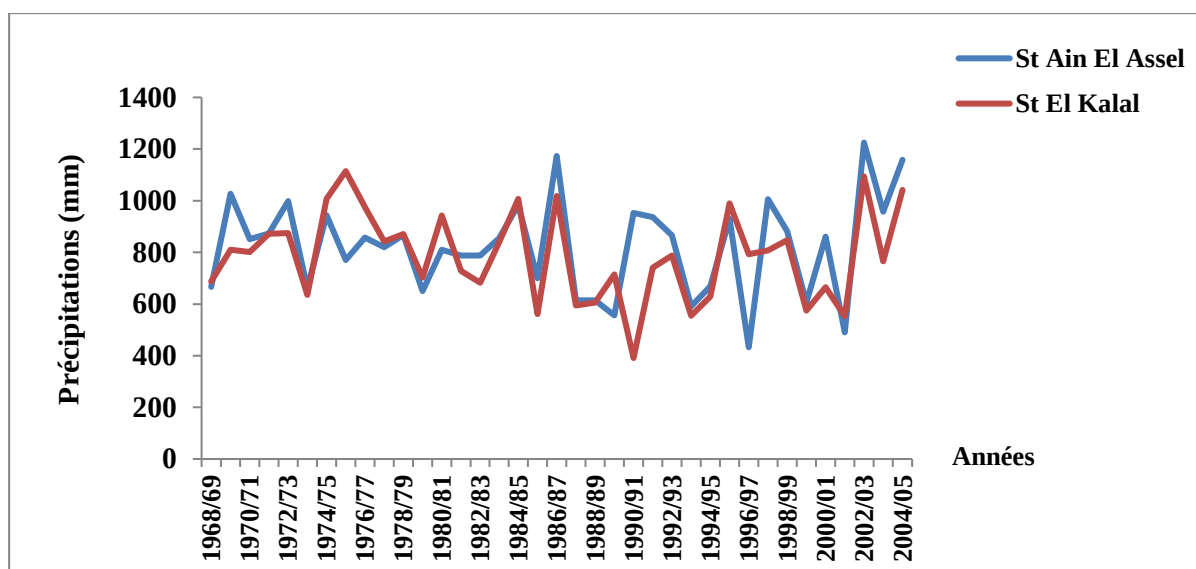


Figure 10: Évolution interannuelle des précipitations sur une période d'observation de 37 ans (1968/1969-2004/2005) au niveau des deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel.

Pour mieux agrémenter et préciser l'intensité des irrégularités pluviométriques, on a calculé le coefficient de variation (tableau 4)

Tableau 4: Les paramètres statistiques.

Stations		Ain El-Assel.	El-Kala.
Moyennes arithmétiques	$\bar{X}$	823,06	797,30
Écart types	δx^{-1}	151,68	172,59
Coefficients de variations	$cv = \frac{\delta x}{x} \cdot 100$	18,4 %	22 %

L'écart pluviométrique à la normale (EC) et qui correspondent à l'excédent ou au déficit, (Tableau 5) est une autre caractérisation de cette variabilité interannuelle des précipitations.

Tableau 5: Valeurs de l'écart à la normale du cycle le plus pluvieux et du cycle le plus sec.

Station El-Kala.			Station Ain El-Assel.		
Années	Pt (mm).	Ec (%).	Année	Pt (mm).	Ec (%).
1990/1991	390,93	-50,97	1996/1997	432,43	-47,46
1984/1985	1228,6	54,09	2002/2003	1225	48,83
Pn (mm).	797,30	-	Pn (mm).	823,06	-

La variabilité interannuelle se manifeste à la station d'El-Kala avec un minimum pluviométrique de 390,93 mm qui correspond au cycle pluviométrique de 1990/1991, par

contre l'année 1984/1985 traduit le cycle pluviométrique le plus arrosé de la série avec une valeur de 1228,60 mm. Au niveau de la station d'Aïn El-Assel le minimum pluviométrique est de 432,43 mm enregistré durant l'année 1996/1997 et ce qui représente le cycle le plus sec, alors que le maximum pluviométrique est constaté durant l'année 2002/2003 avec une valeur de 1225 mm. L'écart pluviométrique à la normale du cycle pluviométrique le plus arrosé par rapport à celui le plus sec; reste élevé comme le montre le tableau 5.

L'analyse de la variabilité annuelle des précipitations mérite d'être complétée par une étude fréquentielle. Elle est obtenue par un ajustement complet à une loi statistique de l'échantillon.

3.1.1.1.2.1. Estimation numérique des précipitations fréquentielles annuelles

L'estimation des pluies fréquentielles (F) en années humides et sèches, est obtenue par l'application de la variable réduite de Gauss. Les valeurs de la variable réduite de Gauss correspondent aux fréquences des périodes de : 2, 10, 50 et 100 ans, représentés dans le tableau 6 ci-dessous et qui sont déterminés à partir des graphes (figures. 1 et 2 en annexes).

Tableau 6: Les valeurs qui correspondent à la variable réduite de Gauss (u).

Périodes	Années	Humides	Années	sèches
	F	u	F	u
Biennale	0,50	0	0,50	0
décennale	0,90	1,28	0,10	-1,28
cinquantennale	0,98	2,05	0,02	-2,05
centennale	0,99	3,32	0,01	-2,32

Les valeurs de l'application numérique de la variable réduite de Gauss au niveau des deux stations d'Ain El-Assel et d'El-Kala sont représentées dans le tableau 7.

Tableau 7: Précipitations annuelles fréquentielles en (mm) aux stations d'Ain El-Assel et d'El-Kala.

Stations	Années sèches.			F = 0,50	Années humides.		
	100 ans	50 ans	10 ans		100 ans	50 ans	10 ans
	F = 0,01	F = 0,02	F = 0,10		F = 0,99	F = 0,98	F = 0,90
P(mm):St. Ain El-Assel	462,80	503,75	620,54	814,70	1166,5	1125,64	1008,85
P(mm): St El-Kala	384,67	431,27	564,16	785,08	1185,48	1138,88	1005,99

Le tableau 7 représente les hauteurs pluviométriques qui ont une probabilité de se produire en moyenne une fois, respectivement tous les dix ans, tous les cinquante ans et tous les cent ans, selon les conditions climatologiques.

La période de retour ou de récurrence T, se définit comme l'inverse de la fréquence ou non dépassement F. Ainsi les périodes de retour des hauteurs pluviométriques exceptionnelles sont estimées dans le tableau 8 ci-dessous au niveau des deux stations.

Tableau 8: Périodes de retour.

Pluviométrie (mm)	Ain El-Assel H=432,43	Ain El-Assel H=1225	El-Kala H=390,93	El-Kala H=1228,6
u (variable réduite de Gauss)	-1,70	2,36	-2,28	1,90
Fréquence F	0,047	0,9906	0,0028	0,9624
Périodes de retours T en années.	21	106	357	31

On peut constater à partir des tableaux 7 et 8 que les hauteurs pluviométriques annuelles sont des variables aléatoires indépendantes les unes des autres et obéissent à un cycle de période de retour.

3.1.1.2. Répartition des précipitations moyennes mensuelles

Tableau 9: Les paramètres de la variation des précipitations mensuelles des deux stations d'Ain El-Assel et d'El-Kala.

Stations	mois	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août
Ain El-Assel	$\bar{x}$ (mm)	50,04	82,5	122,3	130,68	119,07	97,61	77,63	79	38,52	14,17	3,37	8,18
	δx (mm)	35,55	57,42	75,10	88,06	54,03	57,17	47,68	52,42	29,76	14,09	7,61	11,25
	cv	77%	65%	67%	70%	46%	58%	53%	66%	78%	92%	216%	162%
El-Kala	$\bar{x}$ (mm)	48,52	88,42	135,62	119,58	113,81	87,6	67,41	67,03	42,61	13,43	2,87	10,28
	δx (mm)	34,37	57,52	66,50	67,55	57,67	52,20	35,99	35,90	67,85	23,77	5,96	17,65
	cv	71%	65%	49%	52%	50%	59%	53%	53%	159%	177%	207%	180%

Les hauteurs pluviométriques mensuelles au niveau des stations d'Ain El-Assel et d'El-Kala sont caractérisées respectivement par, les moyennes des hauteurs pluviométriques mensuelles, forment des séries dont la période d'observation est de 37 ans (1968/1969 - 2004/2005). Les

courbes pluviométriques des moyennes mensuelles de la figure 11, nous ont permis de comprendre l'évolution mensuelle de la pluviosité au niveau des deux stations durant une année pluviométrique.

Elle commence à s'accroître à partir du mois de septembre jusqu'au mois de janvier et puis elle diminue pour reprendre progressivement à partir du mois d'août. On constate que de décembre est le mois le plus pluvieux au niveau de la station d'Ain El-Assel avec une valeur de 130,68 mm. Par contre novembre est le mois le plus arrosé dans la station d'El-Kala avec une hauteur de 135,62 mm. Les plus faibles précipitations sont mesurées durant le mois de juillet, avec des hauteurs de 3,37 mm à la station d'Ain El-Assel et de 2,87 mm à la station d'El-Kala. Ces deux constatations ont permis de calculer l'amplitude moyenne mensuelle, qui a une valeur de 127,31 mm au niveau de la station d'Ain El-Assel et 132,75 mm au niveau de la station d'El-Kala.

Le régime pluviométrique définit précédemment, caractérise l'année hydrologique, par une saison sèche qui s'étend du mois de mai jusqu'au mois de septembre, et une saison humide qui s'étale du mois d'octobre jusqu'au mois d'avril. Les écarts-types et les coefficients de variations sont nécessaires pour mesurer l'intensité des variations mensuelles et saisonnières. Ils permettent d'apprécier exactement les variations mensuelles du régime pluviométrique (Ghachi, 1986).

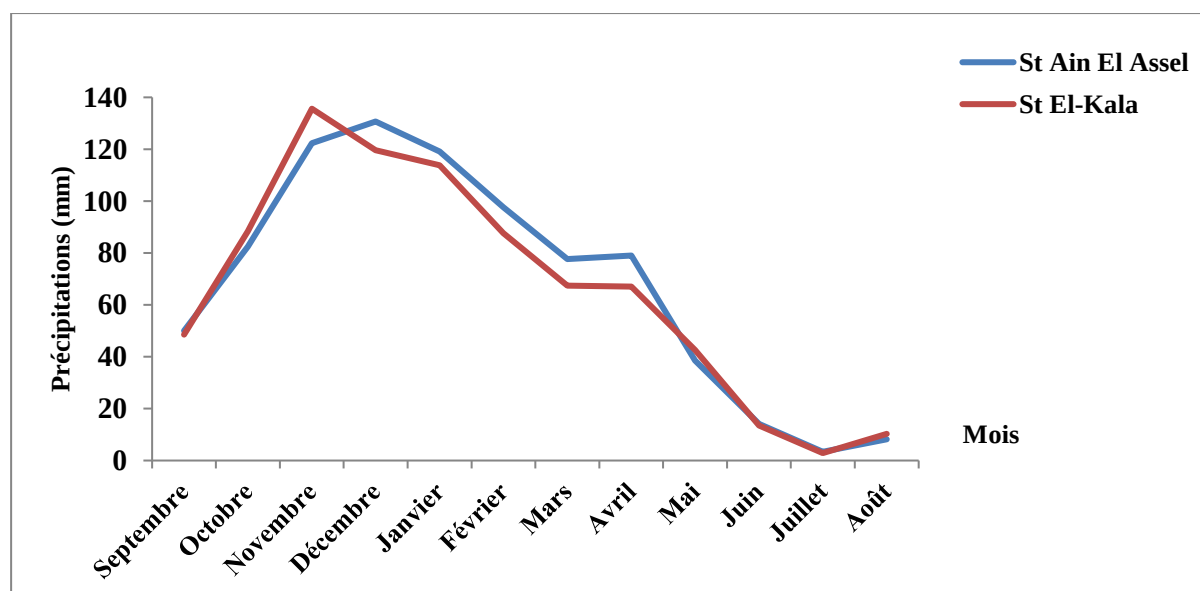


Figure 11: Évolution des précipitations moyennes mensuelles sur une période d'observation de 37 ans (1968/1969-2004/2005) au niveau des deux stations météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel.

Le tableau 9 révèle que les coefficients de variations sont élevés dans leurs ensembles au niveau des deux stations puisqu'ils dépassent la valeur seuil de 15 %.

3.1.1.3. Les facteurs thermiques

3.1.1.3.1. Analyses des températures

**Tableau 10: Températures moyennes mensuelles en °C dans les deux stations
météorologiques d'El-Kala et d'Ain El-Assel sur une période d'observation de 37 ans
(1968/1969-2004/2005)**

Stations	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Moy
Ain El-Assel	23,2 3	19,7 7	15,66	12,65	11,6 5	11,8 9	12,9 7	14,8 2	18,0 1	21,5 0	24,35	25,3 3	17,66
El-Kala	24,1 6	20,9 7	16,70	12,55	12,3 6	12,3 9	13,7 8	15,6 1	18,8 3	22,1 9	25,57	26,2 1	18,40

La température moyenne annuelle dans la région d'étude varie de 17,66°C constatés dans la station d'El-Kala à 18,40°C au niveau de la station d'Ain El-Assel. Janvier est le mois le plus froid par contre, août est le mois le plus chaud de l'année. Ils se manifestent par des valeurs moyennes mensuelles respectives de la température de 11,65°C à 25,33°C, avec une amplitude de 13,68°C à la station d'Ain El-Assel et de 12,36°C à 26,21°C, avec une amplitude de 13,85°C dans la station d'El-Kala.

3.1.1.3.2. Les saisons thermiques

Les diagrammes ombrothermiques selon Bagnouls et Gaussen (1953), des deux stations d'El-Kala et d'Ain El-Assel (figures. 12 et 13) montrent qu'il existe une nette coïncidence entre le maximum thermique et le minimum pluviométrique. Ceci se traduit par une sécheresse marquée, où l'évapotranspiration atteint sa valeur maximale. En effet la combinaison entre ces deux paramètres température et pluviométrie permet la détermination des véritables saisons.

Les diagrammes ombrothermiques des deux stations indiquent que les mois les plus secs, se succèdent du mois de mai jusqu'au mois de septembre. Par contre les mois les plus humides, se suivent à partir du mois d'octobre jusqu'à la fin du mois d'avril. On déduit qu'il existe une saison chaude, qui s'étend du mois de mai jusqu'au mois d'octobre, pendant laquelle les températures moyennes mensuelles sont supérieures à la moyenne annuelle. Alors que la saison froide s'échelonne du mois de novembre jusqu'au mois d'avril.

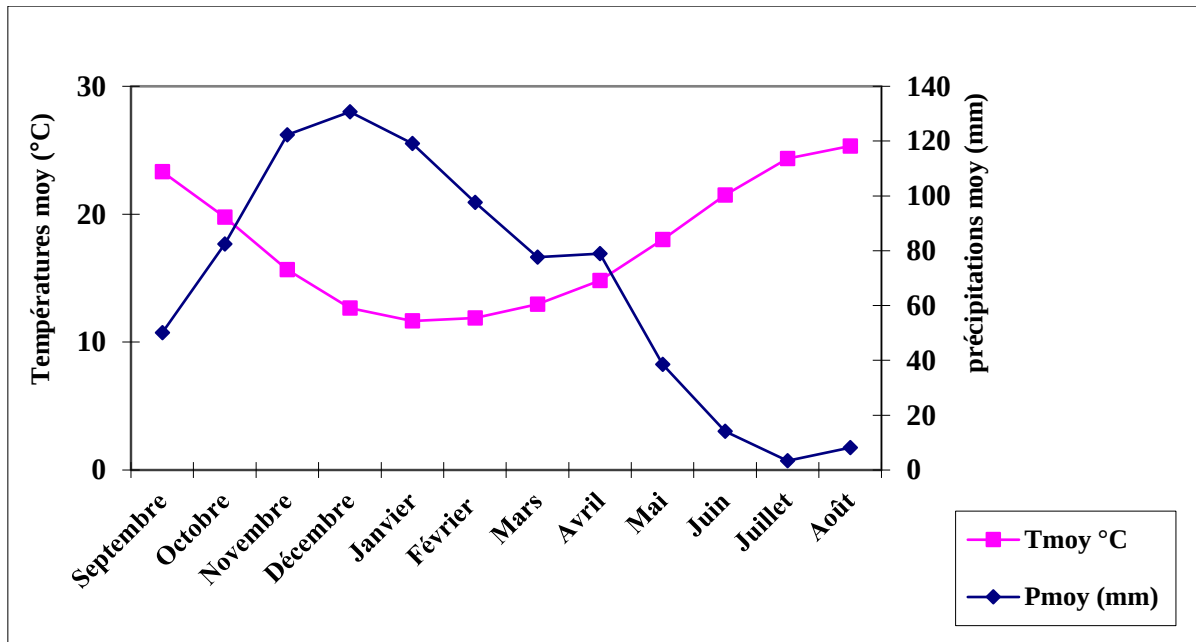


Figure 12: Diagramme ombrothermique selon Gaussen et Bagnouls de la station d'Ain El-Assel sur une période d'observation de 37 ans (1968/1969-2004/2005).

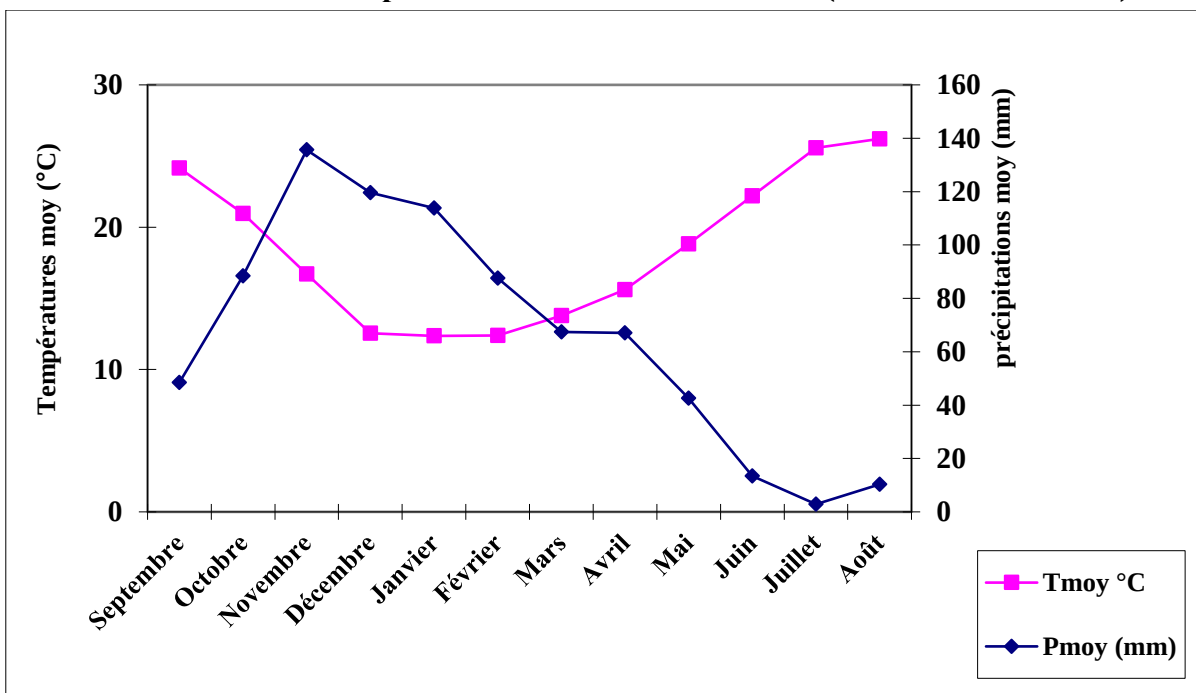


Figure 13: Diagramme ombrothermique selon Gaussen et Bagnouls de la station d'El-Kala sur une période d'observation de 37 ans (1968/1969-2004/2005).

3.1.1.3.3. L'évaporation

3.1.1.3.3.1. Évaluation de l'évapotranspiration réelle (E.T.R)

La condition de l'application de la formule de Coutagne est satisfaite, avec $\lambda = 0,31$ pour une pluviométrie annuelle moyenne au niveau de la station de Ain El-Assel de 823,06 mm et de

797,30 mm au niveau de la station d'El-Kala. L'application numérique de toutes les formules empiriques de Turc et de Coutagne sont représentées dans le tableau 11 ci-dessous.

Tableau 11: Résultats du calcul de l'évapotranspiration réelle (E.T.R) annuel moyen calculé selon les deux méthodes de Turc et de Coutagne.

Stations	Turc E.T.R _{moy} (mm)	Coutagne E.T.R _{moy} (mm)
Ain El-Assel	660	649,73
El-Kala	661,11	636,15

Les valeurs de l'évapotranspiration réelle, d'après les formules de Coutagne et de Turc sont assez proches.

3.1.1.3.3.2. Calcul de l'évapotranspiration potentielle (E.T.P)

Le calcul de l'évapotranspiration potentielle (E.T.P) est obtenu par la formule de Thornthwaite.

Tableau 12: Évapotranspiration potentielle (E.T.P) calculée dans la région d'Ain El-Assel.

Mois	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	moy
T (°C)	23,33	19,77	15,66	12,65	11,65	11,89	12,97	14,82	18,01	21,50	24,35	25,33	17,66
K	1,03	0,97	0,86	0,81	0,87	0,85	1,03	1,1	1,2	1,22	1,24	1,16	
i	10,08	7,86	5,54	4,02	3,55	3,67	4,18	5,10	6,83	8,91	10,75	11,40	
E.T.P (mm)	109,60	76,50	43,95	29,16	26,01	26,38	37,87	51,47	81,21	112,84	143,72	144,47	883,18

Tableau 13: Évapotranspiration potentielle (E.T.P) calculée dans la région d'El-Kala.

Mois	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	moy
T(°C)	24,16	20,97	16,7	12,55	12,36	12,39	13,78	15,61	18,83	22,19	25,57	26,21	18,40
K	1,03	0,97	0,86	0,81	0,87	0,85	1,03	1,1	1,2	1,22	1,24	1,16	
i	10,69	8,64	6,14	4	3,91	3,93	4,60	5,55	7,35	9,41	11,64	12,08	
E.T.P (mm)	112,43	80,91	46,54	25,47	26,58	26,09	38,69	52,36	82,26	113,30	150,76	147,82	903,21

Les tableaux 12 et 13, dévoilent que les plus fortes valeurs de l'E.T.P sont mesurées durant les mois de juillet et d'août par contre les plus faibles valeurs sont observées entre les mois de décembre et de janvier. Ceci est la conséquence des fluctuations importantes des températures

d'un mois à un autre durant la même année. La température est le seul facteur climatique qui agit sur l'évapotranspiration potentielle.

3.2. Bilans d'eaux et Bilans hydrologiques du lac Oubeira

3.2.1. Estimation du bilan d'eau à l'échelle du bassin versant

3.2.1.1. Notions du bilan d'eau (Lame d'eau précipitée, le déficit d'écoulement et l'excédent)

La connaissance de la moyenne pluviométrique annuelle demeure nécessaire à l'élaboration du bilan d'eau moyen annuel et de l'écoulement. Nous avons utilisé la méthode des polygones de Thiessen (in Jacquet, 1960) qui intègre la répartition spatiale pour l'évaluation de la lame d'eau précipitations sur le lac et son bassin versant. On constate que les stations d'El-Kala et d'Ain El-Assel, couvrent respectivement l'enregistrement des hauteurs pluviométriques sur 62 % et sur 38 % de la surface du bassin versant du lac Oubeira.

Tableau 14: Estimation des précipitations moyennes interannuelles sur une période d'observation de 37ans (1968/1969-2004/2005) et les précipitations annuelles durant les deux années 2003/2004, 2004/2005 précipitées sur le bassin versant du lac Oubeira, calculées par la méthode de Thiessen.

P _{moy} (mm) (1968/1969 à 2004/2005)	P _{an} (mm) année 2003/2004	P _{an} (mm) année 2004/2005
807,09	836,26	1086,44

Le bilan d'eau annuel moyen nous permet l'étude et la comparaison des volumes d'eaux dans le bassin versant, au cours d'une année particulière ou sur une série d'années. Ceci appelle à l'établissement du rapport entre la pluviométrie moyenne interannuelle (P_{moy}) calculée par la méthode de Thiessen et l'excédent (Ex_{moy}) moyen interannuel.

Le tableau 15 décrit les estimations des différentes lames d'eaux du bilan d'eau moyen interannuel sur une période d'observation de 37ans (1968/1969-2004/2005) du bassin versant du lac l'Oubeir.

La pluviométrie moyenne interannuelle (P_{moy}) du bassin versant du lac Oubeira est égale à 807,09 mm pour un excédent moyen interannuel (Ex_{moy}) de 144,93 mm où il constitue les

17,96 %. Le déficit de l'écoulement moyen interannuel (D_{moy}) ou bien (ETR_{moy}), est égal à 662,16 mm et ce qui représente 82,04 % des précipitations (P_{moy}).

Tableau 15: Estimation des différentes lames d'eaux du bilan d'eau moyen interannuel sur une période d'observation de 37ans (1968/1969-2004/2005) du bassin versant du lac Oubeira.

Années	P_{moy} (mm)	Ex_{moy} (mm)	D_{moy} (mm)
de 1968/1969 à 2004/ 2005	807,09	144,93	662,16

Le tableau 16 retrace l'évaluation des différentes lames d'eaux des bilans d'eaux annuels durant les deux années 2003/2004 et 2004/2005, du bassin versant du lac Oubeira.

Les hauteurs des précipitations annuelles (P_{an}) des deux années hydrologiques 2003/2004 et 2004/2005 sont supérieures à la moyenne interannuelle (P_{moy}) avec des valeurs respectives de 836,26 mm et 1086,44 mm. Ceci implique que ce sont deux années hydrologiques excédentaires. Le déficit d'écoulement (D_{an}) est de 676,59 mm et de 776,03 mm pour chaque année et participent respectivement avec 80,91 % et 71,43 % de la lame d'eau annuelle précipitée (P_{an}). La lame d'eau excédentaire (Ex_{an}) représente successivement 159,67 mm et 310,41 mm, pour chaque année et ce qui évoque 19,09 % et 28,57 % de la lame d'eau annuelle précipitée (P_{an}).

On peut déduire que l'excédent et le déficit d'écoulement sont fonction de la lame d'eau précipitée avec une croissance significative de l'excédent.

Tableau 16: Estimation des différentes lames d'eaux des bilans d'eaux annuels durant les années 2003/2004 et 2004/2005 du bassin versant du lac Oubeira.

Années	P_{an} (mm)	Ex_{an} (mm)	D_{an} (mm)
2003/2004	836,26	159,67	676,59
2004/2005	1086,44	310,41	776,03

3.2.2.Échanges hydrologiques du lac avec son bassin versant

Le lac est alimenté directement par l'eau de pluie et les écoulements des oueds temporaires, ainsi que le ruissellement et l'infiltration à travers la surface de son bassin versant. Il est à noter que les volumes des eaux des 4 oueds qui l'alimentent le lac Oubeira sont incluent dans les volumes des eaux écoulées à travers la surface de son bassin versant. Les calculs des

différents paramètres du bilan hydrologique du lac et de son bassin versant, résultent des produits effectués entre la surface du lac $S_L = 22,9110 \text{ Km}^2$, la surface d'écoulement et d'infiltration $S_E = 76,2825 \text{ Km}^2$ avec les paramètres du bilan d'eau.

3.2.2.1. Échanges hydrologiques interannuels moyens du lac avec son bassin versant

Les différentes lames d'eaux moyennes interannuelles échangées entre le lac et son bassin versant sont représentées ci-dessous dans le tableau 17.

Tableau 17: Les différentes lames d'eaux moyennes interannuelles échangées entre le lac Oubeira et son bassin versant pour une durée d'observation de 37ans (1968/1969-2004/2005).

Années	1968/1969 à 2004/2005		
Q_{moy}	18491239		
$E_{\text{an}} (\text{m}^3/\text{an})$	15170747,76		
$V_{\text{moy}} (\text{m}^3/\text{an})$	11055622,725	L_{emoy}	I_{moy}
		9904519,80	1151102,925
$Q_{\text{moy}} + V_{\text{moy}} (\text{m}^3/\text{an})$	29546861,725		

Le tableau 17 exprime les paramètres suivants:

1- $Q_{\text{moy}} = 18491239 \text{ m}^3/\text{an}$, la Lame d'eau moyenne interannuelle précipitée directement sur le plan d'eau du lac Oubeira.

2- $E_{\text{moy}} = 15170747,76 \text{ m}^3/\text{an}$, la Lame d'eau moyenne interannuelle évapotranspirée directement (E.T.R) de la surface du lac.

3- $V_{\text{moy}} = 11055622,725 \text{ m}^3/\text{an}$, la Lame d'eau moyenne interannuelle excédentaire écoulée du bassin versant vers le lac. La lame d'eau moyenne interannuelle excédentaire regroupe à la fois, la lame d'eau moyenne interannuelle qui est ruisselée directement vers le lac

$L_{\text{emoy}} = 9904519,80 \text{ m}^3/\text{an}$ et la lame d'eau moyenne interannuelle infiltré $I_{\text{moy}} = 1151102,925 \text{ m}^3/\text{an}$. L'excédent moyen interannuel parvient donc au lac sous deux formes, un écoulement direct de la surface du bassin versant (L_{emoy}), est un autre écoulement souterrain (I_{moy}) (infiltration efficace), qui parvient au lac avec un temps de retard par apport au premier.

3.2.2.2. Échanges hydrologiques du lac durant les deux années 2003/2004 et 2004/2005 avec son bassin versant

3.2.2.2.1. L'année hydrologique 2003/2004

Tableau 18: Les différentes lames d'eaux annuelles échangées entre le lac Oubeira et son bassin versant durant l'année 2003/2004.

Années	2003/2004		
$Q_{an} (m^3/an)$	19159552,86		
$E_{an} (m^3/an)$	15501353,49		
$V_{an} (m^3/an)$	12180026, 775	Le_{an}	I_{an}
		10483503,975	1696522,80
$Q_{an1} + V_{an1} (m^3/an)$	31339579,635		

Le tableau 18 regroupe les différentes lames d'eaux annuelles échangées entre le lac Oubeira et son bassin versant durant l'année 2003/2004 et il se résume comme suit:

- 1- $Q_{an} = 19159552,86 m^3/an$, lame d'eau annuelle précipitée directement sur le plan d'eau du lac.
- 2- $E_{an} = 15501353,49 m^3/an$, lame d'eau annuelle évapotranspirée directement de la surface du lac
- 3- $V_{an} = 12180026,775 m^3/an$, lame d'eau annuelle excédentaire écoulée du bassin versant vers le lac. Elle est composée de la lame d'eau annuelle qui est ruisselée directement vers le lac, $Le_{an} = 10483503,975 m^3/an$ et la lame annuelle infiltrée $I_{an} = 1696522,80 m^3/an$.

3.2.2.2.2. L'année hydrologique 2004/2005

Tableau 19: Les différentes lames d'eaux annuelles échangées entre le lac Oubeira et son bassin versant durant l'année 2004/2005.

Années	2004/2005		
$Q_{an} (m^3/an)$	24891426, 84		
$E_{an} (m^3/an)$	17779623,33		
$V_{an} (m^3/an)$	23678850,825	Le_{an}	I_{an}
		15445680,60	8233170,225
$Q_{an2} + V_{an2} (m^3/an)$	48570277,665		

Le tableau 19 rassemble les différentes lames d'eaux annuelles échangées entre le lac Oubeira et son bassin versant durant l'année 2003/2004 et il se récapitule comme suit:

1- $Q_{an} = 24891426,84 \text{ m}^3/\text{an}$, lame d'eau annuelle précipitée directement sur le plan d'eau du lac.

2- $E_{an} = 17779623,33 \text{ m}^3/\text{an}$, lame d'eau annuelle évapotranspirée directement de la surface du lac.

3- $V_{an} = 23678850,825 \text{ m}^3/\text{an}$, lame d'eau annuelle excédentaire du bassin versant déversé vers le lac. Celui-ci est constitué de l'écoulement annuel, $Le_{an} = 15445680,60 \text{ m}^3/\text{an}$ et de la lame d'eau annuelle infiltré $I_{an} = 8233170,225 \text{ m}^3/\text{an}$.

3.2.2.3. Bilan hydrologique du lac avec son bassin versant

3.2.2.3.1. Bilan hydrologique interannuel moyen

L'établissement du bilan hydrologique interannuel moyen est basé sur une logique simple, qui consiste à faire la différence entre les entrées d'eau sous n'importe qu'elles forment avec, les sorties d'eau du lac.

Il prend l'expression suivante: $B_{moy} = (Q_{moy} + V_{moy}) - E_{moy}$

La valeur du bilan hydrologique interannuel moyen : $B_{moy} = 14376113,965 \text{ m}^3/\text{an}$.

Le bilan est positif et cette valeur représente le volume moyen interannuel stocké dans la cuvette du lac Oubeira après une période d'étiage durant un cycle hydrologique.

3.2.2.3.2. Bilans hydrologiques des deux années 2003/2004 et 2004/2005

Les valeurs des bilans hydrologiques des deux années durant lesquelles c'est effectué notre pratique sur le terrain, sont les suivants:

$$B_{an1} = (Q_{an} + V_{an}) - E_{an} \quad \text{d'où } B_{an1} = 15838226,145 \text{ m}^3/\text{an}$$

$$B_{an2} = (Q_{an} + V_{an}) - E_{an} \quad \text{d'où } B_{an2} = 30790654,335 \text{ m}^3/\text{an}$$

Les deux bilans hydrologiques sont positifs et dépassent la valeur du bilan hydrologique interannuel moyen.

3.3. Bathymétrie du lac

Les données bathymétriques récoltées durant notre période d'étude du 04/03/2004 au 21/06/2005 nous ont permis d'établir 32 cartes bathymétriques. La variation du niveau bathymétrique n'est pas très sensible durant le même mois, vu que les pas de mesure étaient rapprochés et pour cela seul neuf cartes bathymétriques sont représentées dans le document. Les cartes bathymétriques les plus significatifs sont représentées par les figures de 3 à 9 en annexes et les figures 14 et 15 qui retracent les bathymétries extrêmes du niveau des eaux du

lac. Les cartes bathymétriques indiquent, que dans tous les stades bathymétriques rencontrés, les plus grandes profondeurs des eaux du lac occupent à 59,53 % de sa surface totale et se concentrent essentiellement dans sa zone centrale. Les plus faibles profondeurs des eaux du lac couvrent 40,47 % de sa surface totale, et se localisent autour de ses berges. Les cartes bathymétriques confirment que le lac a un fond plat bien développé, qui s'élargit à partir de la berge sud-ouest jusqu'au centre du lac dont il atteint son maximum d'élargissement. Ce fond plat est entouré au nord, à l'ouest et du côté de la rive sud-est par des pentes plus au moins faibles. Les figures 14 et 15 représentent les cartes bathymétriques des deux cas extrêmes rencontrés durant cette étude. La première carte (figure.14) évoque une période d'étiage (basses eaux) qui correspond au 02/11/2004 et dont laquelle le lac a atteint son plus bas volume d'eau et ses plus faibles profondeurs. On enregistre un volume d'eau de 23109683,72 m³ et une profondeur moyenne de 1 m. La deuxième carte (figure.15) dessine une période de crues (hautes eaux), suite aux mesures réalisées durant le 15/05/2005. Cette période représente les plus fortes valeurs des profondeurs du lac, avec une moyenne de 2,60 m et le plus important volume d'eau de 59713403,218 m³ mesuré durant notre étude.

3.4. L'évolution des profondeurs et des volumes des eaux du lac Oubeira durant les deux années hydrologique 2003/2004 et 2004/2005.

Tableau 20: Évolution mensuelle des différentes profondeurs des eaux du lac Oubeira durant les deux années hydrologiques 2003/2004 et 2004/2005.

Différentes profondeurs	La plus petite valeur	Dates	La plus grande valeur	Dates
P _{min}	0,42 m	(16/10/04)	2,02 m	(15/05/05)
P _{max}	1,92 m	(16/10/04)	3,52 m	(15/05/05)
P _{moy}	1 m	(16/10/04)	2,60 m	(15/05/05)

Le tableau 20 indique que les plus petites valeurs des profondeurs des eaux du lac mesurées durant notre étude, varient de 0,42 m à 2 m, par contre les plus grandes profondeurs s'échelonnent de 1,92 m à 3,52 m. La moyenne mensuelle des profondeurs des eaux du lac varie de 1 m à 2,60 m, pour atteindre la valeur de 1,80 m, comme moyenne des eaux du lac durant un cycle hydrologique.

Tableau 21: Les paramètres statistiques de la variation mensuelle des volumes des eaux du lac Oubeira durant les deux années hydrologiques 2003/2004 et 2004/2005.

Moyenne arithmétique	$\bar{X} (m^3)$	40992092,50
Écart type	$\delta x^{-1} (m^3)$	9819217,11
Coefficient de variation	CV	24 %
Volume maximum	$V_{max} (m^3)$	59713403,20
Volume minimum	$V_{min} (m^3)$	23109683,70
L'étendue	$V_{max} (m^3) - V_{min} (m^3)$	36603719,50

Le tableau 21 représente les paramètres statistiques des différents volumes d'eaux mensuels du lac qui sont enregistrés tous les quinze jours et cela durant les deux années hydrologiques 2003/2004 et 2004/2005.

Le tableau 21 décrit, le volume d'eau le plus important enregistré durant notre étude et qui est de 59713403,20 m³ noté le 15/05/05, le volume d'eau le plus bas qui est de 23109683,72 m³ inscrit le 16/10/04 et leur étendue, qui a une valeur de 36603719,50 m³. La moyenne mensuelle des volumes des eaux du lac est de 40992092,50 m³ et avec un écart type de 9819217,11 m³. Le coefficient de variation des volumes mensuels des eaux du lac est relativement élevé, puisqu'il est supérieur à 15 % et dont la valeur est de 24 %. Ceci traduit une hétérogénéité dans la distribution des différents volumes mensuels des eaux du lac par rapport à leurs moyennes. Cette hétérogénéité résulte de l'irrégularité dans l'évolution des volumes mensuels des eaux du lac d'un mois à un autre.

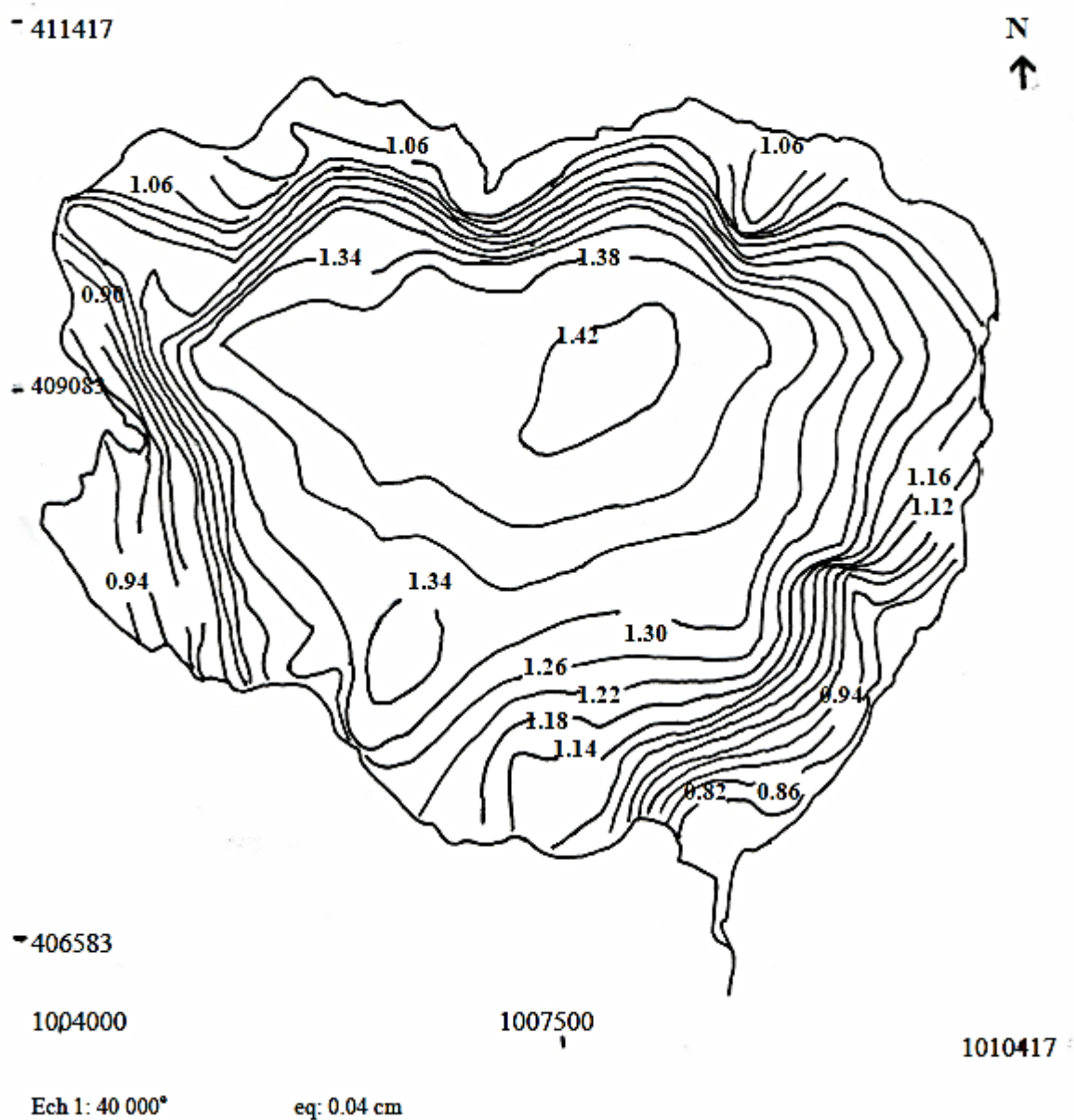


Figure 14: Carte de la bathymétrie du lac Oubeira durant la période d'été (le 2 novembre 2004).

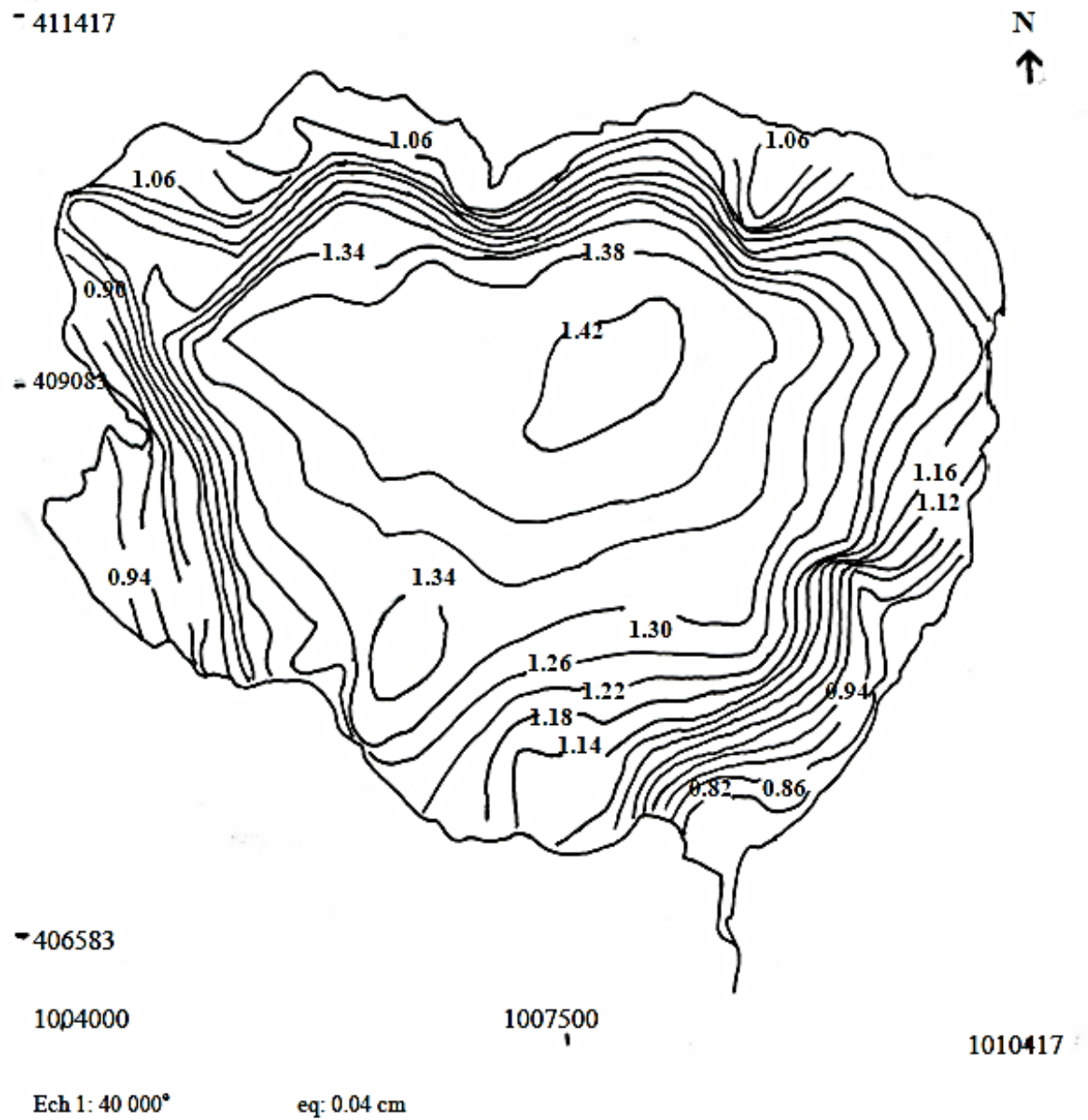


Figure 15: Carte de la bathymétrie du lac Oubeira durant la période des crues (le 15 mai 2005)

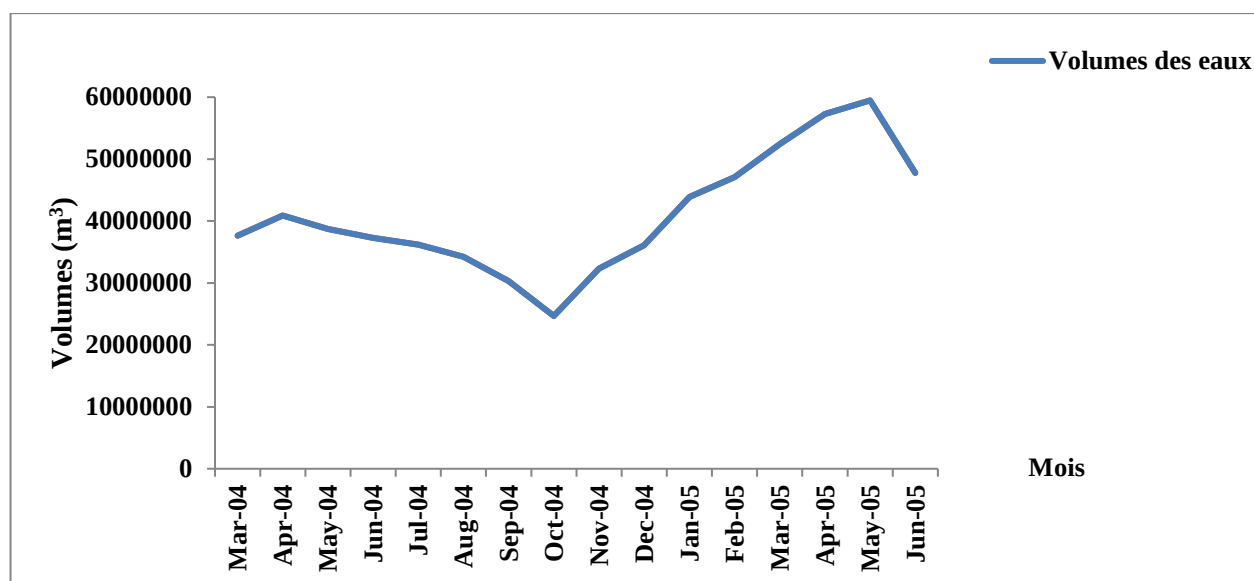


Figure 16: Évolution des volumes moyens mensuels des eaux du lac Oubeira durant deux années hydrologiques du 04/03/2004 au 21/06/2005.

Le graphe de la figure 16 traduit l'évolution des volumes moyens mensuels des eaux du lac qui chevauche entre deux années hydrologiques successives.

Le déroulement des mesures bathymétriques durant la première année, s'est effectué au sommet de la période des crues (période des hautes eaux), correspondant au mois de mars et d'avril 2004. Cette période des crues est illustrée dans la figure 16, par un pic de valeur durant le mois d'avril avec un volume moyen mensuel de 40883715,54 m³. Il est important de savoir que le volume d'eau maximum produit au cours de cette période des crues est constaté le 17 avril 2004 et avec une valeur de 41606610,313 m³. Ce volume constitue la capacité de rétention maximale pour l'année hydrologique 2003/2004.

La courbe de la figure 16 dessine entre les mois de mai et d'octobre 2004, la période de la décrue (période des basses eaux) de l'année hydrologique 2003/2004. Le volume mensuel moyen le plus bas mesuré durant le mois d'octobre 2004 cette période de décrue est de 24670218,47 m³. Il est susceptible de savoir que le volume d'eau minimum produit le long de cette période de décrue est enregistré le 16 octobre 2004 et avec une valeur minimum de 23109683,72 m³. Ce volume représente la résistance hydraulique du lac durant cette année hydrologique 2003/2004.

Le résultat de la soustraction réalisée entre la résistance hydraulique et la capacité de rétention maximale, nous donne l'amplitude du stock annuel (ΔS) et qui se manifeste dans un volume d'eau égal à 18496926,60 m³.

Le début de la deuxième année hydrologique 2004/2005, est désigné par le mois de novembre 2004 de telle façon que la section de la courbe de la figure 16, qui est limitée par le mois de novembre et le mois de mai 2005 retrace la recharge des eaux lac. Cette phase qui c'étant du mois de novembre jusqu'au mois de mai 2005 se qualifie par la période des crues (la période des hautes eaux), avec un volume maximum moyen mensuel de 59475443,55 m³ enregistré pendant le mois de mai 2005. Il est important de savoir que le volume d'eau maximum produit au cours de cette période des crues a été mesuré le 15 mai 2005 et il est égal à une valeur de 59713403,20 m³. Ce volume d'eau constitue la capacité de rétention maximum pour cette année hydrologique 2004/2005.

La période des basses eaux de l'année hydrologique 2004/2005, elle n'est représentée que par son début durant notre étude c'est-à-dire uniquement par le mois de juin 2005. La période des basses eaux de l'année hydrologique 2004/2005 se démarque par une chute nette des volumes des eaux du lac, puisque à la fin du mois de juin 2005, le lac a atteint un volume de 41370235,196 m³ et ce qui indique une réduction considérable de 18343168,02 m³ dans le volume des eaux du lac en un mois seulement.

4. Discussion et conclusion

Notre région d'étude, est soumise à un climat méditerranéen tempéré, pluvieux et humide en hiver sec et chaud en été. Elle compte parmi les régions les plus arrosées de l'Algérie, la moyenne annuelle des précipitations relativement élevées est de l'ordre de 797,30 mm/an à El-Kala et de 823,06 mm à Ain El-Assel. La température moyenne annuelle dans notre région est de 17,66°C dans la station d'El-Kala et de 18,40°C à la station d'Ain El-Assel. Le régime pluviométrique et les diagrammes ombrothermiques, caractérisent l'année hydrologique, par une saison froide humide, qui s'étale du mois d'octobre jusqu'au mois d'avril et une saison chaude sèche qui s'étend du mois de mai jusqu'au mois de septembre.

L'analyse des précipitations annuelles est indispensable, vu le rôle important que peuvent jouer les précipitations annuelles sur le régime du réseau hydrographique du bassin versant du lac Oubeira. L'analyse des précipitations annuelles fait ressortir les caractères généraux des précipitations et leurs influences sur l'écoulement des lames d'eaux dans le bassin versant du lac Oubeira.

L'ajustement des précipitations annuelles à la loi de Gauss est une vérification graphique de la bonne adéquation des valeurs observées. Les paramètres statistiques des hauteurs pluviométriques illustrés dans le tableau 4, montrent que la distribution de leurs échantillons suit une loi normale et que l'ajustement selon la loi de Gauss s'avère parfait et ce qui rejoint les constatations de Bahroun (2016) et Bouneb (2017). L'application du texte χ^2 de K-Pearson au niveau la station d'El-Kala et de la station. d'Ain El-Assel, indique que l'adéquation est satisfaisante et que la loi normale pourrait être appliquée.

Les valeurs des moyennes arithmétiques des précipitations annuelles au niveau des deux stations d'El-Kala et d'Ain El-Assel, rattrapent les valeurs représentées par la carte pluviométrique établie par Anser (1998). L'évolution interannuelle des précipitations indique que l'irrégularité pluviométrique d'une année à une autre est très importante.

Le coefficient de variation précise mieux l'intensité des irrégularités pluviométriques, c'est un paramètre très efficace pour la mesure du degré de la dispersion relative, des valeurs particulières autour de la moyenne globale. Les coefficients de variations (cv) des précipitations interannuelles des deux stations météorologiques sont relativement élevés puisqu'ils sont supérieurs à 15 %. Leurs valeurs sont proches des grandeurs exprimées par

Messerer (1999); Labar (2003); Bahroun (2016) et Bouneb (2017). Ces valeurs impliquent que les séries pluviométriques des moyennes interannuelles au niveau des deux stations météorologiques sont hétérogènes. Ceci est dû à l'importance des écarts pluviométriques par rapport à leurs moyennes, qui résultent de l'irrégularité pluviométrique d'une année à une autre dans notre région d'étude.

La répartition des précipitations moyennes mensuelles au niveau de la station d'Ain El-Assel enregistre 57,06 % de la pluviométrie moyenne annuelle et cela à partir du mois de novembre jusqu'au mois de février. Cette période représente, les quatre mois les plus pluvieux de l'année, alors que 42,94 % de la pluviométrie annuelle sont réparties sur les huit restants. La station d'El-Kala dévoile que 68,38 % de la pluviométrie moyenne annuelle sont observées entre les mois d'octobre et de février. Ils représentent les cinq mois les plus pluvieux de l'année, alors que durant les mois restant, seulement 31,62 % de la pluviométrie moyenne annuelle sont enregistrées. Cette description des précipitations mensuelles rattrape les travaux de thèse de Bentouili (2007) et Bahroun (2016).

Les coefficients de variations des précipitations moyennes mensuelles sont élevés au niveau des deux stations puisqu'ils dépassent la valeur seuil de 15 %. Les coefficients de variations des mois d'été sont nettement supérieurs à ceux des mois d'hiver car les séries pluviométriques des moyennes mensuelles au niveau des stations météorologiques sont hétérogènes. Ceci est dû à l'importance des écarts pluviométriques mensuels par rapport à leurs moyennes, qui résultent de l'irrégularité pluviométrique d'un mois à un autre et surtout durant les mois d'été où ce phénomène prend le plus d'empileur dans notre région d'étude. Les valeurs élevées du coefficient de variation des deux stations météorologiques, ne peuvent s'expliquer que par l'indigence pluviométrique, caractéristiques du climat méditerranéen de l'Afrique du Nord et les pluies diluviennes des premiers orages de la fin du printemps et de la fin de la saison d'été.

Notre région d'étude est caractérisée par une saison chaude et sec et une saison froide et humide avec des températures annuelles moyennes qui se rapprochent des valeurs rapportées par Kherifi (2016). L'importance de l'amplitude thermique dans les teneurs des températures moyennes mensuelles dérive de l'évolution des températures à travers les quarts saisons et

surtout durant l'été avec ses valeurs remarquables qui engendre les plus fortes valeurs de l'évapotranspiration potentielle (l'E.T.P) durant les mois de juillet et d'août.

Quant au régime thermique, il se trouve un peu difficile d'en tirer des conclusions, car on a d'autres facteurs qui sont pris en compte, comme l'influence de la mer en été et l'effet particulièrement rigoureux de la continentalité en hiver.

La comparaison des diagrammes ombrothermiques, avec la fiche technique 5GEO/FGS, (2018), démontre que notre région d'étude se trouve sous un climat qui bascule entre le climat méditerranéen et subtropical, lorsque la pluviométrie annuelle est importante et la température moyenne annuelle est comprise entre 15°C et 20°C.

L'analyse hydroclimatologique du bassin versant du lac Oubeira a permis d'évaluer les termes de son bilan hydrologique moyen interannuel et qui sont : - les apports par les précipitations d'une moyenne interannuelle de 807,09 mm -des pertes par évapotranspiration d'une moyenne interannuelle de 662,16 mm, soit 82,07 % des apports - un excédent moyen interannuel de 144,67 mm dont 'il constitue les 17,93 % des apports.

Les estimations des différentes lames d'eaux du bilan d'eau moyen interannuel du bassin versant du lac l'Oubeira., sont dans les mêmes grandeurs que celles énoncées par Labar (2007) et Bouneb (2017) dans la région d'El-Kala. Leurs valeurs sont conditionnées par plusieurs facteurs naturels, comme l'étendue du couvert végétal de la région, la température ou encore l'exposition au vent.

L'évaluation des différentes lames d'eaux des bilans d'eaux annuels durant les années 2003/2004 et 2004/2005, du bassin versant du lac Oubeira s'est produite durant deux années hydrologiques excédentaires. On constate que les valeurs des bilans hydrologiques des deux années 2003/2004 et 2004/2005, engagent des volumes qui sont plus importants, que le volume moyen interannuel. Ceci s'exprime par des grandeurs respectives de 10,17 % et 114,18 % et il est de même pour les volumes du bilan hydrologique (B_{an2}) de l'année 2003/2004 qui sont plus élevés que ceux de l'année hydrologique 2004/2005 avec une grandeur de 94,41 %. Cela explique l'irrégularité considérable du bilan hydrologique du lac Oubeira par rapport à son bilan hydrologique moyen interannuel d'une part et d'autre part d'une année hydrologique à une autre même si celles-ci étaient successives.

On constate que les volumes des eaux du lac durant la deuxième année hydrologique sont plus importants que ceux de la première année pour les mêmes mois, et cela est dû à la différence du régime pluviométrique des deux années hydrologiques. La deuxième année hydrologique a été pluvieuse et dans laquelle on a enregistré entre les mois de septembre à avril une hauteur de 1118,16 mm à la station d'Ain El-Assel et une hauteur de 1009,84 mm à la station d'El-Kala. Ces valeurs des précipitations ont produit une lame d'eau précipitée de 1051,02 mm sur le bassin versant du lac. Par contre la première année hydrologique est marquée par une pluviométrie moins importante que celle de la deuxième année. Elle se manifeste par des hauteurs de 811,5 mm dans la station d'Ain El-Assel et de 653,28 mm à la station d'El-Kala, pour la même période de septembre à avril et ce qui a engendré, une lame d'eau précipitée seulement de 713,40 mm sur le bassin versant du lac.

La période des hautes eaux de la région d'étude correspond à la saison humide, froide et qui se produit durant les mois les plus pluvieux de l'année allant du mois d'octobre jusqu'au mois d'avril. La période des basses eaux par contre, elle s'identifie à la saison sèche et chaude et qui s'étend du mois de mai jusqu'au mois de septembre où l'évapotranspiration atteint ses valeurs maximales. Malgré la différence des volumes mesurée durant ces deux années hydrologiques, on a constaté que les commencements de leurs saisons humides ont été précoces du fait qu'elles se sont produites à partir du mois de septembre contrairement au mois d'octobre. La durée de la saison des crues de la première année 2003/2004, par contre elle s'est rétrécie d'un mois car le début du déclin du niveau des eaux du lac s'est produit durant le mois d'avril au lieu que ça soit pendant le mois de mai.

On peut déduire que le battement du niveau des eaux du lac et l'importance de ses volumes sont conditionnés par la pluviométrie de la région en grande partie, mais aussi en période estivale par les valeurs considérables des températures atmosphériques et qui peuvent le réduire à son niveau minimal.

L'étude bathymétrique, révèle que le lac Oubeira peut constituer une véritable ressource en eau dans la région d'étude. Ses dimensions, l'ampleur de la pluviométrie et sa capacité de rétention, confèrent au lac une aptitude à mobiliser des volumes d'eaux considérables.

Les mesures effectuées durant les deux années hydrologiques 2003/2004 et 2004/2005, dévoilent une moyenne mensuelle des volumes des eaux du lac avec une valeur importante de

40992092,50 m³. Le volume d'eau le plus élevé mesuré durant cette étude est de 59713403,218 m³, suivie par le plus bas volume d'une valeur de 23109683,72 m³ et ce qui a produit ainsi une étendue de 36603719,50 m³. L'année hydrologique 2003/2004 est caractérisée par une capacité de rétention maximale des volumes des eaux du lac, avec une valeur de 41606610,313 m³, dont celle-ci représente le volume maximum de la période des crues. Sa résistance hydraulique constitue un volume d'eau de 23109683,72 m³ et qui s'identifie au volume le plus bas constaté, durant la période d'étiage. L'année hydrologique 2004/2005 se qualifie par un volume maximum de 59713403,218 m³, enregistré pendant la période des crues et sa période d'étiage, elle n'est représentée que par le mois de juin.

La comparaison de l'évolution des volumes des eaux du lac qui sont mesurés à partir de l'étude bathymétrique avec les bilans hydrologiques calculés durant les deux années 2003/2004 et 2004/2005, elles peuvent nous éclairer sur le comportement hydrologique du lac durant deux années successives. La différence entre le volume de la résistance hydraulique de l'année 2003/2004 qui a un volume de 23109683,72 m³, avec la valeur du bilan hydrologique de la même année ($B_{an1} = 15838226,145 \text{ m}^3/\text{an}$) qui constitue le volume moyen annuel stocké dans la cuvette du lac Oubeira après une période d'étiage et qui donne un volume dont la valeur est égale à 7271457,575 m³. Celui-ci forme le volume de la résistance hydraulique de l'année précédente 2002/2003. La confrontation du volume de l'amplitude du stock annuel (ΔS) de l'année hydrologique 2003/2004 qui est en réalité le volume évaporé égal à un volume de 18496926,60 m³, avec la lame d'eau annuelle évapotranspirée directement de la surface du lac $E_{an} = 15501353,49 \text{ m}^3/\text{an}$. Celle-ci montre que les deux volumes sont dans les mêmes grandeurs avec une différence de 2995573,11 m³ et qu'on peut justifier par une surestimation de l'évapotranspiration réelle (E.T.R.). La somme du volume de la résistance hydraulique de l'année 2003/2004 qui est de 23109683,72 m³ avec la valeur du volume du bilan hydrologique de l'année 2004/2005 ($B_{an2} = 30790654,335 \text{ m}^3/\text{an}$) et qui donne un volume dont la valeur est égale à 53900338,055 m³. Ce volume est proche de la valeur de la capacité de rétention maximum du lac pour l'année 2004/2005 dont la valeur est de 59713403,218 m³.

L'étude de la bathymétrie des eaux du lac, nous a permis de mieux comprendre la relation qui existe entre les volumes des eaux du lac et les précipitations ressenties pendant une année hydrologique par son bassin versant et surtout durant la période humide. On peut concrétiser

cette relation par l'établissement d'une soustraction entre le volume de la capacité de rétention maximale pour l'année hydrologique 2003/2004 qui est de $41606610,313 \text{ m}^3$ et le volume équivalent pour le même mois d'avril de l'année 2004/2005 et qui a une valeur de $58979033,924 \text{ m}^3$. Sous une lame d'eau précipitée de 713,40 mm pour l'année 2003/2004 et de 1051,02 mm pour l'année de 2004/2005, sur le bassin versant du lac. Il résulte une différence de volume égale à $17372423,611 \text{ m}^3$ pour une différence des hauteurs pluviométriques de 337,62 mm. Ceci aboutit à une augmentation du volume des eaux du lac de $51455,55 \text{ m}^3$ pour 1 mm de précipitations durant la période humide de septembre à avril.

CHAPITRE 3: CHIMIE ET QUALITÉS TROPHIQUES DES EAUX DU LAC

1. Introduction

Les eaux douces font partie de l'hydrosphère et ils ont une grande importance dans l'économie mondiale, mais malheureusement la qualité des eaux a connu ces dernières années des différents problèmes. Les rejets industriels non contrôlés, l'utilisation intensive des engrais chimiques, et l'exploitation excessive des ressources en eaux. Ces derniers sont à l'origine des modifications chimiques des eaux et les rendent impropres aux usages souhaités.

L'étude de la chimie et des qualités trophiques des eaux du lac passe d'abord par une caractérisation de la composition hydrochimique des eaux durant un cycle annuel et cela pour la première fois dans le cas du lac Oubeira. Le suivi de l'évolution des substances nutritives dans les eaux du lac se répartit sur deux groupes. La première partie aborde les sels nutritifs et elle se résume dans l'étude des composés azotés et des composés phosphorés. Elle regroupe l'ammoniac, les nitrates, les nitrites et l'orthophosphate. La deuxième partie approche les nutriments organiques et qui se limitent à l'azote organique dissous (NOD) et le phosphore organique dissous (POD). Le suivi de la fraction particulaire dans les eaux du lac et qui se concrétise par l'étude des matières en suspension, le carbone particulaire et les pigments des chlorophylles a, b et c. Une étude qualitative de la composition microphytoplanctonique des eaux du lac est élaborée en dernier lieu et cela uniquement pendant trois mois.

L'intérêt de cette étude est le suivi des sels majeurs qui compose le chimisme de la colonne d'eau du lac et qui sont considérés comme des sels conservateurs. Les sels majeurs, sont constitués par des cations et des anions et qui sont le résultat de la dissociation des sels minéraux d'origines géologiques. Ils sont parvenus au lac par le ruissellement des eaux pluviales traversant les différentes formations géologiques qui constituent le bassin versant de l'Oubeira. La détermination des sels majeurs, conduit à l'identification des faciès chimiques des eaux du lac, à travers toute sa surface et ils nous permettent de relier la composition chimique des eaux du lac avec les roches environnantes.

D'autre part l'étude des substances nutritives, nous aide à classer le lac selon son niveau trophique et de déterminer s'il y a des éléments nutritifs qui limitent la production primaire dans les eaux du lac. Elle nous facilitera de comprendre les mécanismes d'enrichissement des eaux du lac par les substances nutritives et de leurs répartitions saisonnières.

La fraction particulaire d'une part est un indicateur de la capacité d'érosion et de transport du réseau hydrographique du bassin versant du lac et cela par le suivi de l'évolution des matières en suspension. D'autre part, elle permet de comprendre la relation qui existe entre l'évolution des concentrations du carbone particulaire et des concentrations des chlorophylles a, b et c par rapport à l'enrichissement des eaux du lac en substances nutritives.

L'étude du microphytoplancton détermine les classes des taxons qui composent les eaux du lac et leurs évolutions saisonnières.

2. Matériel et méthodes

2.1. Choix et caractéristiques des stations de prélèvements des échantillons d'eaux

La figure 17 et le tableau 22 indiquent la répartition géographique des stations de prélèvement qui couvrent toute la surface du lac, elles sont situées par rapport aux apports des oueds et aux directions des vents dominants dans la région d'étude. Ce choix réfléchi et raisonné, il provient en premier lieu du diagnostic physico-géographique du lac et de son bassin versant qui est l'étude de la morphologie de la cuvette du lac, de l'hydrographie du bassin versant et des facteurs climatiques. Ceci a permis de caractériser les principaux facteurs naturels qui interviennent dans l'écoulement des eaux de surface sur le bassin versant et dans la circulation des eaux à l'intérieur du lac Oubeira. L'analyse de ses différents paramètres de la région d'étude est à l'origine du choix des stations de prélèvements des échantillons d'eaux à l'intérieur du lac.

Par ailleurs une étude préliminaire de quelques mois sur la physico-chimie et sur la composition phytoplanctonique des eaux du lac a été réalisée durant l'année 2003, avec un échantillonnage stratifié à travers les mêmes stations qu'on a repris pour cette étude. Cette étude préliminaire a donné des résultats cohérents, représentatifs et ce qui a confirmé la bonne représentativité des stations de prélèvement pour une telle étude. Elle a démontré aussi qu'un prélèvement superficiel dans les eaux du lac été largement suffisant pour une bonne caractérisation de toute la colonne d'eau pour une station donnée et cela est due à la forte et permanente homogénéisation des eaux du lac.

Tableau 22: Positions et profondeurs des stations de prélèvements des échantillons d'eaux dans le lac Oubeira

Stations	Localisations	Caractéristiques	Isobathes
A	(N 36°51' 42.5'', E 008° 23' 11'')	En face de l'Oued Démet El-Rihana (zone d'apports)	1,09 m à 2,68 m
B	(N 36°51' 36'', E 008° 23' 37'')	Entre les deux Oueds Boumarchim et Degrah (zone d'apports)	1,48 m à 3,08 m
C	(N 36° 51' 12'', E 008° 22' 50'')	Le Centre du lac (zone de brassage)	1,79 m à 3,38 m
D	(N 36° 49' 41'', E 008° 24' 10'')	En face de l'Oued Messida (émissaire)	0,95 m à 2,55 m
E	(N 36°50' 46'', E 008° 21' 50'')	Proche de l'Euch l'Ahmar (zone abritée)	1,16 m à 2,75 m

2.2. Rythme des prélèvements

L'échantillonnage s'est effectué bimensuellement durant 13 mois, de mars 2004 à mars 2005, selon le calendrier donné dans le tableau 23. Ce rythme bimensuel est défini en fonction des moyens matériels existants. Les déplacements à l'intérieur du lac se sont effectués à l'aide d'une barque avec un moteur or bord.

Tableau 23: Calendrier des sorties de mars 2004 à mars 2005

Saisons	Hiver (2004)	Printemps (2004)	Été (2004)	Automne (2005)	Hiver (2005)
Dates des sorties		06.04.2004 20.04.2004	10.07.2004 26.07.2004	16.10.2004 28.10.2004	14.01.2005 31.01.2005
		05.05.2004 23.05.2004	06.08.2004 26.08.2004	08.11.2004 27.11.2004	14.02.2005 28.02.2005
	05.03.2004 23.03.2004	06.06.2004 21.06.2004	18.09.2004 28.09.2004	15.12.2004 30.12.2004	16.03.2005 31.03.2005

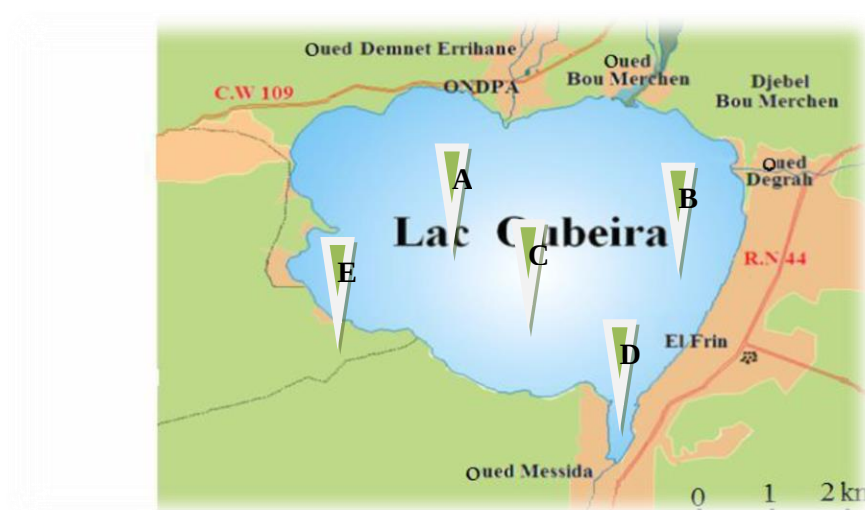


Figure 17: Localisation des stations d'échantillonnages des échantillons d'eaux dans le lac Oubeira

2.3. Les méthodes de prélèvement et d'analyses

2.3.1. Les mesures des paramètres de l'environnement

Les mesures de la température de l'eau (T), le pH, l'oxygène dissous (O₂) et le total des solides dissous (TDS), sont effectuées en surface avec un multi paramètre du type consort c535. La transparence de l'eau (Tr) est mesurée à l'aide du disque de Secchi d'un diamètre de 30 cm, qui permet de déterminer la turbidité. Le disque est lesté et émergé dans l'eau et

lorsqu'il devient invisible depuis la surface des eaux du lac, la profondeur de sa disparition est notée.

2.3.2. Prélèvements et conservations des échantillons

Les prélèvements d'eau pour l'analyse des anions et des cations (des sels majeurs) et des sels nutritifs (azote et phosphore) sont effectués en surface à l'aide d'un seau de 10 litres. Pour chaque station quatre volumes sont préalablement filtrés sur un filet à plancton de 63 µm de vide de maille. Ils sont conservés dans des flacons en polyéthylène à 4°C dans une glacière, puis congelés à -20°C. L'échantillon destiné au dosage des cations des sels majeurs, est conservé dans des flacons en verre acidifié et il reste stable pendant plusieurs mois.

Les échantillons d'eaux non filtrés se divisent en deux volumes: un volume de 1000 ml remplie dans un flacon en verre ambré pour l'analyse des pigments chlorophylliens. Un deuxième volume de 1000 ml pour déterminer les matières en suspension (MES) et le carbone organique dissous (COP) remplie dans un flacon ambré en polyéthylène. Les flacons sont conservés à 4°C dans une glacière. Les mesures sont effectuées dans les 6 heures qui suivent le prélèvement.

2.3.3. Dosages des cations et des anions des sels majeurs

Les méthodes d'analyses utilisées pour les dosages des sels majeurs sont résumées dans le tableau 24.

Tableau 24: Méthodes de dosage des anions et des cations des sels majeurs

Éléments	Méthodes	Auteurs	Références
Bicarbonates (HCO_3^-)	Titrimétrique	Norme AFNOR le n° NF T 90-036 (1977)	Rodier (1990)
Chlorures (Cl^-)	Titrimétrique de Morh	Rodier (1990) p189	Rodier (1990)
Sulfates (SO_4^{2-})	Néphélométrique ($\lambda = 650\text{nm}$)	Norme AFNOR le n° NF T 90-040 (1986)	Rodier (1990)
Dosage simultané du sodium (Na^+) et du potassium (K^+)	Spectrophotométrique d'émission de flamme ($\lambda = 589\text{nm}$)	Norme AFNOR le n° NF T 90-019 (1984)	Rodier (1990)
Calcium (Ca^{++})	Titrimétrique à l'EDTA	Rodier (1990) p 224	Rodier (1990)
Magnésium (Mg^{++})	Titrimétrique à l'EDTA	Rodier (1990) p 239	Rodier (1990)

2.3.4. Dosages des sels nutritifs et des matières organiques dissoutes

Les concentrations en sels nutritifs et des matières organiques dissoutes ont été analysées après filtration de l'eau sur filtre en fibre de verre Wattman GF/C. La teneur en azote minéral dissous (NID) a été déterminée à partir des concentrations en azote ammoniacal (NH_4^+), en azote nitreux (NO_2^-) et en azote nitrique (NO_3^-). La teneur en phosphore minéral dissous a été

estimée par le dosage des orthophosphates (PO_4^-). Les sels nutritifs ont été analysés suivant les protocoles de dosages colorimétriques manuels par spectrophotométrie. Les techniques de dosages utilisées sont résumées dans le tableau 25

Tableau 25 : Méthodes de dosage des sels nutritifs et des matières organiques dissoutes

Éléments	Méthodes	Auteurs	Références
Ammonium (NH_4^+)	Spectrophotométrie au bleu d'indophénol ($\lambda = 630\text{nm}$)	Koroleff (1960)	Aminot et Chaussepied (1983)
Nitrites (NO_2^-)	Spectrophotométrie ($\lambda = 543\text{nm}$)	Bendschneder et Robinson (1952)	Aminot et Chaussepied (1983)
Nitrates (NO_3^-)	Spectrophotométrie par réduction au cadmium ($\lambda = 543\text{nm}$)	-Réduction des nitrates par Woodetal (1967) - Dosage Bendschneder et Robinson (1952)	Aminot et Chaussepied (1983)
Phosphore (PO_4^{3-})	Spectrophotométrie ($\lambda = 885\text{ nm}$)	Murphy et Riley (1962)	Aminot et Chaussepied (1983)
Azote organiquedissous (NOD)	Spectrophotométrie ($\lambda = 543\text{nm}$)	Solorzono et Sharp	Parsons et al.,1989
Phosphore organique dissous (POD)	Spectrophotométrie ($\lambda = 885\text{ nm}$)	Murphy et Riley (1962)	Aminot et Chaussepied (1983)

2.3.5. Les matières en suspension (MES)

La détermination des matières en suspension (MES) elle a été réalisé suivant la méthode de pesées différentielles, après filtration sur filtre Whatman GF/C de $0,45\text{ }\mu\text{m}$ de porosité et de dessiccation à 105°C pendant 24 h détaillée par Strickland et Parsons (1968) (in Aminot et Chaussepied, 1983).

2.3.6. Le carbone organique particulaire (COP)

La matière organique est dosée par la méthode de le Corre, (in Aminot et Chaussepied, 1983), qui permet d'évaluer la quantité de matière organique particulaire sous forme d'équivalent en carbone, avec une limite de détection de $10\text{ }\mu\text{g}$.

2.3.7. Dosages des chlorophylles a, b et c

Pour estimer l'activité potentielle des micro-algues, Margalef (1968), préconise la détermination de la quantité de la chlorophylle qui est un bon indicateur de la répartition de la biomasse.

Les écologistes utilisent pour la détermination des pigments chlorophylliens une technique spectrophotométrique simple est rapide (Lorenzen, 1967), permettant de traité un grand nombre d'échantillons.

Pour le dosage des chlorophylles a, b et c, des échantillons de 1,5 litre sont filtrés sur des filtres en fibre de verre (type Wattman GF/C) d'une porosité de 45 μm . Afin d'éviter la dégradation de la chlorophylle une suspension de carbonate de magnésium est rajoutée à l'échantillon. On procède rapidement à l'extraction des pigments ont introduisant chaque filtre dans 15 ml d'acétone à 90 % pendant 24 heures à une température de 6° C, puis une centrifugation à 3000 tours/min pour clarifier les extraits. Les mesures sont effectuées sur le surnageant acétonique à laide d'un spectrophotomètre aux longueurs d'onde λ respectives de: 665 nm, 645 nm, et 630 nm.

2.4. Récoltes et identifications du phytoplancton

L'échantillonnage du phytoplancton a eu lieu une fois par mois, à travers les cinq stations d'échantillonnages et cela durant les dates suivantes uniquement : le 08/11/04, le 15/12/04 et le 31/03/05. L'échantillonnage du phytoplancton a été effectué en surface (-20 cm à -30 cm), ou dans chaque station un volume de 100 litres d'eau est filtré sur un filet de 20 μm de vide de mailles. L'objectif de cette méthode est de se limiter aux tailles supérieures à 20 μm , en raison de la dominance des formes microphytoplanctoniques, notamment dans les milieux eutrophes (Raimbault et al., 1988). Le contenu du filtrat est conservé dans une solution au lugol.

Les échantillons ont été analysés sur deux fractions représentant chacune 5 à 10 % du volume total, selon la densité. La plupart des rencontrés des taxons sont identifiés jusqu'à l'espèce.

Selon les espèces, la détermination s'est effectuée sous microscope à des grossissements allant jusqu'à GX100.

De nombreux ouvrages ont été utilisés pour l'identification des taxons et des espèces microphytoplanctoniques du lac parmi eux on cite : Bourrelley (1981), (1985), (1988); Bougis (1974) et les ouvrages de Dussart (1966) et du Degrémont (1978), ont été consultés pour des comparaisons.

2.5. Traitements statistiques

Afin de comprendre les variations temporelles des facteurs physico-chimiques ainsi que l'origine des ions des sels majeurs, des sels et des matières nutritifs dans les eaux du lacs,

deux analyses en composantes principales (ACP) et leurs matrices de corrélations ont été réalisées. Une ACP est réalisé sur les sels majeurs, dont les variables sont les treize facteurs physico-chimiques étudiés et les individus sont les mois du suivi mensuel. Le logiciel Statistica 8 a été utilisé pour le traitement des données.

Une ACP est effectué sur les variations temporelles des sels nutritives, des composés organiques dissous, des matières particulaires et des volumes des eaux et ainsi que leurs interactions dans les eaux du lac, la matrice de corrélation linéaire de Pearson a été réalisée entre les quatorze facteurs physico-chimiques étudiés. Le logiciel Minitab a été utilisé pour le traitement des données.

3. Résultats

3.1. Paramètres de l'environnement

3.1.1. La température des eaux du lac

La figure 18Aa indique que les fluctuations des températures des eaux du lac sont pratiquement semblables à travers les cinq stations de prélèvements.

Les quelques écarts qui existent entre les températures sont dus au moment de mesure qui s'est produit à des heures différentes durant la même journée.

Leurs valeurs reflètent des températures saisonnières et dont les plus élevées sont mesurées sur cinq mois et demi de l'année dans toutes les stations de prélèvements. Les températures ont des teneurs qui varient de 22°C à 29°C et cela à partir du mois de mai jusqu'à la moitié du mois d'octobre. Les températures moyennes des eaux, coïncident avec le printemps et l'automne et s'étalent sur quatre mois et demi de l'année. Elles se produisent durant les mois de mars et d'avril et aussi à partir de la fin du mois d'octobre et jusqu'à la moitié du mois de décembre, dans un intervalle de valeurs qui s'échelonnent de 14°C à 20°C. Les plus basses températures se manifestent, dès la fin du mois de décembre jusqu'à la fin du mois de février et avec des valeurs qui varient de 12°C à 8°C.

Les eaux du lac Oubeira ont tendance à se réchauffer sur une longue période, avec une moyenne annuelle de 19°C. L'écart thermique annuel est de l'ordre de 21°C, indiquant une forte saisonnalité typiquement méditerranéenne.

3.1.2. Le pH des eaux du lac

Selon la figure 18Ab les valeurs du pH varient dans l'espace de la même façon à travers les différentes stations de prélèvements.

Le pH des eaux a une tendance légèrement alcaline à partir du mois d'avril jusqu'à la fin du mois de novembre et cela avec des valeurs allant de 8 à 8,9. Durant l'hiver entre la moitié du mois de décembre jusqu'au mois de mars, les valeurs du pH reflètent des eaux neutres à légèrement acides et qui se dévoilent avec des teneurs qui varient de 6,2 à 7,5.

Le pH des eaux du lac a une tendance neutre à légèrement acide et une autre tendance légèrement basique prédominante, puisqu'elle persiste durant huit mois de l'année.

Il est à signaler que l'activité photosynthétique des eaux du lac et le lessivage des matières organiques du bassin versant du lac, ont de grandes influences sur l'évolution des valeurs du pH des eaux du lac Oubeira.

3.1.3. L'oxygène dissous des eaux du lac (O_2)

L'évolution des teneurs en oxygène dissous (O_2) dans l'ensemble des stations (figure.18Bc) présente une certaine similarité.

Les plus fortes concentrations en oxygène dissous (O_2) sont mesurées entre les mois de mars à avril 2004 et en suite du mois de novembre jusqu'au mois de mars 2005. Elles se manifestent avec des teneurs qui évoluent de 7 mg/L⁻¹ à 8,98 mg/L⁻¹. Les plus faibles valeurs de l'oxygène dissous par contre, elles se déclinent de 6,70 mg/L⁻¹ à 5,40 mg/L⁻¹ et cela durant la période qui se situe à partir du mois de mai jusqu'à la fin du mois d'octobre 2004.

3.1.4. Le total des solides dissous (TDS)

Les courbes de l'évolution des concentrations du total des solides dissous (TDS) (figure.18Bd) présentent presque toujours la même allure, à l'exception de certaines mesures où on a enregistré les plus grands écarts entre les valeurs du total des solides dissous (TDS) durant cette étude.

On a calculé durant le 06 avril 2004, une amplitude de 100 mg/L⁻¹ entre les teneurs du total des solides dissous (TDS), à savoir que la plus faible valeur de 193,12 mg/L⁻¹ est mesurée à la station C et la plus forte teneur à la station E. Une amplitude de 94,35 mg/L⁻¹ est constatée entre les valeurs du total des solides dissous (TDS), en sachant que la plus faible valeur de 161,74 mg/L⁻¹ est observée à la station A et la plus forte à la station E et cela pendant le 20 avril 2004. Enfin durant le 26 août 2004, on a inscrit une amplitude de 108,63 mg/L⁻¹ entre la plus basse valeur de 224,67 mg/L⁻¹ à la station B et la plus grande teneur à la station D.

Il est à savoir que l'évolution de la valeur de l'amplitude entre les valeurs du total des solides dissous, dans les différentes stations, elle se manifeste durant le reste des mesures par des hauteurs qui varient de 11,57 mg/L⁻¹ (le 31/03/05) à 59,36 mg/L⁻¹ (le 06/08/04).

Les valeurs extrêmes du total des solides dissous (TDS) se balancent de la teneur de 148,56 mg/L⁻¹ (St A, le 16/03/05) à la valeur de 368,24 mg/L⁻¹ (St D, le 10/10/04) et les moyennes mensuelles du total des solides dissous (TDS) varient dans des concentrations allant de 141,29 mg/L⁻¹ à 339,76 mg/L⁻¹, évaluées respectivement pendant les mois de mars et d'octobre 2004.

La moyenne annuelle du total des solides dissous (TDS) sur l'ensemble de la surface des eaux du lac a une valeur de 239 mg/L^{-1} , suivie par sa distribution d'une station de prélèvement à une autre, avec des valeurs de $235,46 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A), $237,10 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B), $242,51 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C), $337,20 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D) et de $244,82 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E).

3.1.5. La transparence des eaux du lac

La figure 18Be désigne l'évolution de la transparence des eaux du lac et elle dévoile des valeurs très faibles de la transparence des eaux qui s'échelonnent de $-0,20 \text{ m}$ (St E, dans plusieurs dates) à $-0,50 \text{ m}$ (St D, le 31.03.05). Ces faibles valeurs ont produit des moyennes de la transparence des eaux du lac qui varient de $-0,23 \text{ m}$ à $-0,47 \text{ m}$. La moyenne mensuelle de la transparence des eaux du lac a une valeur de $-0,32 \text{ m}$ et elle se manifeste à travers les différentes stations de prélèvements avec des mesures qui ont des valeurs de : $-0,29 \text{ m}$ (St E), $-0,31 \text{ m}$ (St A et St B), $-0,33 \text{ m}$ (St C) et $-0,36 \text{ m}$ (St D).

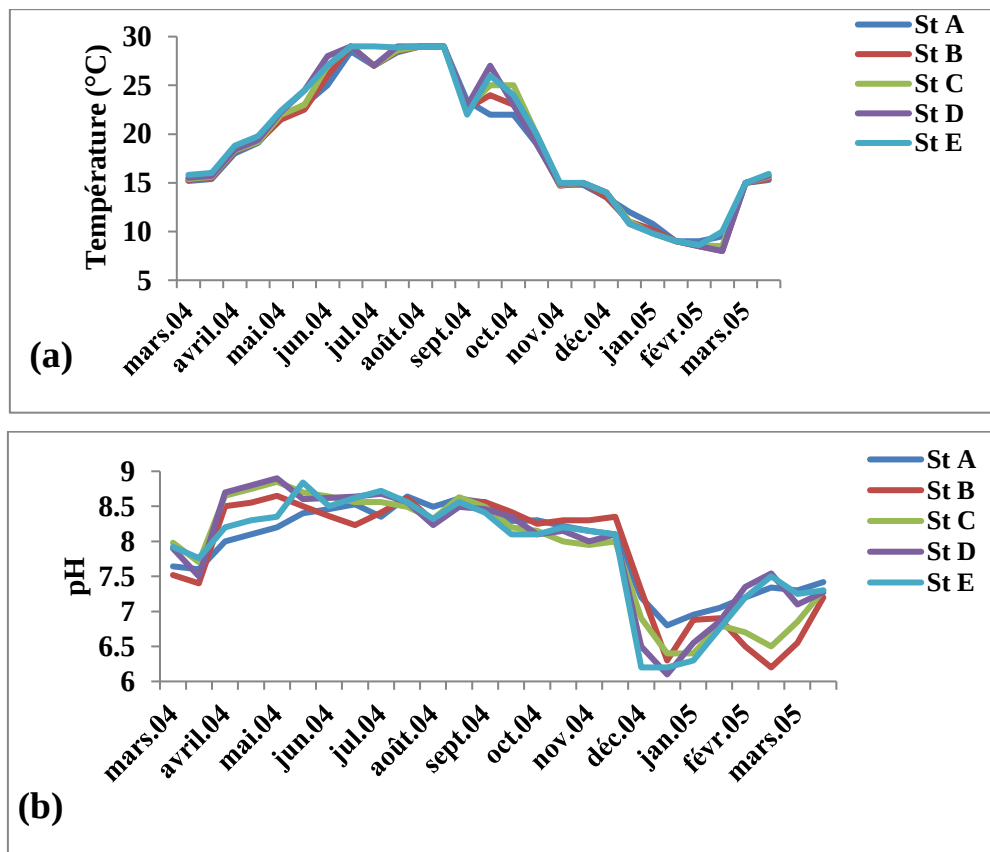


Figure 18 A: Évolution spatiotemporelle des paramètres de l'environnement dans les eaux du lac Oubeira: a température et b pH.

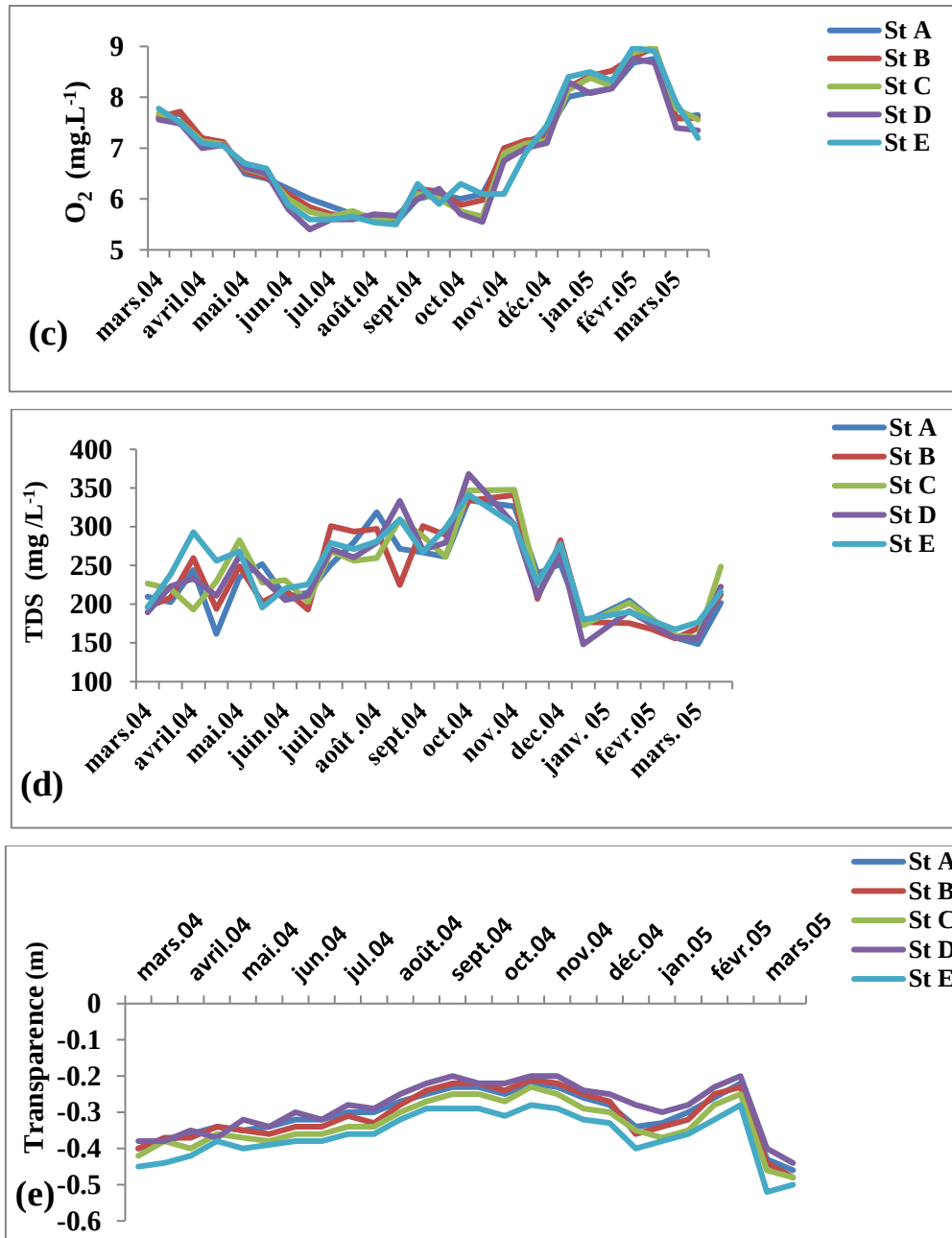


Figure 18 B: Évolution spatiotemporelle des paramètres de l'environnement dans les eaux du lac Oubeira: c oxygène dissous, d le total des solides dissous et e transparence des eaux.

3.2. Les sels majeurs

3.2.1. Les anions

3.2.1.1. Les chlorures (Cl^-)

La figure 19a indique que les courbes des valeurs des chlorures (Cl^-) épousent presque la même apparence, hormis deux mesures où on note les plus grands écarts entre les valeurs des chlorures durant cette étude.

La première mesure, c'est produite le 06 avril 2004, avec une amplitude de $92,30 \text{ mg/L}^{-1}$ entre les teneurs des chlorures, à savoir que la plus faible valeur de $106,5 \text{ mg/L}^{-1}$ est rédigée à la station C et la plus forte de $198,80 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E. La deuxième mesure est inscrite le 26 août 2004, avec une amplitude de $92,30 \text{ mg/L}^{-1}$ entre la plus basse valeur de $149,10 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station B et la plus grande teneur de $241,40 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station D.

Il est à noter que l'évolution de la valeur de l'amplitude, entre les teneurs des chlorures dans les différentes stations de prélèvements, se manifeste durant le reste des mesures, par des teneurs, qui s'échelonnent de $12,27 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 14/01/2005) à $59,36 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 06/04/04).

Les valeurs extrêmes des chlorures s'échelonnent de $85,20 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D, le 28/02/05) à $241,40 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D, le 26/08/04) et dont les moyennes mensuelles des chlorures varient de $101,71 \text{ mg/L}^{-1}$ à $195,25 \text{ mg/L}^{-1}$, estimées respectivement pendant les mois de février 2005 et d'octobre 2004.

La moyenne annuelle des concentrations des chlorures (Cl^-) sur toute la surface des eaux du lac est de $149,10 \text{ mg/L}^{-1}$ et qui prend les valeurs qui suivent à travers les différentes stations de prélèvement : 145 mg/L^{-1} (St A), $147,39 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B), $152,92 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C), $147,26 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D) et $152,92 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E).

3.2.1.2. Les bicarbonates (HCO_3^-)

La figure 19b, indique que l'évolution spatio-temporelle des concentrations des bicarbonates (HCO_3^-) dans les eaux du lac, a pratiquement la même tendance au niveau de toutes les stations de prélèvements.

Les concentrations des bicarbonates varient de la valeur de $12,20 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A le 20/04/04, St B le 23/05/04, St C le 23/03/04 et St E 23/05/04) à la teneur de $41,48 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A le 16/10/04) et qui sont suivies par les moyennes mensuelles qui s'oscillent de $17,50 \text{ mg/L}^{-1}$

durant le mois de janvier 2005 à $37,25 \text{ mg/L}^{-1}$ pour le mois d'octobre 2004. La moyenne annuelle des concentrations des bicarbonates (HCO_3^-) à travers toute la surface des eaux du lac est de $24,14 \text{ mg/L}^{-1}$ et elle prend les valeurs suivantes pour chaque station: St A = $23,47 \text{ mg/L}^{-1}$, St B = $23,77 \text{ mg/L}^{-1}$, St C = $23,87 \text{ mg/L}^{-1}$, St D = $24,24 \text{ mg/L}^{-1}$ et St E = $25,14 \text{ mg/L}^{-1}$.

Les écarts les plus remarquables entre les concentrations des bicarbonates dans les différentes stations de prélèvements se manifestent avec des amplitudes qui dépassent l'intervalle de valeurs qui englobe la majorité des amplitudes mesurées entre les bicarbonates et dont elles varient de $1,71 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 28/10/04) à $11,47 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 20/04/04).

On a enregistré durant le 05 mai une amplitude de $14,64 \text{ mg/L}^{-1}$ et qui s'est produite entre la faible valeur de $12,20 \text{ mg/L}^{-1}$ mesurée à la station A, avec la forte valeur de $26,84 \text{ mg/L}^{-1}$ inscrite aux stations D et E. L'amplitude est égale à la valeur de $12,20 \text{ mg/L}^{-1}$ entre les concentrations des bicarbonates durant le 10 juillet et elle s'est constituée entre la faible valeur de $20,25 \text{ mg/L}^{-1}$ qui est enregistrée dans la station A, avec par la plus forte teneur de $32,45 \text{ mg/L}^{-1}$ mesurée à la station E.

Une amplitude de $16,10 \text{ mg/L}^{-1}$ est constatée entre les valeurs des bicarbonates, en sachant que la plus faible valeur de $18,06 \text{ mg/L}^{-1}$ est observée à la station D et la plus forte $34,16 \text{ mg/L}^{-1}$ teneur de à la station E et cela durant le 26 août 2004. Enfin pendant le 16 mars 2005, on a inscrit une amplitude de $22,58 \text{ mg/L}^{-1}$ entre la plus basse valeur de $12,20 \text{ mg/L}^{-1}$ de la station C et la plus grande teneur de $34,78 \text{ mg/L}^{-1}$ en bicarbonates à la station E.

3.2.1.3. Les sulfates (SO_4^-)

Les concentrations des sulfates (SO_4^-) se répartissent tout le long de notre étude dans les différentes stations de mesures d'une manière pratiquement semblable (figure.19c). Les concentrations extrêmes des sulfates se produisent dans des teneurs qui s'échelonnent de $0,21 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C le 28/02/05) à $28,21 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A le 31/01/05). Les moyennes mensuelles des sulfates se manifestent dans des valeurs qui se projettent de $0,76 \text{ mg/L}^{-1}$ à $20,34 \text{ mg/L}^{-1}$, respectivement durant les mois de mars et d'octobre 2004. La moyenne annuelle des eaux du lac en sulfate (SO_4^-) s'exprime avec une hauteur de $8,51 \text{ mg/L}^{-1}$ et qui se déclare dans les différentes stations de prélèvement avec les valeurs suivantes : de $9,06 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A), $8,27 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B), $8,70 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C), $8,15 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D) et $8,35 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E).

La figure 19c montre la formation de plusieurs pics de valeurs dans les concentrations des sulfates. Le premier pic de valeur s'est produit le 06 avril 2004, avec une amplitude de $12,69$

mg/L⁻¹ entre les teneurs des sulfates, à savoir que la plus faible valeur de 21,03 mg/L⁻¹ est inscrite à la station C et la plus forte de 33,72 mg/L⁻¹ à la station B. Le deuxième pic de valeur est inscrit durant le 6 juin 2004, et qui a généré une amplitude de 11,97 mg/L⁻¹ entre la plus basse valeur de 0,75 mg/L⁻¹ à la station A et la plus grande de 12,72 mg/L⁻¹ à la station C.

On a constaté le 10 juillet et le 16 septembre 2004, la formation de deux pics de valeurs, avec des amplitudes respectives de 17,94 mg/L⁻¹ et de 12,54 mg/L⁻¹. La première amplitude s'est produite entre la plus faible teneur de 8,58 mg/L⁻¹ (du 10/07/04) enregistrée à la station A et la forte valeur de 26,52 mg/L⁻¹ mesurée à la station E. La deuxième amplitude (du 16/09/04) s'est constituée entre la plus faible teneur de 14,46 mg/L⁻¹ notée à la station A et la plus forte valeur de 27 mg/L⁻¹ inscrite à la station E.

Le mois de janvier et la première quinzaine du mois de février 2005, ils sont marqués par la formation d'un pic de valeur des sulfates au niveau de la station A. Le 31 janvier 2005 est mentionné par l'expression de la plus grande amplitude de 23,91 mg/L⁻¹ entre les concentrations des sulfates et qui est produite entre la plus forte valeur de 28,20 mg/L⁻¹ et la plus faible teneur 4,25 mg/L⁻¹ qui est mesurée à la station E. Le 14 janvier 2005 est désigné par la manifestation d'une amplitude de 12,24 mg/L⁻¹ entre la forte valeur de 14,90 mg/L⁻¹ et la plus faible teneur de 2,65 mg/L⁻¹ notée à la station E. Enfin durant le 14 février 2005, on a inscrit une amplitude de 12,40 mg/L⁻¹ générée par la différence entre la plus forte valeur de 14,73 mg/L⁻¹ et la plus basse teneur de 2,32 mg/L⁻¹ écrite à la station E.

Il est à mentionné que l'évolution de la valeur de l'amplitude, entre les teneurs des sulfates dans les différentes stations de prélèvement, se manifeste durant le reste des mesures, par des teneurs, qui varient de 02,4 mg/L⁻¹ (le 21/06/04) à 7,86 mg/L⁻¹ (le 26/08/04).

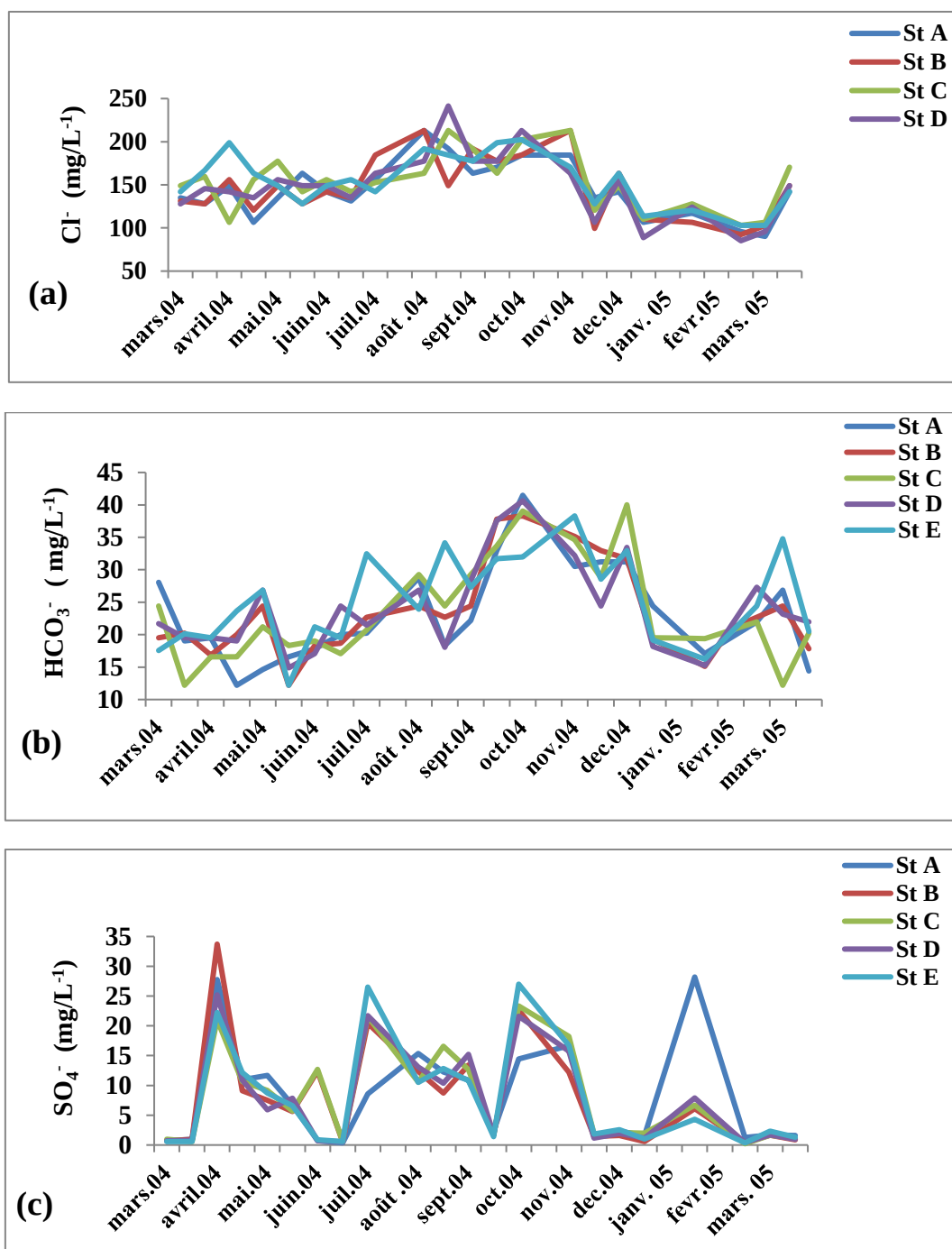


Figure 19: Évolution spatiotemporelle des anions des sels majeurs dans les eaux du lac Oubeira: a chlorures, b bicarbonates et c sulfates.

3.2.2. Les cations

3.2.2.1. Le sodium (Na^+)

La figure 20a montre que les courbes des valeurs du sodium (Na^+) adoptent presque toute la même allure, hormis trois mesures où on a inscrit les plus grands écarts entre les valeurs du sodium durant cette étude.

Le premier écart, est mesuré le 26 juillet 2004, avec une amplitude de $9,53 \text{ mg/L}^{-1}$ entre la plus faible valeur de $8,14 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station D et la plus forte valeur de $17,67 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station A. La deuxième mesure de ces écarts est rédigée le 6 août 2004, avec une amplitude de $9,04 \text{ mg/L}^{-1}$ entre la plus basse valeur de $8,71 \text{ mg/L}^{-1}$ aux stations C et D et la plus grande teneur de $17,75 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station A. Enfin le 18 septembre 2004, on a enregistré la plus grande amplitude de $19,09 \text{ mg/L}^{-1}$ entre les différentes concentrations du sodium durant cette étude. Elle est le résultat de la différence entre la plus basse valeur de $7,73 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station C et la plus grande valeur de $26,82 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station B.

La progression de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations du sodium dans les différentes stations de prélèvement, s'exprime durant le reste des mesures, par des teneurs, qui se déclarent de 0 mg/L^{-1} (le 21/06/04 et le 31/01/05) à $4,71 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 26/08/04).

Les valeurs extrêmes du sodium s'étalent de $3,27 \text{ mg/L}^{-1}$ (dans toutes les saltations de prélèvement durant le 20 avril 2004) à $27,27 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A et B, le 16/10/04) et cela donne des concentrations moyennes mensuelles des eaux en sodium, qui varient de $5,72 \text{ mg/L}^{-1}$ à $26,68 \text{ mg/L}^{-1}$. Ces moyennes mensuelles sont estimées respectives pendant les mois de février 2005 et d'octobre 2004.

La moyenne annuelle des concentrations du sodium (Na^+) sur toute la surface des eaux du lac est de $13,52 \text{ mg/L}^{-1}$ et elle prend les valeurs suivantes à travers les différentes stations de prélèvement : $14,12 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A), $14,38 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B), $13,13 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C), $13,03 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D) et $12,96 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E).

3.2.2.2. Le potassium (K^+)

Selon la figure 20b, le cheminement des concentrations du potassium (K^+) dans les eaux du lac est pratiquement identique à celui du sodium, mais il se reproduit dans des valeurs bien plus faibles.

L'évolution spatio-temporelle des concentrations des eaux du lac en potassium a pratiquement la même tendance à quelques exceptions ou on a remarqué les plus grands écarts entre les valeurs du potassium durant cette étude.

On a enregistré durant le 5 mai et le 21 juin 2004, une amplitude de 1 mg/L^{-1} entre les teneurs du potassium. Cette amplitude résulte de la différence entre la plus faible valeur de $3,62 \text{ mg/L}^{-1}$ qui est notée aux stations A et B et la plus forte valeur de $4,62 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station C et cela pendant le 5 mai. Il est de même pour le 21 juin, durant lequel cette amplitude dérive de la différence entre la plus basse teneur de $0,43 \text{ mg/L}^{-1}$ qui est mesuré au niveau des stations A, B et C avec la plus grande teneur de $1,43 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station D.

On a constaté deux mesures, qui ont présenté la même amplitude de $1,55 \text{ mg/L}^{-1}$ entre leurs valeurs. Cette amplitude se matérialise par la différence entre la plus basse valeur de $0,65 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station D et la plus grande teneur de $2,17 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station A et cela durant le 26 juillet. Pendant le 6 août cette même amplitude s'est produite suite à l'écart entre la plus petite teneur de $0,69 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E et la grande teneur de $2,24 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station A.

La plus grande amplitude de $3,18 \text{ mg/L}^{-1}$ entre les concentrations du potassium pendant cette étude est mesurée durant le 18 septembre 2004. Cette amplitude provient de la différence entre la plus basse valeur de $0,58 \text{ mg/L}^{-1}$ dans la station E et la plus grande valeur de $3,76 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station B.

La croissance de la valeur de l'amplitude, entre le reste des mesures des concentrations du potassium dans les différentes stations de prélèvement, se déclare de 0 mg/L^{-1} (le 08/11/04, le 31/01/05 et le 31/03/05) à $0,87 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 26/08/04).

Les valeurs extrêmes du potassium s'étalent de $0,14 \text{ mg/L}^{-1}$ dans les stations B et C durant le 23 mars 2004, à $4,63 \text{ mg/L}^{-1}$ dans la station C pendant le 05 mai 2004. Les moyennes mensuelles du potassium, varient de la valeur de $0,43 \text{ mg/L}^{-1}$ à la teneur de $3,74 \text{ mg/L}^{-1}$, mesurées respectivement pendant les mois de mars 2004 et durant les deux mois de mai et d'octobre 2004.

La moyenne annuelle des concentrations du potassium (K^+) sur toute la surface des eaux du lac est de $1,7 \text{ mg/L}^{-1}$ et elle se répartit selon les valeurs qui suivent à travers les différentes stations de prélèvement : $1,81 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A), $1,77 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B), $1,65 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C), $1,66 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D) et $1,62 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E).

3.2.2.3. Le calcium (Ca^{++})

La figure 20c indique que les courbes des valeurs du calcium (Ca^{++}) épousent presque la même apparence, hormis certaines mesures où on note les plus grands écarts entre les valeurs du calcium durant cette étude.

La première mesure de ces écarts, c'est produite le 06 avril 2004, avec la manifestation de la plus grande amplitude de 16 mg/L^{-1} entre les concentrations du calcium, à savoir, qu'elle résulte de la différence entre la faible valeur de 24 mg/L^{-1} qui est inscrite à la station C et la forte valeur de 40 mg/L^{-1} à la station E.

La deuxième mesure de ces écarts, est transcrite durant le 5 mai 2004, avec une amplitude de $11,20 \text{ mg/L}^{-1}$ accomplie entre la basse valeur de 24 mg/L^{-1} à la station B et la grande valeur de $35,20 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E.

La troisième mesure est notée pendant le 10 juillet 2004, avec une amplitude de $12,80 \text{ mg/L}^{-1}$ produite entre la basse valeur de $17,60 \text{ mg/L}^{-1}$ au niveau de la station D et la grande teneur de $30,40 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E.

On a mentionné durant le 26 août 2004, la dernière mesure des plus grands écarts entre les différentes concentrations du calcium, avec une amplitude de $14,40 \text{ mg/L}^{-1}$. Celle ci résulte de la différence entre la basse valeur de $17,60 \text{ mg/L}^{-1}$ au niveau de la station A et la grande valeur de $26,82 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E.

La progression des valeurs du calcium durant le 15 décembre 2004, le 28 février et le 31 mars 2005, montre que les concentrations du calcium d'une station de prélèvement se distinguent, par rapport à l'ensemble des autres stations de prélèvement en produisant des amplitudes remarquables. Elle s'exprime par des amplitudes de $12,80 \text{ mg/L}^{-1}$ pendant le 15 décembre causé par la petite valeur du calcium qui est de $20,80 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station A. Durant le 28 février et le 31 mars 2005 l'amplitude prend la hauteur de $11,20 \text{ mg/L}^{-1}$ engendrée respectivement dans les stations D et C par les fortes valeurs de 32 mg/L^{-1} et de $35,20 \text{ mg/L}^{-1}$.

D'une manière générale le déroulement de la valeur de l'amplitude, entre les différentes concentrations du calcium à travers les différentes stations de prélèvement, se manifeste durant le reste des mesures, par des teneurs, allant de $3,20 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 05/03/04 et le 18/09/04) à $8,80 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 23/03/04 et le 28/09/04).

Les valeurs extrêmes des concentrations du calcium s'échelonnent de $14,40 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E, le 23/05/04) à 40 mg/L^{-1} (St E, le 06/04/04) et dont les moyennes mensuelles du calcium varient de 22 mg/L^{-1} à $34,48 \text{ mg/L}^{-1}$, estimées respectives pendant les mois de juin et d'octobre 2004.

La moyenne annuelle des concentrations du calcium (Ca^{++}) à travers toute la surface des eaux du lac est de $26,28 \text{ mg/L}^{-1}$ et qui prend les valeurs suivantes à travers les différentes stations de prélèvement : $25,98 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A), $26,17 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B), $26,52 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C), $25,71 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D) et $27,01 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E).

3.2.2.4. Le magnésium (Mg^{++})

Les concentrations du magnésium (Mg^{++}) évoluent dans les différentes stations de prélèvement d'une manière semblable (figure 20d), à quelles particularités au niveau de certaines mesures dont on observe les plus grands écarts entre les valeurs du magnésium durant cette étude.

On a inscrit durant le 21 juin 2004, la plus grande amplitude de $23,52 \text{ mg/L}^{-1}$ produite entre les concentrations du magnésium, celle ci est le résultat de la différence entre la faible valeur de $11,04 \text{ mg/L}^{-1}$ qui est constaté à la station B et la forte valeur de $34,56 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station A.

La deuxième mesure qui relate les plus grands écarts entre les valeurs du magnésium est transcrite le 6 août 2004, avec une amplitude de $14,40 \text{ mg/L}^{-1}$ entre la basse valeur de $4,80 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station B et la grande valeur de $19,20 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station D.

La troisième mesure est constatée durant le 26 août 2004, avec une amplitude de $20,16 \text{ mg/L}^{-1}$ établie entre la basse valeur de $12,48 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station B et la grande teneur de $32,64 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E.

Le cheminement des valeurs du magnésium durant les mois de mars, d'avril, de novembre 2004 et le 31 mars 2005, nous informent que les concentrations du magnésium d'une station de prélèvement se distinguent par rapport à l'ensemble des stations en créant des amplitudes importantes. Il s'accomplit par des amplitudes de $14,88 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 05/03/04) et de $11,52 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 23/03/04) produites respectivement par les faibles valeurs du magnésium de $4,8 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E et de 12 mg/L^{-1} à la station C. Durant le mois d'avril on a mesuré une amplitude de $13,44 \text{ mg/L}^{-1}$ révélé par la forte teneur de $18,24 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station C (le 20/04/04), suivie par une amplitude de $15,36 \text{ mg/L}^{-1}$ créé par la forte valeur de $23,04 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E (le 20/04/04).

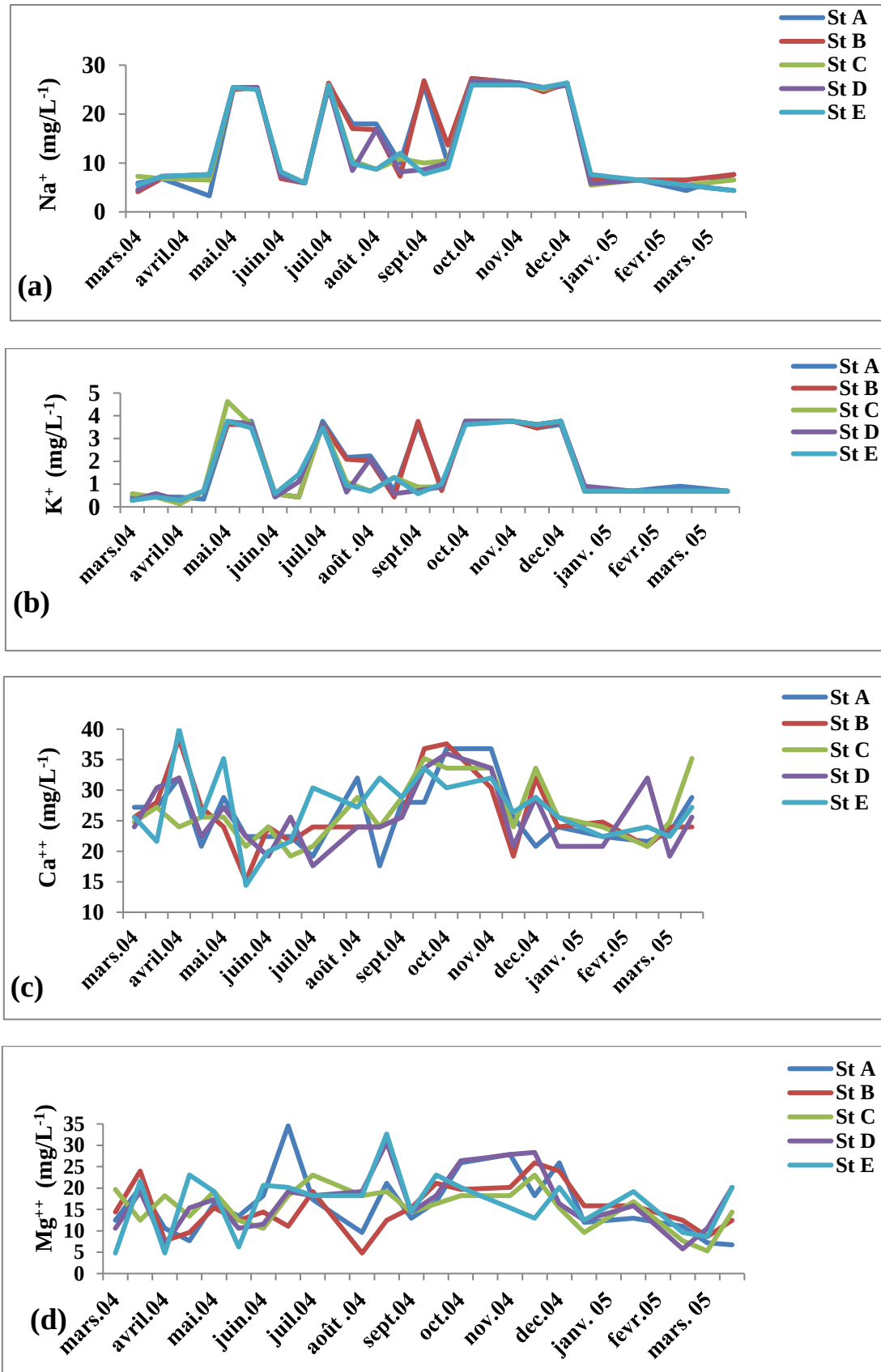


Figure 20: Évolution spatiotemporelle des cations des sels majeurs dans les eaux du lac Oubeira: a sodium, b potassium, c calcium et d magnésium.

Le mois de novembre se dessine par une amplitude de $12,48 \text{ mg/L}^{-1}$ causé par la faible valeur de $15,36 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E (le 08/11/04), accompagné par une amplitude de $15,36 \text{ mg/L}^{-1}$ et qui est produit par la faible valeur de $12,96 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E (le 27/11/04). Le 31 mars est marqué par une amplitude de $13,44 \text{ mg/L}^{-1}$ suite à l'expression de la faible valeur de $6,72 \text{ mg/L}^{-1}$ au niveau de la station A.

D'une façon générale l'accroissement de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations du magnésium dans les différentes stations de prélèvement, se déclare durant le reste des mesures, par des teneurs qui varient de $3,36 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 14/01/05) à $10,56 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 15/12/04).

Les valeurs extrêmes des concentrations du magnésium augmentent de $4,80 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E, le 05/03/04 et le 06/04/04) et (St B, le 06/08/04) à $34,56 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E, le 21/06/04) et dont les moyennes mensuelles du magnésium s'échelonnent de $11,02 \text{ mg/L}^{-1}$ à $22,02 \text{ mg/L}^{-1}$, évaluées respectives pendant les mois de février 2005 et d'octobre 2004.

La moyenne annuelle des concentrations du magnésium (Mg^{++}) à travers toute la surface des eaux du lac est de $17,14 \text{ mg/L}^{-1}$ et qui se manifestent par les valeurs suivantes à travers les différentes stations de prélèvement comme suit: $16,30 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A), $15,34 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B), $15,71 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C), $17,14 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D) et $16,16 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E).

3.2.3. Évolution des concentrations moyennes mensuelles des sels majeurs

3.2.3.1. Les anions

3.2.3.1.1. Les chlorures (Cl^-)

Les concentrations moyennes mensuelles des chlorures (Cl^-), montrent une certaine stabilité dans leurs valeurs entre les mois de mars et de juin 2004, (figure 21a). La concentration moyenne mensuelle des chlorures a la même valeur de $147,29 \text{ mg/L}^{-1}$ et cela à partir du mois de mars jusqu'au mois de mai, par contre elle fléchit légèrement durant le mois de juin à la valeur de $143,71 \text{ mg/L}^{-1}$.

Un accroissement dans les concentrations des chlorures est constaté à partir du mois de juillet avec une valeur de la moyenne mensuelle de $167,14 \text{ mg/L}^{-1}$. Le maximum de la moyenne mensuelle des chlorures (Cl^-) est atteint durant le mois d'octobre 2004 avec une valeur de $195,25 \text{ mg/L}^{-1}$ et toute en considérant le petit recule des concentrations à la valeur de $178,93 \text{ mg/L}^{-1}$ pendant le mois de septembre. Les mois de novembre à février 2005, sont marqués par

une régression des concentrations moyennes mensuelles des chlorures et cela dans un intervalle de valeurs respectives qui varient de 153,36 mg/L⁻¹ à 101,71 mg/L⁻¹.

Le mois de mars 2005, a connu un rebondissement dans les concentrations moyennes mensuelles des chlorures, pour rejoindre la valeur de 125,11 mg/L⁻¹.

3.2.3.1.2. Les bicarbonates (HCO₃⁻)

La figure 21b indique que les concentrations moyennes mensuelles des bicarbonates (HCO₃⁻), présentent un rapprochement étroit entre leurs valeurs durant les mois de mars à juin 2004 et cela avec des teneurs qui varient uniquement de 18,81 mg/L⁻¹ durant le mois de mai à 20,54 mg/L⁻¹ pendant le mois d'avril 2004.

Une augmentation dans les concentrations des bicarbonates (HCO₃⁻) est notée à partir de juillet avec une valeur de la moyenne mensuelle de 24,30 mg/L⁻¹ et cela jusqu'au mois d'octobre 2004 dans lequel est enregistré le maximum de la moyenne mensuelle des bicarbonates qui a la valeur de 37,25 mg/L⁻¹.

La période qui se situe à partir du mois de novembre jusqu'au mois de janvier 2005, est pointés par un recul des moyennes mensuelles des bicarbonates et qui sont représentés dans un intervalle de valeurs respectives qui varient de 31,60 mg/L⁻¹ à 17,50 mg/L⁻¹.

On observe une croissance dans les concentrations moyennes mensuelles des bicarbonates, entre le mois d'avril et le mois de mars 2005, et cela dans un intervalle de valeurs respectives qui varient de 22,11 mg/L⁻¹ à 21,66 mg/L⁻¹.

3.2.3.1.3. Les sulfates (SO₄⁻)

La figure 21c, nous informe que l'évolution des concentrations moyennes mensuelles des sulfates (SO₄⁻), passe par plusieurs phases durant un cycle annuel.

La première époque se limite à partir du mois d'avril jusqu'au mois de juin 2004, expriment des valeurs décroissantes de la moyenne mensuelle des sulfates et qui varient de 18,37 mg/L⁻¹ à 3 mg/L⁻¹.

La deuxième phase s'étale à partir du mois de juillet dans lequel, on a mesuré la valeur de 17,91 mg/L⁻¹ et cela jusqu'au mois d'octobre dont on observe la plus grande moyenne mensuelle des sulfates, qui est de 20,34 mg/L⁻¹. Les valeurs intermédiaires des moyennes mensuelles des sulfates (SO₄⁻) durant cette période, sont de 12,26 mg/L⁻¹ pendant le mois d'août et de 7,19 mg/L⁻¹ durant le mois de septembre.

Les mois de novembre 2004 et de janvier 2005, reviennent des valeurs des moyennes mensuelles des sulfates presque identiques et qui varient de 8,72 mg/L⁻¹ à 8,29 mg/L⁻¹, troquées par une valeur de 1,68 mg/L⁻¹ durant le mois de décembre. Les mois de février et de mars 2005, représentent une réduction dans les concentrations moyennes mensuelles des sulfates, et qui sont exprimé dans un intervalle de valeurs qui varient de 3,05 mg/L⁻¹ à 1,48 mg/L⁻¹.

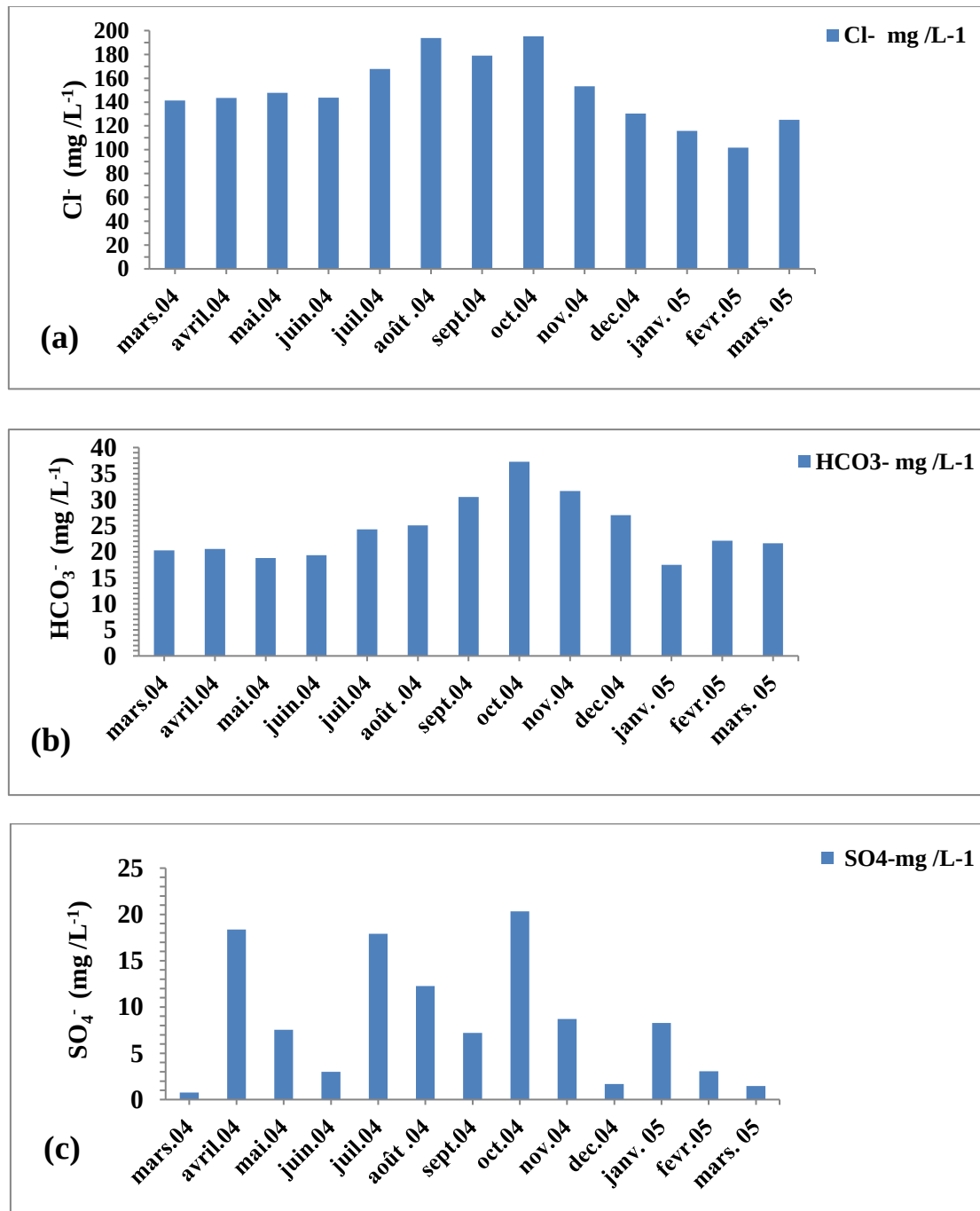


Figure 21: Évolution des concentrations moyennes mensuelles des anions des sels majeurs dans les eaux du lac Oubeira: a chlorures, b bicarbonates et c sulfates.

3.2.3.2. Les cations

3.2.3.2. 1. Le sodium (Na^+) et le potassium (K^+)

L'évolution des concentrations moyennes mensuelles du sodium (Na^+) et du potassium (K^+) sont semblables, mais dans des grandeurs différentes.

Les figures 22a et 22b dévoilent une correspondance dans leurs valeurs respectives, entre les mois de mars et d'avril 2004, avec des teneurs des moyennes mensuelles pour le sodium (Na^+) qui varient de $6,23 \text{ mg/L}^{-1}$ à $6,48 \text{ mg/L}^{-1}$ et des moyennes mensuelles pour le potassium (K^+) et qui s'échelonnent de $0,43 \text{ mg/L}^{-1}$ à $0,44 \text{ mg/L}^{-1}$.

Le mois de mai est marqué par des concentrations importantes avec moyenne mensuelle de $25,27 \text{ mg/L}^{-1}$ pour le sodium (Na^+), et dans lequel est mesuré le maximum de la moyenne mensuelle du potassium (K^+) qui a une valeur de $3,75 \text{ mg/L}^{-1}$. Durant le mois de juin la moyenne mensuelle du sodium atteint la valeur de $6,77 \text{ mg/L}^{-1}$ et par contre le potassium rejoint une moyenne mensuelle dont la valeur est de $0,62 \text{ mg/L}^{-1}$.

Un accroissement dans les concentrations du sodium et du potassium, est constaté à partir du mois de juillet avec des valeurs respectives de la moyenne mensuelle de $19,32 \text{ mg/L}^{-1}$ et de $2,50 \text{ mg/L}^{-1}$.

Le maximum de la moyenne mensuelle du sodium est atteint durant les mois d'octobre et de novembre 2004 avec une valeur de $26,68 \text{ mg/L}^{-1}$ et ce qui coïncide aux valeurs importantes du potassium de $37,40 \text{ mg/L}^{-1}$ et de $3,66 \text{ mg/L}^{-1}$. Il faut prendre par contre en considération, le fléchissement des concentrations de la moyenne mensuelle du sodium à la valeur de $11,73 \text{ mg/L}^{-1}$ et du potassium à la teneur de $1,2 \text{ mg/L}^{-1}$ pendant le mois d'août et en sachons que ce dernier est suivi par une rehausse des concentrations de la moyenne mensuelle durant le mois de septembre.

Le mois de décembre est caractérisé par un déclin dans les concentrations de la moyenne mensuelle, dans lequel on mesure, des valeurs de $19,28 \text{ mg/L}^{-1}$ pour le sodium et de $2,23 \text{ mg/L}^{-1}$ pour le potassium.

Les concentrations moyennes mensuelles du sodium présentent un rapprochement dans leurs valeurs, entre les mois de janvier à mars 2005, avec des valeurs allant de $6,49 \text{ mg/L}^{-1}$ à $5,72 \text{ mg/L}^{-1}$ et ce qui concorde à une teneur constante de $0,70 \text{ mg/L}^{-1}$ pour le potassium.

3.2.3.2.2. Le calcium (Ca^{++})

La figure 22c, indique que les concentrations moyennes mensuelles du calcium (Ca^{++}) se présentent dans des valeurs importantes et voisines de $26,16 \text{ mg/L}^{-1}$, $28,80 \text{ mg/L}^{-1}$ et de $23,60 \text{ mg/L}^{-1}$ et cela respectivement à travers les mois de mars, d'avril et de mai 2004.

Une augmentation graduelle des concentrations du calcium (Ca^{++}) est observée à partir du mois de juin, dans lequel on a mesuré une moyenne mensuelle de 22 mg/L^{-1} et cela jusqu'au mois d'octobre dans lequel on a enregistré le maximum de la moyenne mensuelle qui prend la valeur de $34,48 \text{ mg/L}^{-1}$.

Une régression progressive dans les valeurs de la moyenne mensuelle du calcium est remarquée dès le mois de novembre jusqu'au mois de janvier 2005, dans des proportions de valeurs respectives et qui varient de $28,24 \text{ mg/L}^{-1}$ à $22,88 \text{ mg/L}^{-1}$. Une rehausse dans les concentrations de la moyenne mensuelle du calcium est perçue durant les mois de février et de mars 2005 et qui s'énoncent avec des valeurs respectives de $23,60 \text{ mg/L}^{-1}$ et de $28,16 \text{ mg/L}^{-1}$.

3.2.3.2.3. Le magnésium (Mg^{++})

La figure 22d indique que la concentration moyenne mensuelle du magnésium (Mg^{++}) est égale à la valeur de $15,94 \text{ mg/L}^{-1}$ durant le mois de mars 2004.

Une progression dans les concentrations moyennes mensuelles du magnésium est observée à partir du mois d'avril dans lequel est enregistré une valeur de $11,71 \text{ mg/L}^{-1}$ et cela jusqu'au mois de novembre 2005 dont la valeur de $21,79 \text{ mg/L}^{-1}$ est atteinte. Par contre le maximum de la moyenne mensuelle du magnésium (Mg^{++}) est mesuré durant le mois d'octobre, avec une grandeur de $22,02 \text{ mg/L}^{-1}$.

On constate aussi une légère stabilité dans les valeurs des concentrations moyennes mensuelles du magnésium et qui sont exprimés par des teneurs de $17,85 \text{ mg/L}^{-1}$, $17,90 \text{ mg/L}^{-1}$ et $18,62 \text{ mg/L}^{-1}$ réparties successivement le long des mois de juin, de juillet et d'août. Ces concentrations sont rattrapées par la moyenne mensuelle de $16,70 \text{ mg/L}^{-1}$ durant le mois de septembre. Une réduction dans les concentrations moyennes mensuelles du magnésium est constatée dès le mois de décembre avec une valeur de $16,42 \text{ mg/L}^{-1}$ et qui se prolonge jusqu'au mois de février 2005 dans lequel elle atteint la teneur de $11,02 \text{ mg/L}^{-1}$. Le mois de mars 2005 est marqué par une rehausse de la concentration moyenne mensuelle du magnésium et dont la valeur est égale à $11,42 \text{ mg/L}^{-1}$.

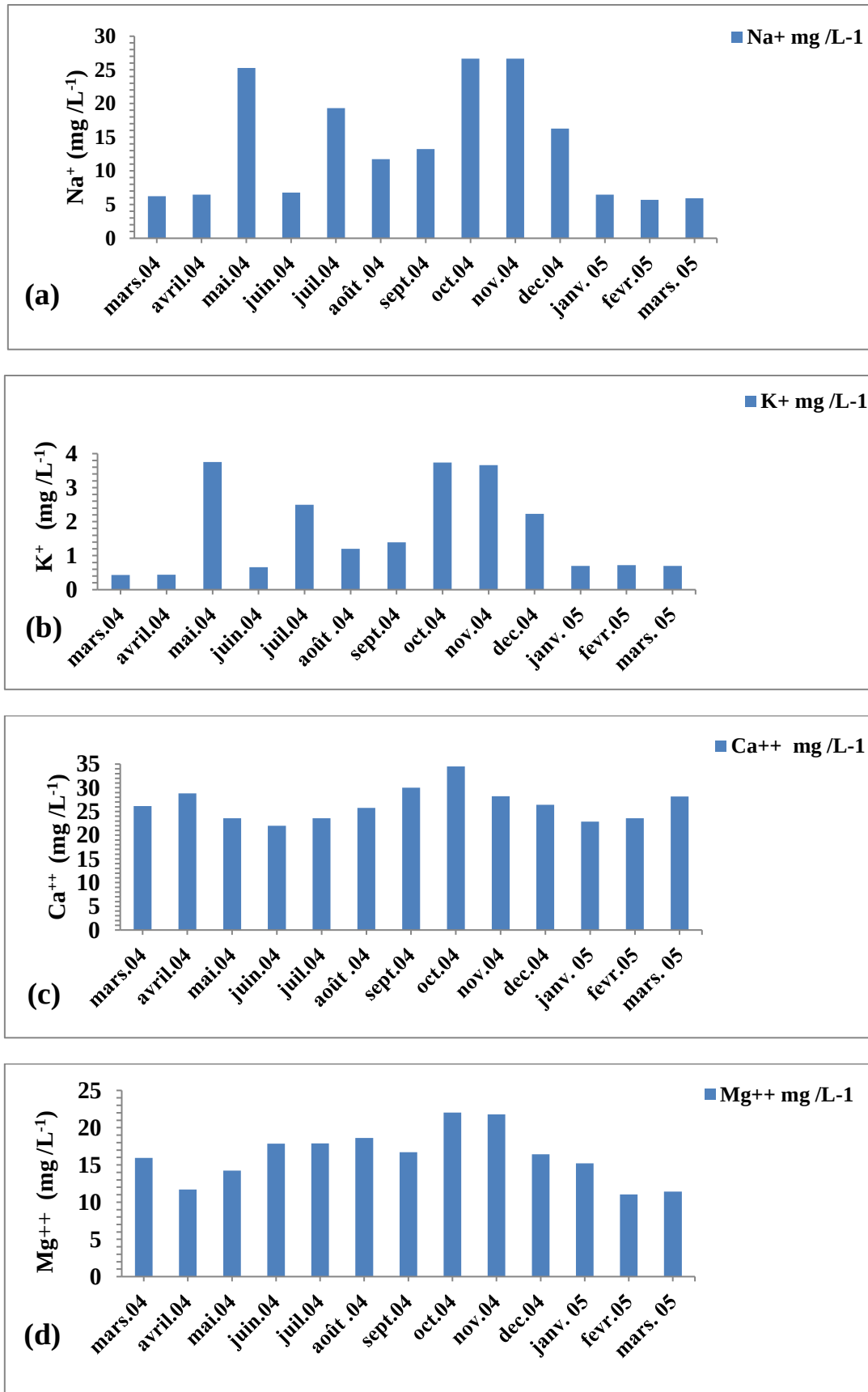


Figure 22: Évolution des concentrations moyennes mensuelles des cations des sels majeurs dans les eaux du lac Oubeira: a sodium, b potassium, c calcium, d magnésium.

3.2.4. Les faciès chimiques des eaux du lac

Le faciès chimique des eaux permet de constater l'évolution d'une eau qui passe d'un faciès à un autre, grâce aux analyses espacées dans le temps et dans l'espace.

Afin de vérifier la fiabilité des analyses, on a examiné les résultats obtenus en établissant la balance ionique pour chaque analyse. Nous avons établi la formule ionique et cela se fait par le classement par ordre décroissant de gauche à droite les anions puis les cations exprimés en milliéquivalent par litre (meq/L^{-1}). À partir de ces formules ioniques, découle le faciès chimique spécifique pour les eaux du lac.

L'interprétation des résultats des analyses chimiques des eaux révèle, l'existence de cent trente formules ioniques et faciès chimiques selon les tableaux 1, 2, 3 et 4 (en annexes). Les formules ioniques et les faciès chimiques ont été conçus, à partir des données récoltées à travers les cinq stations de prélèvements et cela tout le long de la période d'étude.

L'étude hydrochimique révèle que les eaux du lac sont classées uniquement en deux faciès chimiques à travers l'espace et le temps et qui sont, le faciès chloruré-calcique et le faciès chloruré-magnésien.

Le faciès chloruré-calcique, c'est produit soixante huit fois tout le long de notre étude dans les eaux du lac, par contre le chloruré-magnésien, il c'est manifesté soixante deux fois et ce qui représente une proportionnalité respective de 52,30 % et de 47,70 %. Cela implique que les eaux du lac sont dominées et régies uniquement par deux faciès chimiques, tout le long du cycle hydrologique étudié.

Tableau 26: Répartition des faciès chimiques des eaux du lac Oubeira à travers les stations de prélèvements

Stations	Faciès chimiques	
	nombre de répétition du chloruré-calcique	nombre de répétition du chloruré-magnésien
A	15	11
B	15	11
C	16	10
D	11	15
E	11	15

Le tableau 26 indique la répartition spatiale de la tendance chimique des eaux du lac et cela tout en précisant que le faciès chimique qui prédomine dans les stations de prélèvements A,

B, C est le chloruré-calcique, suivi par le chloruré-magnésien dans les stations de prélèvements D et E.

Tableau 27: Formules ioniques et faciès chimiques bimensuels des eaux du lac Oubeira les plus répondus à travers les stations de prélèvements

Mois	Formules ioniques	Faciès chimiques
Mars	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
Avril	$r \text{Cl}^- > r \text{SO}_4^- > r \text{HCO}_3^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
Mai	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
Juin	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
Juillet	$r \text{Cl}^- > r \text{SO}_4^- > r \text{HCO}_3^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
Août	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
Septembre	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
Octobre	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
Novembre	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
Décembre	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
Janvier 2005	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
Février	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
Mars	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique

Le tableau 27 nous informe sur la tendance chimique bimensuelle des eaux selon la répartition des formules ioniques et des faciès chimiques les plus répondus à travers les stations de prélèvements durant notre étude.

Le chloruré-calcique est le faciès chimique le plus répandu bimensuellement, puisqu'il se manifeste quatorze fois sur l'ensemble des eaux du lac, à l'encontre des douze fois pour le chloruré-magnésien.

L'évolution chimique mensuelle des eaux du lac, elle se manifeste à travers les mois d'avril, de septembre, de février et de mars 2005, avec un faciès chloruré-calcique. Les mois de

juillet, d'août et de novembre, leurs eaux sont caractérisées par un faciès chimique chloruré-magnésien. Par contre pendant le reste du cycle hydrologique les eaux du lac se balancent entre le chloruré-calcique et le chloruré-magnésien et cela durant le même mois.

3.2.5. Analyse en composantes principales (ACP) et matrice de corrélation

La figure 23, indique que le plan factoriel (1×2) restitue 65,96 % de l'information totale, l'axe 1 avec 50,72 % et l'axe 2 avec 15,25 %.

L'axe F1 oppose sur le cercle les corrélations des variables suivantes : le total des solides dissous (TDS), les chlorures, les sulfates, le magnésium et dans une moindre mesure le sodium, le potassium et le calcium (composantes positives sur l'axe F1) aux variables ayant des composantes négatives sur ce même axe et qui sont les profondeurs moyennes (P_m) et l'oxygène dissous (O_2).

Sur le plan où sont projetés les individus, le mois de mars à composantes négatives sur l'axe F1 est le mois qui présente les valeurs les plus faibles parmi les valeurs obtenues des variables. Les autres mois indiquent des valeurs plus fortes.

Par contre l'axe F2 montre en ce qui concerne le pH, les mois de janvier et d'août ont des tendances opposées : plus faibles valeurs pour le mois de janvier que pour le mois d'août.

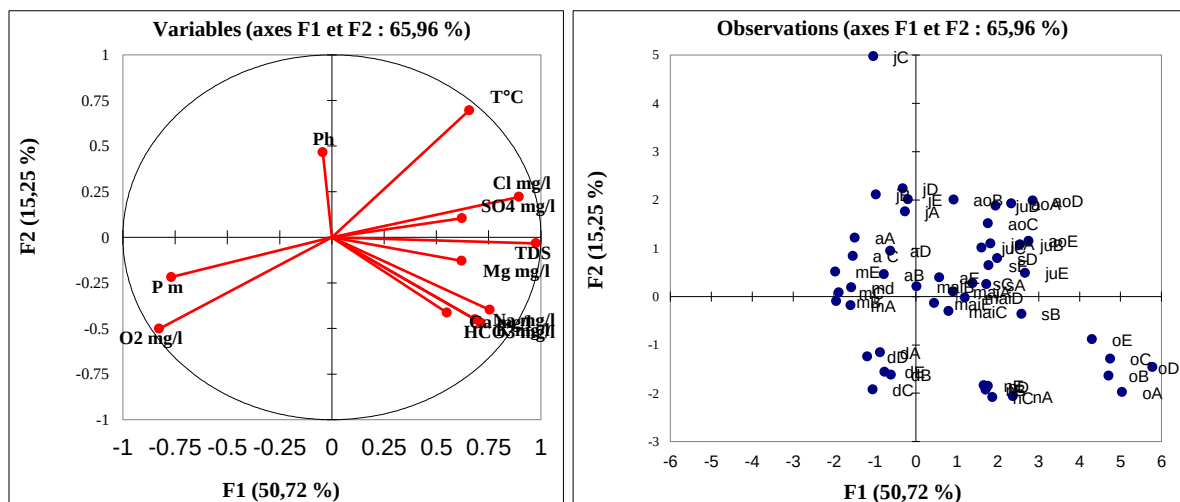


Figure 23: Cercle des corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les sels majeurs

Tableau 28: Matrice de corrélation linéaire de Pearson, entre les paramètres physico-chimiques et les sels majeurs

Variables	Cl	Ca	Mg	SO ₄	Na	K	HCO ₃	TDS	pH	T	O ₂	P
Cl	1											
Ca	0,470	1										
Mg	0,496	0,243	1									
SO ₄	0,537	0,377	0,176	1								
Na	0,510	0,340	0,454	0,387	1							
K	0,421	0,283	0,420	0,332	0,988	1						
HCO ₃	0,547	0,679	0,507	0,306	0,588	0,555	1					
TDS	0,942	0,597	0,598	0,633	0,706	0,630	0,722	1				
pH	0,011	-0,142	-0,044	-0,026	-0,095	-0,112	-0,121	-0,047	1			
T	0,721	0,040	0,283	0,408	0,254	0,180	0,134	0,594	0,178	1		
O ₂	-0,820	-0,215	-0,432	-0,494	-0,455	-0,380	-0,368	-0,764	-0,137	-0,947	1	
P	-0,674	-0,346	-0,455	-0,437	-0,447	-0,376	-0,420	-0,685	0,076	-0,621	0,711	1

Selon la matrice de corrélation de Pearson (Tableau 28), la température est corrélée positivement aux chlorures ($r = 0,721$) et au total des solides dissous (TDS) ($r = 0,594$). La température est corrélée négativement à l'oxygène dissous (O₂) ($r = -0,947$) et à la profondeur ($r = -0,621$). L'oxygène dissous est corrélé positivement à la profondeur ($r = 0,711$).

Le total des solides dissous (TDS) est corrélé positivement aux chlorures ($r = 0,942$), aux bicarbonates ($r = 0,722$), au sodium ($r = 0,706$), aux sulfates ($r = 0,633$), au potassium ($r = 0,630$), au magnésium ($r = 0,598$) et au calcium ($r = 0,597$). Le total des solides dissous (TDS) est corrélé négativement à l'oxygène dissous (O₂) ($r = -0,764$) et à la profondeur ($r = -0,685$).

Les chlorures sont corrélés positivement aux bicarbonates ($r = 0,547$), aux sulfates ($r = 0,537$) et au sodium ($r = 0,510$). Les chlorures sont corrélés négativement à l'oxygène dissous ($r = -0,820$) et à la profondeur ($r = -0,674$).

Les bicarbonates sont corrélés positivement au calcium ($r = 0,679$), au sodium ($r = 0,588$), au potassium ($r = 0,555$) et au magnésium ($r = 0,507$).

Enfin le sodium et le potassium sont corrélés positivement ($r = 0,988$). Par rapport à l'axe 2, aucun groupement n'est constitué.

3.3. Les sels nutritifs, les substances organiques dissoutes et les matières particulières

3.3.1. Les sels nutritifs

3.3.1.1. L'ammonium (NH_4^+)

Selon la figure 24Aa les concentrations de l'ammonium (NH_4^+) varient de $0 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (durant plusieurs dates et stations) à $21,50 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C le 31.01.05) et ceci implique des moyennes des eaux par prélèvement en ammonium allant de $0 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 23/03/04) à $17,60 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 31/01/05). Les plus fortes teneurs en ammonium (NH_4^+) dans les eaux du lac se produisent entre les mois de septembre 2004 et de février 2005.

La moyenne annuelle des eaux en ammonium (NH_4^+) est de $4,12 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et elle est égale suivant les stations de prélèvements à : $4,55 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A), $4,80 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St B), $4,46 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C), $3 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) et $3,82 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St E).

L'ammonium participe avec 41,55 % au stock d'azote minéral dissous annuel, disponible dans les eaux de notre lac.

La variation spatio-temporelle des concentrations en ammonium évolue dans les différentes stations d'une manière semblable, à quelles particularités au niveau de quelques mesures dont on mesure les plus grands écarts entre les valeurs de l'ammonium durant cette étude.

On inscrit durant le 18 septembre 2004, la plus grande amplitude de $13,85 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre les concentrations de l'ammonium pendant cette étude. Elle est établie entre la faible valeur de $4,36 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) et la forte valeur de $18,21 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station B.

On a transcrit durant le 30 décembre 2004 une amplitude, de $11,51 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre la basse valeur de $4,26 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) et la grande valeur de $11,51 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station E. Les mesures consignées le 14 et le 31 janvier 2005, dévoilent une amplitude respective de $7,70 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et de $10,65 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$. Cette amplitude résulte d'abord de la différence entre la basse valeur de $7,51 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) et la grande teneur de $15,21 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C) durant le 14 janvier, et puis pendant le 31 janvier elle provient de l'écart entre la faible valeur de $10,81 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) avec la forte valeur de $21,46 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C).

La dernière mesure du 14 février 2005, est marqué par une amplitude de $6,20 \mu\text{mol /L}^{-1}$ suite à l'expression de la faible valeur de $10,56 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St D) et de la forte valeur de $16,11 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station C.

La dernière mesure du 14 février 2005, est marqué par une amplitude de $6,20 \mu\text{mol /L}^{-1}$ suite à l'expression de la faible valeur de $10,56 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St D) et de la forte valeur de $16,11 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station C.

3.3.1.2. Les nitrates (NO_3^-)

La figure 24Ab indique que les concentrations des nitrates (NO_3^-) s'échelonnent de la valeur de $0,038 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St E, le 16/10/04) à la teneur de $21,58 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St D, le 16/03/05) engageant ainsi des moyennes des eaux par prélèvement en nitrates qui varient de la valeur de $0,05 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 16/10/04) à la teneur de $19,47 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 16/03/05). Il est à noter que les plus faibles teneurs des nitrates se produisent durant 08 mois et cela à partir du mois de mai jusqu'à la fin du mois de décembre.

La moyenne annuelle des eaux en nitrates (NO_3^-) est de $5,38 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et elle s'exprime dans les différentes stations de prélèvements par les concentrations suivantes de : $5,75 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St A), $5,51 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St B), $5,27 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St C), $5,86 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St D) et $4,53 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St E). Les nitrates s'identifient à la première source d'azote minéral dissous disponible dans le cas de notre lac, puisqu'elles représentent 54,77 % du stock d'azote minéral dissous annuel. Les teneurs des nitrates dans l'espace et dans le temps, illustrent pratiquement la même évolution au niveau de toutes les stations de prélèvements et cela durant tout le cycle annuel à l'exception de quelques valeurs.

Le cheminement des valeurs des nitrates durant le 23 mars, le mois de février, le 18 septembre 2004 et le 31 mars 2005, nous informent que les concentrations des nitrates (NO_3^-) d'une station de prélèvement se distinguent par rapport à l'ensemble des stations en créant des amplitudes importantes. Elle s'accomplit par une amplitude de $7,69 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 23/03/04) produite par la faible valeur de $5,21 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station E. On observe durant le mois d'avril une amplitude de $6,71 \mu\text{mol /L}^{-1}$ qui est engendré par la petite hauteur de $9,86 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station C (le 06/04/04), suivie par une amplitude de $6,67 \mu\text{mol /L}^{-1}$ créé par la faible valeur de $5,37 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station B (le 20/04/04).

Durant le 18 septembre se dessine la plus grande amplitude entre les concentrations des nitrates qui à la valeur de $17,32 \mu\text{mol /L}^{-1}$ causé par la forte valeur de $17,49 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la

station A. Cette date est suivie par une amplitude de $7,42 \mu\text{mol /L}^{-1}$ produite le 31/03/05 par la faible valeur de $11,37 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station E.

D'une façon générale l'évolution de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations des nitrates dans les différentes stations, se déclare durant le reste des mesures, par des teneurs qui varient de $0,031 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 16/10/04) à $4,51 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 05/05/04).

3.3.1.3. Les nitrites (NO_2^-)

Les concentrations des nitrites (NO_2^-) sont très faibles et selon la figure 24Ac leurs valeurs varient de $0 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (durant plusieurs dates et stations) à $2,54 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St A, le 18/09/04). Ces valeurs ont produits des moyennes par prélèvement dans les eaux du lac en nitrites qui s'échelonnent de $0,018 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à $0,74 \mu\text{mol /L}^{-1}$.

La moyenne annuelle des eaux du lac en nitrites (NO_2^-) est de $0,36 \mu\text{mol /L}^{-1}$, suivi par sa répartition à travers toute la surface des eaux et cela dans chaque station de prélèvement selon les grandeurs suivantes: $0,41 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St A), $0,33 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St B), $0,33 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St C), $0,36 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St D) et $0,37 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St E).

La plus forte valeur de $2,54 \mu\text{mol /L}^{-1}$ en nitrites est à l'origine de la plus grande amplitude de $2,40 \mu\text{mol /L}^{-1}$ qui est enregistrée entre les différentes concentrations des nitrites.

D'une manière générale le déroulement de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations des nitrites dans les différentes stations de prélèvements, se manifeste durant le reste des mesures par des teneurs qui s'échelonnent de $0,041 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 10/07/04) à $0,75 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 26/08/04).

3.3.1.4. L'azote inorganique dissous (NID)

La figure 24Bd montre que les concentrations de l'azote inorganique dissous (NID) fluctuent de $0,20 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St D le 06/06/04) à $32,91 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St C le 31/01/05) et cela a produit des moyennes des eaux par prélèvement en azote inorganique dissous (NID) qui varient de $0,37 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 16/10/04) à $30,15 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 28/02/05). La moyenne annuelle des eaux en azote inorganique dissous (NID) est de $9,83 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et elle est répartie à travers les stations de prélèvements, comme suit: $10,67 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St A), $10,61 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St B), $10,03 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St C), $9,20 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St D) et de $8,64 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St E).

Les courbes des valeurs de l'azote inorganique dissous épousent presque toutes la même apparence, hormis deux mesures dans lesquelles on note les plus grands écarts entre les valeurs de l'azote inorganique dissous durant cette étude.

La première mesure, c'est produite le 18 septembre 2004, avec la plus grande amplitude de $20,97 \mu\text{mol /L}^{-1}$ entre les teneurs de l'azote inorganique dissous, à savoir que la faible valeur de $4,68 \mu\text{mol /L}^{-1}$ est rédigée à la station C et la forte teneur de $25,64 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station E. La deuxième mesure est inscrite le 31 janvier 2005, avec une amplitude fléchie de $11,88 \mu\text{mol /L}^{-1}$ entre la basse valeur de $11,86 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station E et la grande valeur de $19,24 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station A.

Le cheminement des valeurs de l'azote inorganique dissous durant le 31 mars, le mois d'avril, le 30 décembre 2004, le 14 janvier et le 31 mars 2005, nous informe que les concentrations de l'azote inorganique dissous d'une station de prélèvement se distinguent par rapport à l'ensemble des autres stations de prélèvements en créant des amplitudes importantes. Elle s'accomplit par une amplitude de $7,81 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 23/04/04) et qui est causé par la faible valeur de l'azote inorganique dissous de $5,72 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station E.

Le mois d'avril dévoile une amplitude de $6,77 \mu\text{mol /L}^{-1}$ induit par la faible teneur de $10,50 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station C (le 6/04/04), suivie par une amplitude de $6,80 \mu\text{mol /L}^{-1}$ créé par la faible valeur de $3,33 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station A (le 20/04/04). Une amplitude avec une valeur de $6,94 \mu\text{mol /L}^{-1}$ se dessine pendant le 30 décembre, celle ci est causée par la faible valeur de $6,93 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station D et elle est accompagné par une amplitude de $8,57 \mu\text{mol /L}^{-1}$ produite par la faible valeur de $13,96 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à la station D (le 14/01/05). Le 31 mars est marqué par une amplitude de $7,38 \mu\text{mol /L}^{-1}$ suite à l'expression de la faible valeur de $11,86 \mu\text{mol /L}^{-1}$ au niveau de la station E.

D'une façon générale l'accroissement de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations de l'azote inorganique dissous dans les différentes stations de prélèvements, se déclare durant le reste des mesures, par des teneurs qui varient de la teneur de $0,55 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 23/05/04) à la valeur de $5,27 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (le 14/02/05).

3.3.1.5. L'orthophosphate (PO_4^-)

La figure 24Be mentionne que l'orthophosphate (PO_4^-) est présent dans les eaux du lac uniquement à partir du mois d'août et avec des concentrations qui varient de $0 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (durant plusieurs dates et stations) à $0,38 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (St B, le 28/09/04). Il en résulte que les

moyennes des eaux par prélèvement d'eau en orthophosphate évoluent de 0 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à 0,27 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 30/12/04). La moyenne annuelle des eaux en orthophosphate (PO_4^-) est de 0,041 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et elle se répartit sur toute la surface du lac et cela d'une station de prélèvement à une autre comme suit: 0,031 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A), 0,046 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St B), 0,033 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C), 0,052 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) et 0,04 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St E). Les concentrations du phosphore inorganique dissous sont très faibles et elles sont nulles pendant un grand nombre de prélèvements. Les courbes qui indiquent l'évolution des concentrations des orthophosphates adoptent presque toutes la même allure, hormis quelques mesures dans lesquelles on inscrit les plus grands écarts entre les valeurs des orthophosphates durant cette étude.

La première mesure, c'est exprimé durant le 18 septembre 2004, avec une amplitude de 0,31 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$, entre les teneurs nulles (St A et B) et la forte valeur de 0,31 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A). Le mois de décembre, est indiqué durant le 15 du mois par une amplitude de 0,28 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ produite entre la basse valeur de 0,051 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St E) et la grande valeur de 0,31 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) et elle est suivie pendant le 30 du mois par une amplitude de 0,12 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre la petite valeur de 0,19 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St B) et la forte valeur de 0,32 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St E). Durant le 31 mars 2005, on a inscrit une amplitude de 0,32 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et qui est le résultat de la différence entre la plus basse valeur de 0,01 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C) et la grande valeur de 0,32 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station D.

Le 28 septembre, le 28 octobre et le 8 novembre, ils se distinguent par la formation d'un pic de valeur suite à la production d'une valeur de l'orthophosphate dans une seule station de prélèvement car dans le reste des stations de prélèvements les concentrations sont nulles. Cette valeur se différencie par la formation de la plus grande teneur des concentrations de l'orthophosphate de 0,38 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ mesurée durant le 28 septembre (St B), elle est égale aussi à la valeur de 0,10 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ pendant le 28 octobre (St B) et à la valeur de 0,18 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant le 8 novembre (St B). Parcontre durant le 28 février 2005, on a mesuré uniquement deux valeurs de l'orthophosphate qui ont généré une amplitude de 0,13 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre la forte teneur de 0,15 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C) et la petite valeur de 0,03 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$.

La progression de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations de l'orthophosphate dans les différentes stations de prélèvements, se déclare de 0 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (plusieurs dates et stations) à 0,092 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 14/01/05 et le 14/02/05).

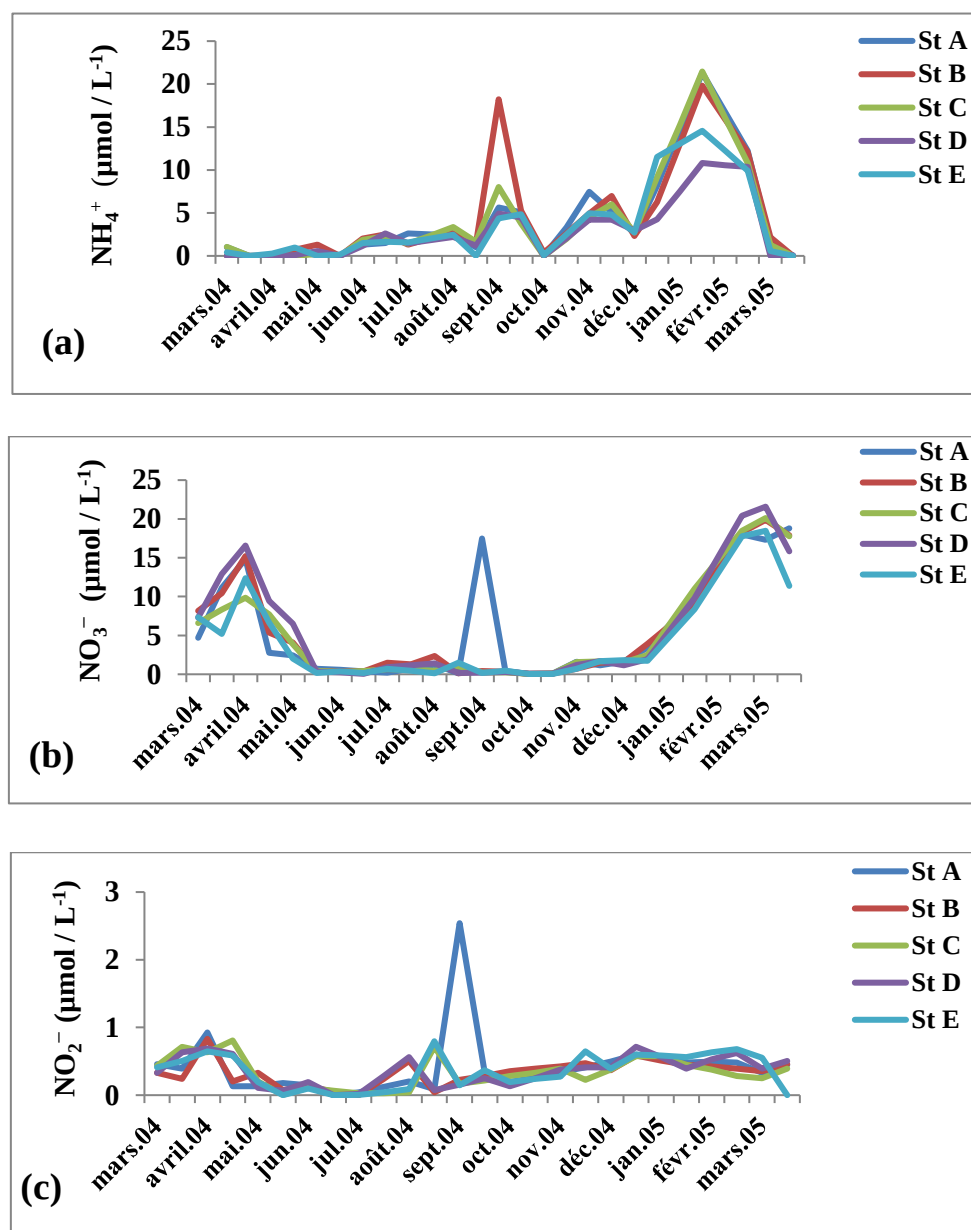


Figure 24 A: Évolution spatiotemporelle des sels nutritifs dans les eaux du lac Oubeira: a ammonium, b nitrates et c nitrites.

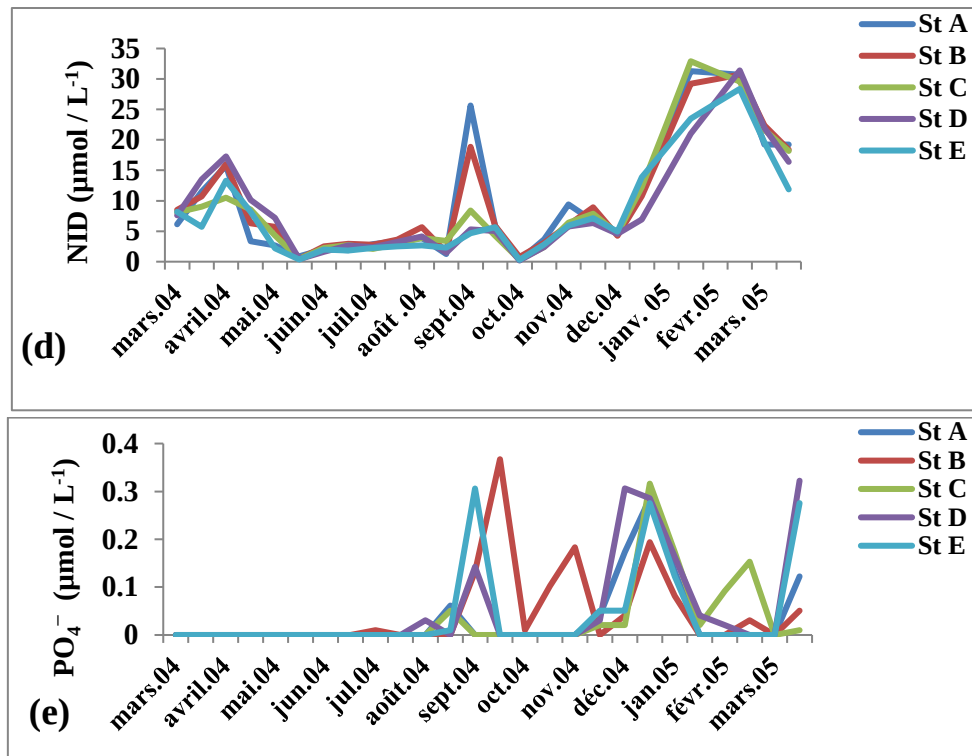


Figure 24 B: Évolution spatiotemporelle des sels nutritifs dans les eaux du lac Oubeira: d azote inorganique dissous et e orthophosphate.

3.3.2. Les substances organiques dissoutes

3.3.2.1. L'azote organique dissous (NOD)

La figure 25a montre que les concentrations de l'azote organique dissous (NOD) présentent des écarts entre leurs valeurs. Ces concentrations fluctuent de $0,58 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (St E le 06/08/04) à $69,17 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (St D le 26/07/04) et il en découle que les moyennes des eaux par prélèvement d'eau en azote organique dissous varient de $2,32 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (le 23/05/04) à $53,24 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (le 16/03/05).

La moyenne annuelle en azote organique dissous (NOD) des eaux du lac est égale à $18,83 \mu\text{mol / L}^{-1}$ et elle se répartit à travers les stations de prélèvements selon un ordre croissant, comme suit: $12,12 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (St A), $17,80 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (St E), $18,72 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (St B), $20,54 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (St C) et de $25 \mu\text{mol / L}^{-1}$ (St D).

Les concentrations de l'azote organique dissous montrent des fluctuations entre leurs valeurs d'une station de prélèvement à une autre. Les mesures dans lesquelles, on observe les plus grands écarts entre les valeurs de l'azote organique dissous, elles se manifestent tout le long de notre étude.

La plus grande amplitude enregistrée entre les valeurs de l'azote organique dissous c'est produite le 23 mars 2004, avec une grandeur de $41,40 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre la faible valeur de $6,86 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C) et la forte teneur de $48,25 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station B. Le mois de juillet, inscrit une amplitude de $21,77 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre la basse valeur de $7,29 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St E) et la grande valeur de $29,07 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station C durant le 10 du mois. Elle est suivie par une amplitude de $47,88 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre la petite valeur de $21,29 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A) et la forte valeur de $69,18 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station D pendant le 26 juillet. On observe durant le 27 novembre une amplitude de $39,61 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ qui est établi entre la petite hauteur de $5,48 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A) et la grande valeur de $40,90 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station D.

Dans un grand nombre de mesures, l'évolution des concentrations de l'azote organique dissous, nous informe que les valeurs de l'azote organique dissous (NOD) d'une station de prélèvement donné se différencient par rapport à l'ensemble des autres stations et ce qui a conçu des amplitudes importantes. Ceci est visualisé par une amplitude de $22,25 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 20/04/04) et qui est due à la faible valeur de $6,12 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station A. le 05 mai 2004 divulgue une amplitude de $39,72 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ produite par la grande teneur de $44,47 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C), suivie par une amplitude de $21,66 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ créé par la forte valeur de $28,85 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station C (le 21/06/04). Durant le 8 novembre se dessine une amplitude de $32,7 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ qui est causé par la forte valeur de $35,22 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station D, accompagné par une amplitude de $30 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ produite par la faible valeur de $1,46 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station A (le 31/01/05). Le 14 février 2005 est marqué par une amplitude de $24,94 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$, produite par la faible valeur de $19,13 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A) et qui est accompagné le 28 février 2005 par une amplitude de $20,52 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ suite à l'expression de la faible valeur de $38,81 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station A. Le 16 mars 2005, est imprégné par une amplitude de $24,67 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ engendrée par la faible valeur de $37,08 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station A.

L'évolution de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations de l'azote organique dissous dans les différentes stations de prélèvements, se déclare durant le reste des mesures, par des teneurs qui varient de $1,44 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 28/10/04) à $15,83 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 18/09/04).

3.3.2.2 .Le phosphore organique dissous (POD)

Les concentrations des eaux du lac en phosphore organique dissous (POD) sont représentées dans la figure 25b par des fluctuations remarquables entre leurs valeurs. Ceci est commenté par des teneurs qui varient de $0 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (durant plusieurs dates et stations) à $2,87 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A, le 31/03/05) engendrant des moyennes des eaux par prélèvement qui cheminent de

0,0024 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 05/03/04) à 1,47 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 31/03/05). La moyenne annuelle des eaux en phosphore organique dissous (POD) est de 0,46 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et elle est mesurée dans les stations D et A avec les grandeurs respectives de 0,75 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et de 0,58 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ suivies par les valeurs de 0,33 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St B), 0,31 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St E) et de 0,30 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C).

Les courbes des concentrations du phosphore organique dissous (POD) adoptent toutes presque la même allure, hormis quelques mesures où on a transcrit les plus grands écarts entre les valeurs du phosphore organique dissous durant cette étude.

Le mois de janvier 2005 c'est manifesté, avec une amplitude de 1,30 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$, entre la faible teneur de 0,1 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St E) et la forte valeur de 1,40 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) durant le 14 du mois. Cette date est rattrapé par une amplitude de 2,35 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$, entre la petite teneur de 0,16 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St E) et la grande valeur de 2,51 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A), durant le 31 janvier 2005.

On a consigné pendant le 14 février 2005, une amplitude de 1,04 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et qui est le résultat de la différence entre la plus basse valeur de 0,33 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St C) et la grande valeur de 2,51 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à la station A. Le mois de mars 2005, dévoile durant le 16 du mois une amplitude de 2,18 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre la basse valeur de 0,31 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St B) et la grande valeur de 2,49 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D) et qui est suivie pendant le 31 du mois, par la plus grande amplitude de 2,58 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ entre les concentrations du phosphore organique dissous. Cette amplitude dérive de la différence entre la petite valeur de 0,28 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St B) et la forte valeur de 2,87 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St A).

Le 23 mars 2004, le 20 avril, et le 27 novembre, ils se distinguent par la formation d'un petit pic de valeur, suite à l'importance de la seule valeur enregistrée à la station D par rapport aux autres stations de prélèvements et ce qui a généré des amplitudes conséquentes. Ces amplitudes se manifestent par les valeurs suivantes: une valeur de 1,14 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ produite par la forte valeur de 1,14 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D, le 23/03/04), une valeur de 0,85 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ engendré par la forte teneur de 1,06 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D, le 20/04/04) et enfin une valeur de 1,09 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ créé par la grande teneur de 1,19 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (St D, le 27 /11/04).

La progression de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations du phosphore organique dissous, dans les différentes stations s'exprime durant le reste des mesures, par des teneurs qui varient de 0,80 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 05/03/04) à 0,80 $\mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (le 21/06/04)

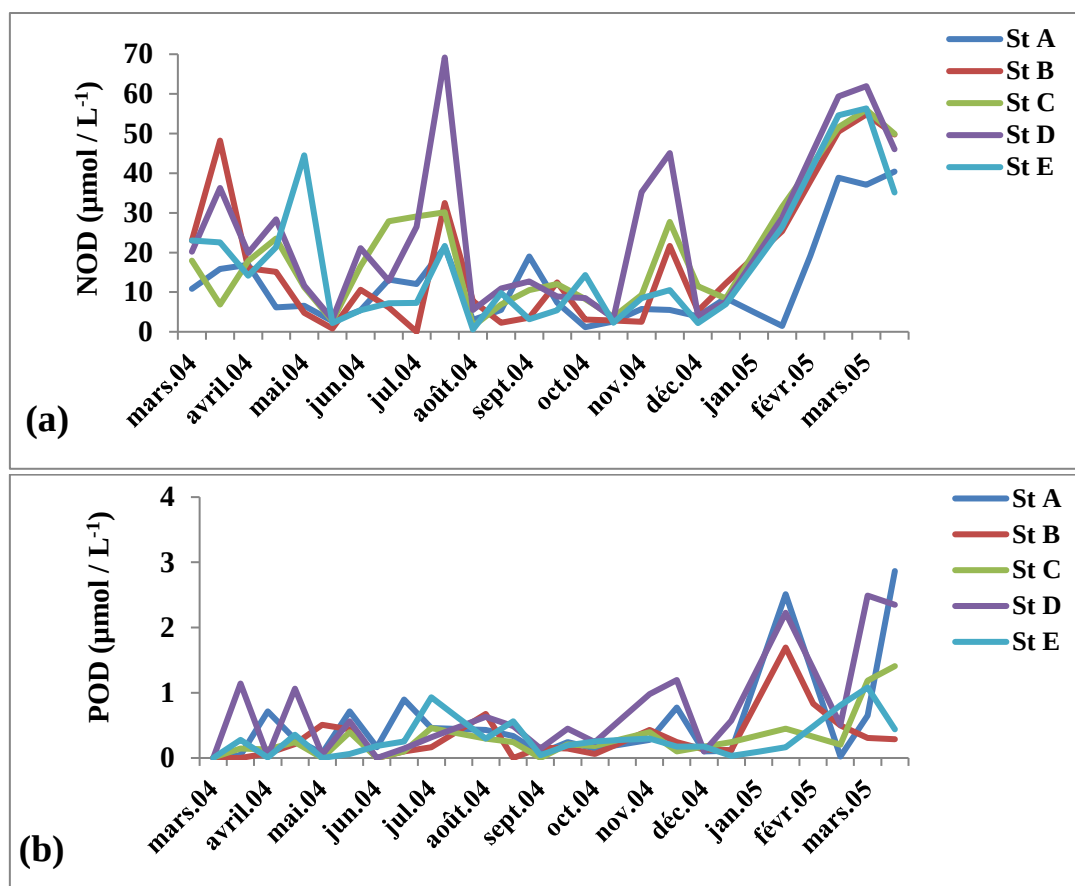


Figure 25: Évolution spatiotemporelle des substances organiques dissoutes dans les eaux du lac Oubeira: a azote organique dissous et b phosphore organique dissous.

3.3.3. Les matières particulaires

3.3.3.1. Les matières en suspension (MES)

Selon la figure 26Aa, les concentrations des matières en suspension (MES) dans les eaux du lac évoluent d'une manière irrégulière. Elles se produisent avec des valeurs qui varient de 2,5 mg/L^{-1} (St E le 23/05/04) à 169 mg/L^{-1} (St B le 23/05/04) et donnent ainsi des moyennes des eaux par prélèvement en matières en suspension (MES) qui fluctuent de 10,34 mg/L^{-1} (le 21/06/04) à 122 mg/L^{-1} (le 28/02/2005).

La moyenne annuelle des eaux du lac en matières en suspension (MES) est de 51,57 mg/L^{-1} et qui s'exprime à travers chaque station de prélèvement avec une teneur de: 44,95 mg/L^{-1} (St A), 65,32 mg/L^{-1} (St B), 54,08 mg/L^{-1} (St C), 57,50 mg/L^{-1} (St D) et 35,97 mg/L^{-1} (St E).

Les concentrations des matières en suspension montrent une fluctuation entre les valeurs d'une station de prélèvement à une autre. Les mesures dans lesquelles, on observe les plus grands écarts entre les valeurs des matières en suspension, ils se répartissent tout le long de notre étude.

Le mois de mai 2004, indique durant le 5 du mois une amplitude de $101,25 \text{ mg/L}^{-1}$ entre la basse valeur de $8,25 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E) et la grande valeur de $109,50 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D). Cette date est suivie pendant le 23 mai par la plus grande amplitude de $166,50 \text{ mg/L}^{-1}$, relaté entre les différentes valeurs des matières en suspension et elle est le résultat de la différence entre la faible valeur de $2,50 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E) et la forte valeur de 169 mg/L^{-1} à la station B. Le 18 septembre, inscrit une amplitude de 72 mg/L^{-1} produite entre la basse valeur de 49 mg/L^{-1} (St E) et la grande valeur de 121 mg/L^{-1} à la station B. Durant le 8 novembre, une amplitude de 97 mg/L^{-1} , se manifeste entre la petite valeur de 18 mg/L^{-1} (St E) et la forte valeur de 115 mg/L^{-1} (St B). On observe durant le 30 décembre une amplitude de 70 mg/L^{-1} établi entre la petite hauteur de 20 mg/L^{-1} (St C) et la grande valeur de 90 mg/L^{-1} à la station D.

Le 20 avril 2004 et le 31 janvier 2005, ils se différencient par la formation d'importantes amplitudes, entre les concentrations des matières en suspension suite à la mesure d'une grande concentration des matières en suspension à la station C par rapport aux autres stations de prélèvements. Ces amplitudes prennent les valeurs suivantes: une teneur de 114 mg/L^{-1} produite par la forte valeur de 128 mg/L^{-1} (St C, le 20/04/04) et une valeur de 62 mg/L^{-1} créé par la grande valeur de 114 mg/L^{-1} (St C, le 31/01/05). L'évolution de la valeur de l'amplitude entre les concentrations des matières en suspension, dans les stations de prélèvement, durant le reste des mesures se prononce par des valeurs qui varient de $10,40 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 21/06/04) à $56,50 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 31/03/05).

3.3.3.2. Le carbone organique particulaire (COP)

La figure 26Ab indique que les concentrations du carbone organique particulaire (COP) se manifestent par des teneurs qui varient de $0,40 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E le 23/05/04) à $22,10 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B le 23/05/04) et ce qui a conduit à des moyennes des eaux par prélèvement en carbone organique particulaire (COP) avec des valeurs allant de $1,59 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 06/04/2004) à $19,56 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 18/09/2004).

La moyenne annuelle des eaux en carbone organique particulaire est de $9,78 \text{ mg/L}^{-1}$ et elle se manifeste à travers les stations de prélèvements dans un ordre décroissant avec des valeurs comme suit: $10,41 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B); $10,34 \text{ mg/L}^{-1}$ (St D); $9,91 \text{ mg/L}^{-1}$ (St C) ; $9,28 \text{ mg/L}^{-1}$ (St A) et $8,92 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E).

Les concentrations du carbone organique particulaire évoluent dans les différentes stations de prélèvements d'une manière semblable, à quelles particularités au niveau de quelques mesures

dont on observe les plus grands écarts entre les valeurs du carbone organique particulaire durant cette étude.

Le mois de mai 2004, a inscrit durant le 5 du mois une amplitude de $10,40 \text{ mg/L}^{-1}$ entre la faible valeur de $2,90 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E) et la forte valeur de $13,30 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B). Cette date est jalonnée pendant le 23 mai par la plus grande amplitude de $21,70 \text{ mg/L}^{-1}$ entre les valeurs du carbone organique particulaire et qui est le résultat de l'écart entre la petite teneur de $0,40 \text{ mg/L}^{-1}$ (St E) et la grande teneur de $22,10 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B). La mesure qui est transcrite le 30 décembre, avec une amplitude de $9,60 \text{ mg/L}^{-1}$, elle est engendrée par la différence entre la basse valeur de $8,40 \text{ mg/L}^{-1}$ (St B) et la grande valeur de 18 mg/L^{-1} à la station D. La troisième mesure qui est consignée le 28 février 2005, avec une amplitude de $8,40 \text{ mg/L}^{-1}$ et elle est le résultat de la différence entre la basse valeur de 6 mg/L^{-1} (St D) et la grande teneur de $14,40 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station E.

Durant le 20 avril 2004, une amplitude de $11,55 \text{ mg/L}^{-1}$ s'est produite par rapport à la mesure d'une concentration du carbone organique particulaire (COP) qui a la valeur de $15,60 \text{ mg/L}^{-1}$ à la station D et qui se distinguent par rapport à l'ensemble des autres stations de mesures. D'une manière générale le déroulement de la valeur de l'amplitude entre les concentrations du carbone organique particulaire, durant le reste des mesures, se dévoile par des teneurs, qui varient de $0,60 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 26/08/0) à $6,80 \text{ mg/L}^{-1}$ (le 27/11/04).

3.3.3.3. La chlorophylle a

La figure 26Bc montre que pour la même compagne de prélèvement les concentrations de la chlorophylle a évoluent pratiquement de la même façon à travers le temps. Elles s'expriment par des teneurs qui varient de $7,58 \text{ mg/m}^3$ (St C, le 31/03/05) à $394,52 \text{ mg/m}^3$ (St C, le 18/09/04) provoquant ainsi des moyennes des eaux par prélèvement en chlorophylle a qui s'échelonnent de $13,27 \text{ mg/m}^3$ (le 31/03/05) à $311,60 \text{ mg/m}^3$ (le 18/09/04). La moyenne annuelle des eaux en chlorophylle a est de $84,62 \text{ mg/m}^3$, suivie de sa répartition par station de prélèvement selon l'ordre suivant : $91,80 \text{ mg/m}^3$ (St C), $87,37 \text{ mg/m}^3$ (St D), $83,07 \text{ mg/m}^3$ (St A), $80,91 \text{ mg/m}^3$ (St B) et $79,94 \text{ mg/m}^3$ (St E).

Les concentrations de la chlorophylle a par contre, elles se manifestent durant certaines mesures avec des valeurs qui marquent de grands écarts.

La mesure du 26 août est marquée par une amplitude de $55,71 \text{ mg/m}^3$ entre la plus faible teneur de $166,89 \text{ mg/m}^3$ (St E) et la plus forte teneur de $222,60 \text{ mg/m}^3$ (St B). Elle est suivie

par la plus grande amplitude produite entre les concentrations de la chlorophylle a durant notre étude et cela durant le 18 septembre. Celle-ci prend la valeur de 229,66 mg/m³ entre la plus faible teneur de 164,6 mg/m³ (St B) et la plus forte teneur de 394,52 mg/m³ (St C). Le 28 septembre est marqué par une amplitude amoindrie de 46,50 mg/m³ entre la plus faible teneur de 149,63 mg/m³ (St E) et la plus forte teneur de 196,13 mg/m³ (St C). Une amplitude de 77,04 mg/m³ est dévoilée durant le 8 novembre, entre la plus faible valeur de 109 mg/m³ (St E) et la plus forte teneur de 186,04 mg/m³ (St C). Elle est suivie pendant le 27 novembre par une amplitude fléchie de 57,63 mg/m³ entre la plus faible valeur de 60,09 mg/m³ (St D) et la plus forte teneur de 117,72 mg/m³ (St E). Le 15 décembre est marqué par une amplitude de 52,15 mg/m³ entre la plus faible teneur de 101,10 mg/m³ (St B) et la plus forte teneur de 153,23 mg/m³ (St E). Le mois de décembre est limité par une amplitude de 62,03 mg/m³ entre la plus faible teneur de 28,39 mg/m³ (St A) et la plus forte teneur de 90,42 mg/m³ (St D) pendant le 30 du mois.

La progression de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations de la chlorophylle a, dans les différentes stations de prélèvements s'exprime durant le reste des mesures, par des teneurs, qui varient de 5,08 mg/m³ (le 05/05/04) à 36,75 mg/m³ (le 10/07/04).

3.3.3.4. La chlorophylle b

La figure 26Bd indique que les concentrations de la chlorophylle b se manifestent par des teneurs qui évoluent pratiquement de la même façon à travers le temps. Elles se révèlent par des teneurs qui varient de 1,75 mg/m³ (St C, le 16/03/05) à 148,81 mg/m³ (St B, le 15/12/04) incitant des moyennes des eaux par prélèvement en chlorophylle b qui s'échelonnent de 4,43 mg/m³ (le 31/03/05) à 61 mg/m³ (le 18/09/04). La moyenne annuelle des eaux en chlorophylle b est de 18,46 mg/m³ et qui est suivie de sa distribution par station de prélèvement selon l'ordre suivant : 23,22 mg/m³ (St B), 19,57 mg/m³ (St C), 18,46 mg/m³ (St E), 17,88 mg/m³ (St A) et 15,77 mg/m³ (St D).

Les concentrations de la chlorophylle b évoluent dans les différentes stations de prélèvements d'une manière semblable, à quelles particularités au niveau de quelques mesures dont on observe les plus grands écarts entre les valeurs de la chlorophylle b durant cette étude.

Le 23 mai, durant lequel c'est produit une amplitude de 36,52 mg/m³ entre la plus basse valeur de 6,57 mg/m³ (St E) et la plus grande teneur de 43,09 mg/m³ (St C). Cette date est suivie durant le 18 septembre par une amplitude plus élevée de 84,93 mg/m³ enregistré entre

la plus basse valeur de 13,97 mg/m³ (St B) et la plus grande teneur de 98,90 mg/m³ (St E). Le 15 décembre est marqué par la plus grande amplitude produite entre les concentrations de la chlorophylle b durant cette étude, avec la valeur de 136,16 mg/m³ qui s'est produite entre la plus basse teneur de 12,65 mg/m³ (St D) et la plus grande teneur de 148,81 mg/m³ (St B). Le 28 février 2005 est rattrapé par une amplitude affaiblie de 34,41 mg/m³ entre la plus basse teneur de 5,80 mg/m³ (St D) et la plus grande teneur de 40,21 mg/m³ à la station A.

L'évolution de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations de la chlorophylle b, dans les différentes stations de prélèvements et qui s'énonce durant le reste des mesures, par des teneurs, qui s'échelonnent de 4,10 mg/m³ (le 28/09/04) à 29,26 mg/m³ (le 30/12/04).

3.3.3.5. La chlorophylle c

La figure 26Be montre que les concentrations de la chlorophylle c s'expriment par des valeurs qui évoluent pratiquement de la même façon à travers le temps. Elles se déclarent par des teneurs qui varient de 0,011 mg/m³ (St A, le 23/03/05) à 222,62 mg/m³ (St D, le 18/09/04) soutenant des moyennes des eaux par prélèvement en chlorophylle c qui s'échelonnent de 8,58 mg/m³ (le 08/11/04) à 90,36 mg/m³ (le 18/09/04). La moyenne annuelle des eaux en chlorophylle c est de 25,08 mg/m³ et qui est suivie de sa distribution par station de prélèvement selon l'ordre suivant : 30,11 mg/m³ (St D), 27,79 mg/m³ (St B), 23,08 mg/m³ (St E), 22,89 mg/m³ (St C) et 21,35 mg/m³ (St A).

Les concentrations de la chlorophylle c progressent dans les différentes stations de prélèvements d'une manière semblable, à quelles particularités au niveau de quelques mesures dont on observe les plus grands écarts entre les valeurs de la chlorophylle c durant cette étude.

La mesure du 20 avril est indiquée par une amplitude de 109,95 mg/m³ entre la plus faible teneur de 3,18 mg/m³ (St E) et la plus forte teneur de 113,13 mg/m³ (St B). Elle est rattrapée durant le 18 septembre par la plus grande amplitude produite entre les concentrations de la chlorophylle c pendant cette étude. Cette amplitude prend la valeur de 214,95 mg/m³ et qui est produite entre la plus faible teneur de 7,67 mg/m³ (St B) et la plus forte teneur de 222,62 mg/m³ (St D). Le 15 décembre, est distingué par une amplitude fléchie à une valeur de 67,84 mg/m³ enregistré entre la plus faible valeur de 1 mg/m³ (St A) et la plus forte teneur de 68,84 mg/m³ (St D). Une légère augmentation de l'amplitude est observée durant le 30 décembre avec une valeur de 75,96 mg/m³. Celle-ci est engendrée par la différence entre la plus forte teneur de 100,23 mg/m³ (St B) et la plus faible teneur de 24,27 mg/m³.

Le 28 février est marqué par une amplitude de $69,83 \text{ mg/m}^3$ entre la plus faible teneur de $2,91 \text{ mg/m}^3$ (St D) et la plus forte teneur de $72,74 \text{ mg/m}^3$ (St B).

La progression de la valeur de l'amplitude, entre les concentrations de la chlorophylle c, dans les différentes stations de prélèvements s'exprime durant le reste des mesures par des teneurs, qui varient de $11,89 \text{ mg/m}^3$ (le 26/07/04) à $50,62 \text{ mg/m}^3$ (le 16/10/04).

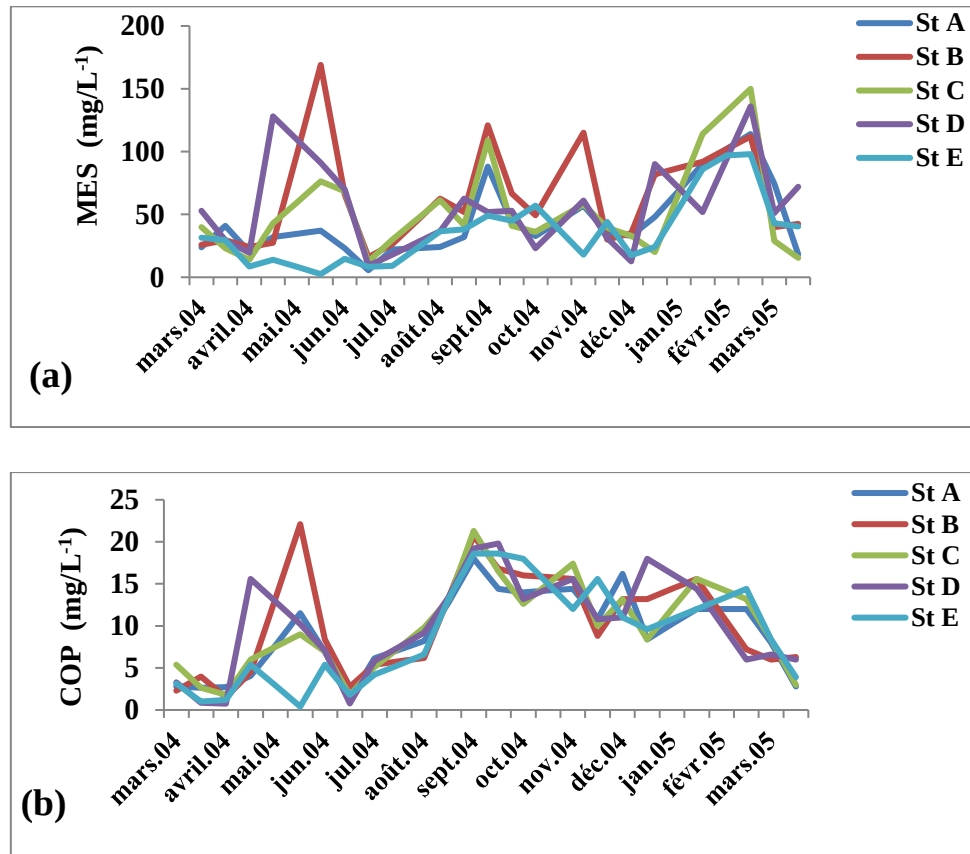


Figure 26 A: Évolution spatiotemporelle des matières particulaires dans les eaux du Lac Oubeira: a matières en suspension (mg/L^{-1}) et b carbone organique particulaire (mg/L^{-1}).

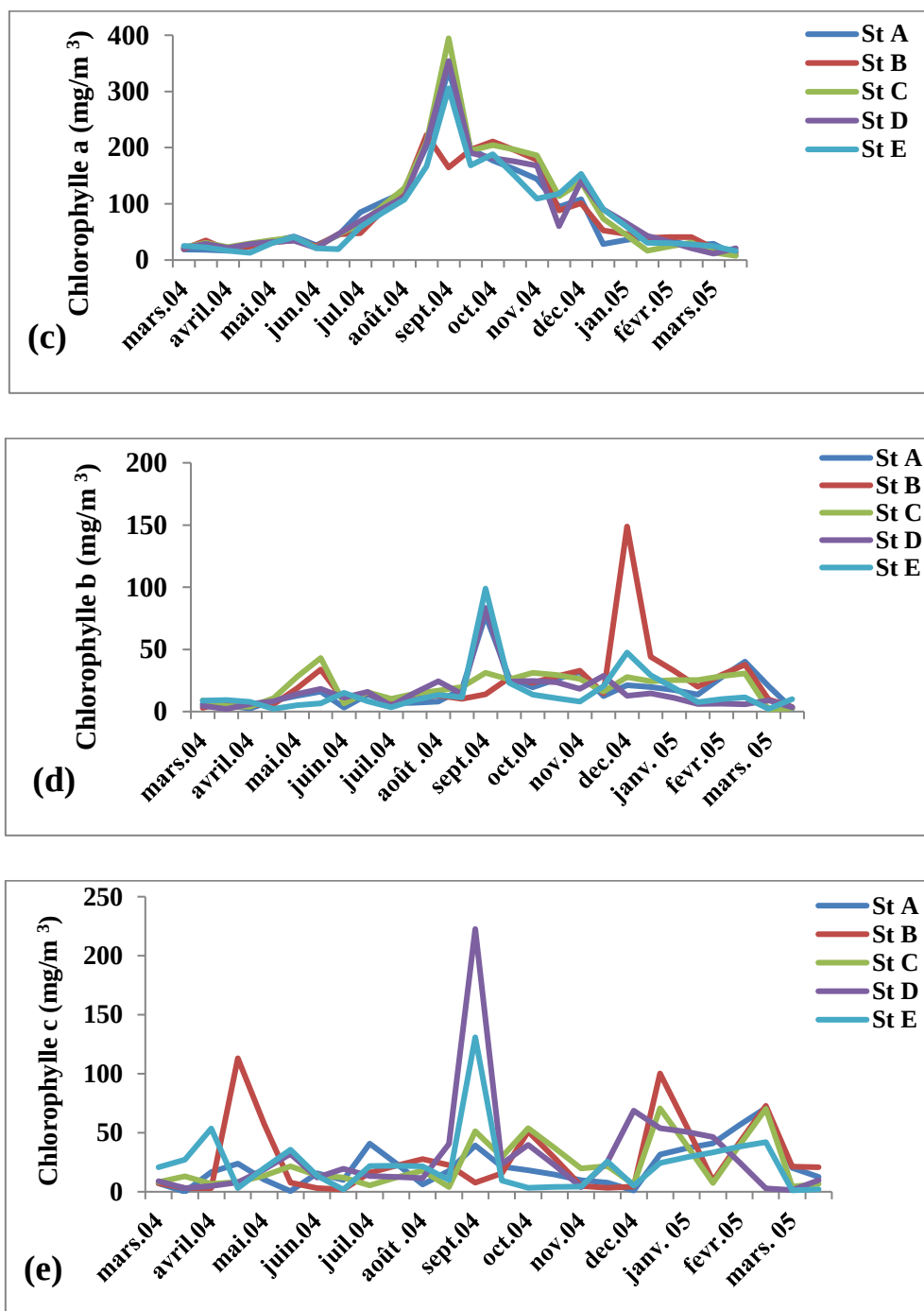


Figure 26 B: Évolution spatiotemporelle des matières particulaires dans les eaux du Lac Oubeira: c chlorophylle a (mg/m^3), d chlorophylles b (mg/m^3) et e chlorophylle c (mg/m^3).

3.3.4. Évolution des concentrations moyennes mensuelles des sels nutritifs, des substances organiques dissoutes et des matières particulières

3.3.4.1. Les sels nutritifs

3.3.4.1.1. L'ammonium (NH_4^+)

Les moyennes mensuelles de l'ammonium (NH_4^+) dans les différentes stations de prélèvements, varient de $0,24 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (mai 2004) à $15,15 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (janvier 2005) (figure 27Aa). Elles vont être décrites dans des intervalles de valeurs pour relater la disponibilité de cet élément vital durant les 13 mois d'étude.

Les moyennes mensuelles de l'ammonium (NH_4^+) prennent les valeurs qui varient de $0,25 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à $0,24 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et cela entre les mois de mars à mai. Elles sont suivies par des moyennes mensuelles qui s'échelonnent de $1,85 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à $2,41 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et cela à partir du mois de juin jusqu'au mois d'août.

La moyenne mensuelle de l'ammonium, prend la valeur de $6,45 \mu\text{mol /L}^{-1}$ durant le mois de septembre et elle se réduit à la teneur de $1,30 \mu\text{mol /L}^{-1}$ pendant le mois d'octobre.

On a enregistré durant les mois de novembre et de décembre, des valeurs de la moyenne mensuelle de l'ammonium proches de $5,31 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et de $5,27 \mu\text{mol /L}^{-1}$. Pendant le mois de janvier la moyenne mensuelle de l'ammonium atteint sa plus grande concentration relatée durant cette étude et qui est égale à la valeur de $15,15 \mu\text{mol /L}^{-1}$.

Une régression de la moyenne mensuelle de l'ammonium, est constatée à partir du mois de février, durant lequel on a enregistré une valeur de $12,70 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et en suite elle s'est réduite à la petite valeur de $0,56 \mu\text{mol /L}^{-1}$ mesuré pendant le mois de mars 2005.

3.3.4.1.2. Les nitrates (NO_3^-)

Les moyennes mensuelles des nitrates (NO_3^-) varient dans les différentes stations de prélèvements, de $0,06 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (octobre 2004) à $17,90 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (mars 2005) (figure 27Ab). Elles vont être énoncées dans des intervalles de valeurs pour relater la disponibilité de cet élément important tout le long de notre étude.

La valeur de la moyenne mensuelle des nitrates (NO_3^-), s'élève pendant les mois de mars à avril, de $8,21 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à $10,80 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et elle s'est réduite à la valeur de $2,10 \mu\text{mol /L}^{-1}$

durant le mois de mai. On a enregistré pendant le mois d'octobre la plus petite valeur de la moyenne mensuelle des nitrates qui est égale à $0,06 \mu\text{mol /L}^{-1}$.

Une augmentation dans les valeurs de la moyenne mensuelle des nitrates est observée à partir du mois de novembre avec une valeur de $1,34 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et le maximum de la concentration de la moyenne mensuelle des nitrates est mesuré durant le mois de mars 2005 avec une valeur qui est égale à $17,90 \mu\text{mol /L}^{-1}$.

3.3.4.1. 3.Les nitrites (NO_2^-)

Les moyennes mensuelles des nitrites (NO_2^-), selon la figure 27Ac, s'échelonnent dans les différentes stations de prélèvements, de $0,08 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (juillet 2004) à $0,62 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (avril 2004). Elles vont être exposées dans des intervalles de valeurs pour retracer la disponibilité de cet élément tout le long de notre étude.

La teneur de la moyenne mensuelle des nitrites (NO_2^-) durant le mois de mars est de $0,44 \mu\text{mol /L}^{-1}$, et elle est suivie par la plus forte moyenne mensuelle de $0,62 \mu\text{mol /L}^{-1}$ qui est mesuré durant le mois d'avril pour cette étude.

Une réduction dans les valeurs la moyenne mensuelle des nitrites est observée entre les mois de mai à juillet et avec des valeurs, qui varient de $0,13 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à $0,08 \mu\text{mol /L}^{-1}$.

La moyenne mensuelle mesurée durant les mois d'août et de septembre est croissante et elle évolue de la valeur de $0,31 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à $0,47 \mu\text{mol /L}^{-1}$. La moyenne mensuelle des nitrites est réduite à la valeur de $0,26 \mu\text{mol /L}^{-1}$ pendant le mois d'octobre. Une augmentation dans la valeur de la moyenne mensuelle des nitrites est constatée, dès le mois de novembre, avec une teneur de $0,4 \mu\text{mol /L}^{-1}$. Entre les mois de décembre et de février la valeur de la moyenne mensuelle des nitrites varie avec des teneurs allant de $0,51 \mu\text{mol /L}^{-1}$ à $0,49 \mu\text{mol /L}^{-1}$ et elle est réduite à la valeur de $0,41 \mu\text{mol /L}^{-1}$ durant le mois de mars 2005.

3.3.4.1.4. L'azote inorganique dissous (NID)

Les moyennes mensuelles de l'azote inorganique dissous (NID), s'échelonnent de $1,90 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (octobre 2004) à $29,27 \mu\text{mol /L}^{-1}$ (février 2005) (figure 27Bd). Elles vont être énoncées dans des intervalles de valeurs pour retracer la disponibilité de cet élément essentiel à la vie à travers le temps durant notre étude.

On enregistre une moyenne mensuelle de l'azote inorganique dissous (NID) de $8,90 \mu\text{mol /L}^{-1}$ durant le mois de mars et de $9,69 \mu\text{mol /L}^{-1}$ pendant le mois d'avril.

Une régression dans la valeur de la moyenne mensuelle de l'azote inorganique dissous est observée entre les mois de mai et de juillet et sa concentration varie dans des valeurs respectives de $2,30 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ à $2,80 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$. On mentionne un léger rebondissement dans la valeur de la moyenne mensuelle de l'azote inorganique dissous pendant le mois de septembre avec une valeur de $5,60 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et elle se manifeste durant le mois d'octobre par une réduction de sa valeur à une concentration égale à $1,90 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$. On distingue une augmentation dans les valeurs de la moyenne mensuelle de l'azote inorganique dissous, à partir du mois de novembre avec une valeur de $6,88 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ pour regagner la plus grande valeur de $29,27 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant le mois de février, enregistré tout le long de cette étude. Le mois de mars 2005 est caractérisé par un recul dans la teneur de la moyenne mensuelle de l'azote inorganique dissous et qui prend la valeur de $18,40 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$.

3.3.4.1.5. L'orthophosphate (PO_4^-)

Les moyennes mensuelles de l'orthophosphate (PO_4^-), cheminent de 0 (de mars à juin 2004) jusqu'à $0,095 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (septembre 2004) (la figure 27Be). Elles vont être formulées dans des intervalles de valeurs pour exposer la disponibilité de cet élément essentiel à la vie à travers le temps durant notre étude.

On inscrit pendant les mois de juillet et d'août des moyennes mensuelles de l'orthophosphate (PO_4^-) avec des valeurs qui sont égales respectivement à la teneur de $0,001 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et à la valeur de $0,015 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$. Le mois de septembre est marqué par l'enregistrement de la plus grande teneur de la moyenne mensuelle de l'orthophosphate qui prend la valeur de $0,095 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$. La moyenne mensuelle de l'orthophosphate se réduire rapidement à la valeur de $0,011 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant le mois d'octobre.

Une progression dans les valeurs des moyennes mensuelles de l'orthophosphate, est constatée à partir du mois de novembre avec une teneur de $0,033 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ pour rejoindre la valeur de $0,073 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant les mois de décembre et de janvier. Une diminution de la moyenne mensuelle de l'orthophosphate, est enregistrée pendant le mois de février avec une valeur de $0,030 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et il se produit une rehausse dans la valeur de celle-ci durant le mois de mars 2005 pour rattraper la teneur de $0,078 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$.

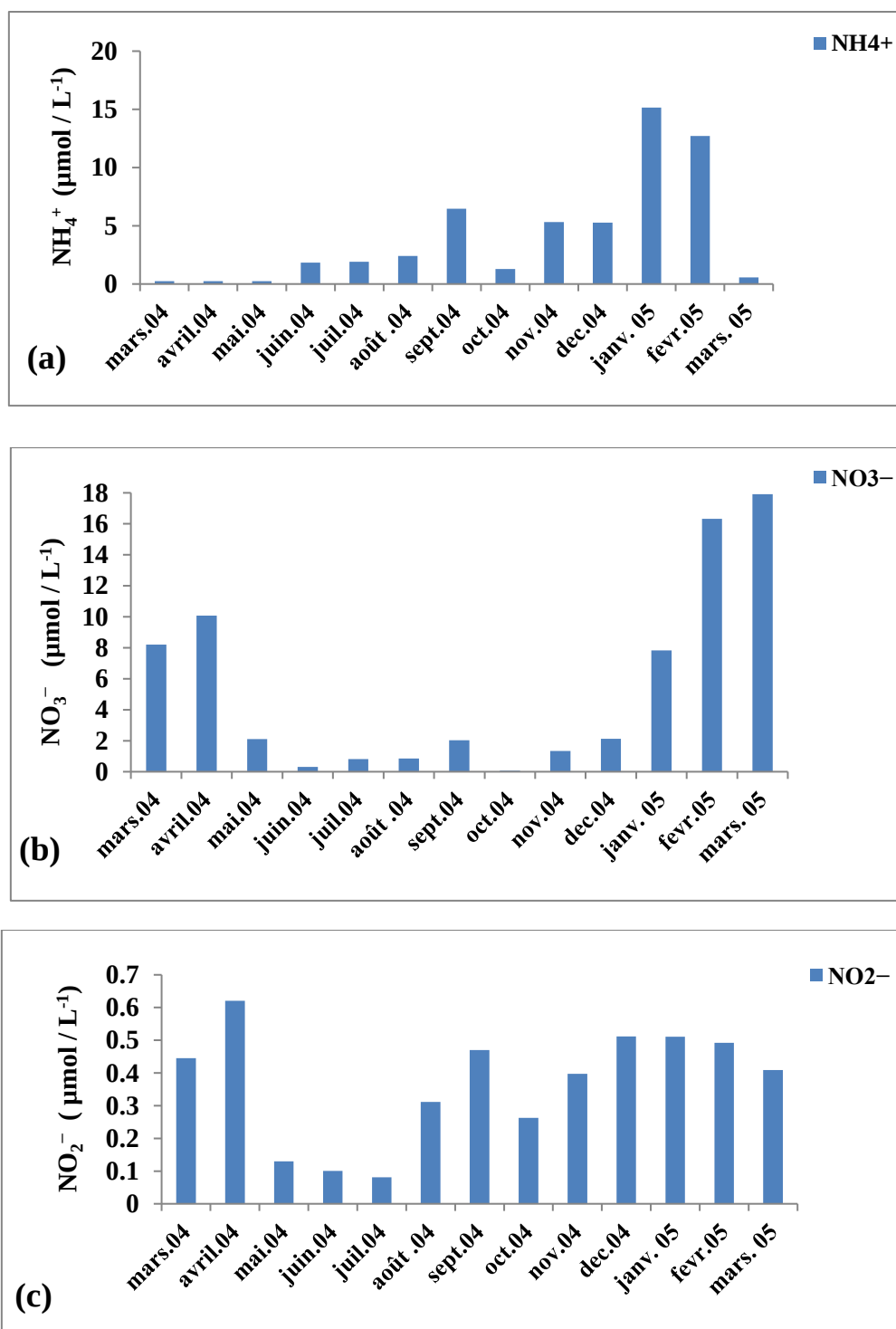


Figure 27 A: Évolution des moyennes mensuelles des sels nutritifs dans les eaux du lac Oubeira: a ammonium, b nitrates et c nitrites.

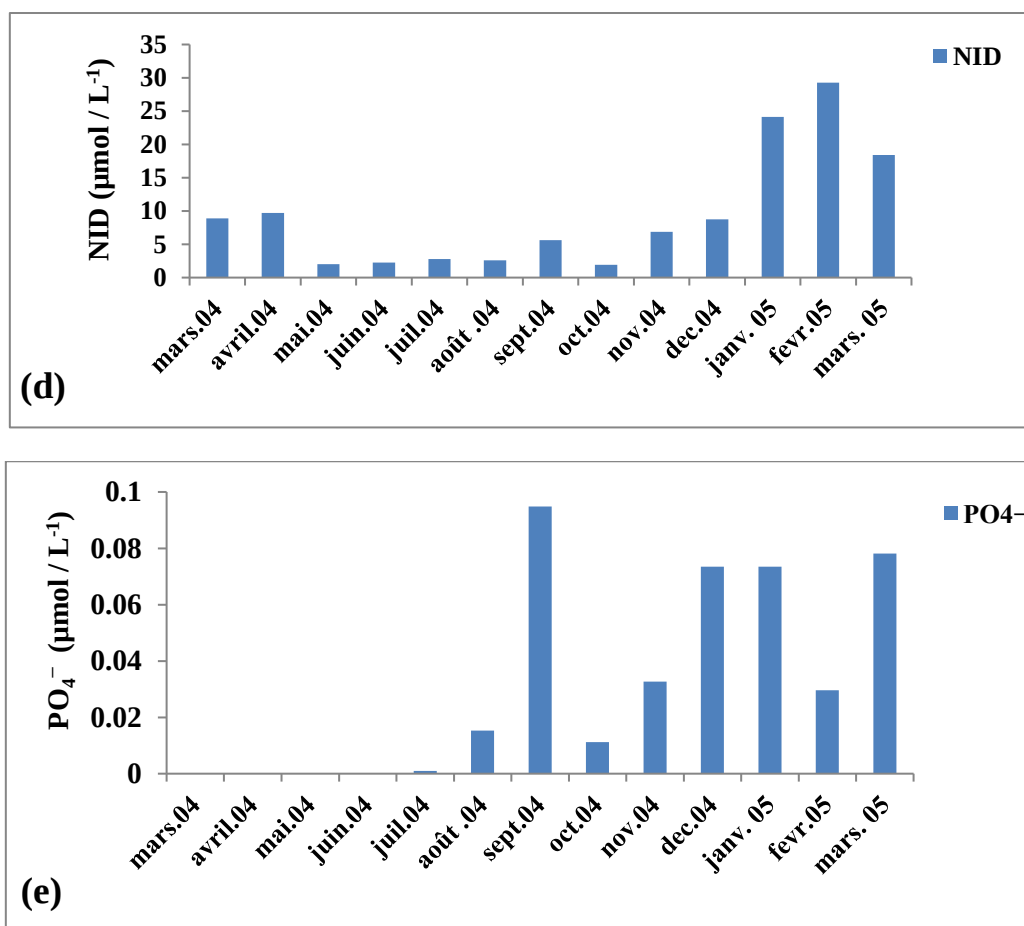


Figure 27 B: Évolution des moyennes mensuelles des sels nutritifs dans les eaux du lac Oubeira: d azote inorganique dissous et e orthophosphate.

3.3.4.2. Les substances organiques dissoutes

3.3.4.2.1. L'azote organique dissous (NOD)

Les moyennes mensuelles de l'azote organique dissous (NOD), s'échelonnent dans les eaux du lac de la valeur de $5,01 \mu\text{mol/L}^{-1}$ (octobre 2004) à la teneur de $37,98 \mu\text{mol/L}^{-1}$ (mars 2005) (la figure 28a). Les moyennes mensuelles de l'azote organique dissous, vont être décrites dans des intervalles de valeurs pour révéler la disponibilité de cet élément important durant les 13 mois d'étude.

La moyenne mensuelle de l'azote organique dissous (NOD) des eaux du lac, régresse de la valeur de $22,48 \mu\text{mol/L}^{-1}$ à partir du mois de mars jusqu'à la valeur de $9,04 \mu\text{mol/L}^{-1}$ durant le mois de mai. Un rebondissement dans les valeurs de la moyenne mensuelle de l'azote organique dissous est remarqué durant le mois de juin avec une teneur de $12,64 \mu\text{mol/L}^{-1}$, jusqu'à la valeur de $27,74 \mu\text{mol/L}^{-1}$ pendant le mois de juillet.

Une réduction dans les concentrations de la moyenne mensuelle de l'azote organique dissous, est observée à partir de la valeur de $19,30 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant le mois d'août jusqu'à la teneur de $5,01 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ pendant le mois d'octobre. Une rehausse importante dans les concentrations de la moyenne mensuelle de l'azote organique dissous se produit pour atteindre la valeur de $17,17 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ pendant le mois de novembre et elle se réduit finalement à la valeur de $7,05 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant le mois de décembre.

La plus grande ascension dans les valeurs de la moyenne mensuelle de l'azote organique dissous sans interruption dans les eaux du lac est constatée entre les mois de janvier et de mars 2005. On enregistre la moyenne mensuelle de $19,22 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant le mois de janvier, suivie de la moyenne de $29,70 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ pendant le mois de février et enfin la plus grande valeur de la moyenne mensuelle de l'azote organique dissous qui est de $37,98 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ mesurée durant le mois de mars 2005.

3.3.4.2.2. Le phosphore organique dissous (POD)

Les moyennes mensuelles du phosphore organique dissous (POD), selon la figure 28b, elles varient dans les eaux du lac à partir de la valeur de $0,161 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (mars 2004) à la teneur de $1,306 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ (mars 2005). Les moyennes mensuelles du phosphore organique dissous, vont être décrites dans des intervalles de valeurs pour indiquer la disponibilité de cet élément important tout le long de notre étude.

La moyenne mensuelle du phosphore organique dissous (POD), se pressante durant le mois de mars 2004 avec une valeur de $0,16 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et elle est suivie par une légère augmentation de sa concentration à la valeur de $0,312 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant le mois d'avril. Le mois de mai est marqué par une sensible réduction dans la valeur de la moyenne mensuelle du phosphore organique dissous à la teneur de $0,28 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ et elle est réduite à la valeur de $0,185 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ pendant le mois de juin.

Une progression de la moyenne mensuelle du phosphore organique dissous, est constatée durant le mois de juillet, avec une valeur de $0,465 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$, en suite cette moyenne mensuelle est légèrement diminué à la valeur de $0,40 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ durant le mois d'août et enfin elle rejoint la valeur de $0,165 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ pendant le mois de septembre. Il se produit une augmentation dans la concentration de la moyenne mensuelle du phosphore organique dissous, entre les mois d'octobre et de novembre dans des valeurs respectives de $0,25 \mu\text{mol}$

$/L^{-1}$ et de $0,487 \mu mol /L^{-1}$ et cette moyenne mensuelle est affaiblie à la valeur de $0,176 \mu mol /L^{-1}$ pendant le mois de décembre.

La plus grande progression dans les valeurs de la moyenne mensuelle du phosphore organique dissous durant notre étude, est enregistrée entre les mois de janvier et de mars 2005. Elle se produit avec des valeurs de $1,110 \mu mol /L^{-1}$ et de $1,306 \mu mol /L^{-1}$ enregistrées respectivement pendant le mois de janvier et de mars 2005 et une valeur intermédiaire fléchie de $0,632 \mu mol /L^{-1}$ durant le mois de février.

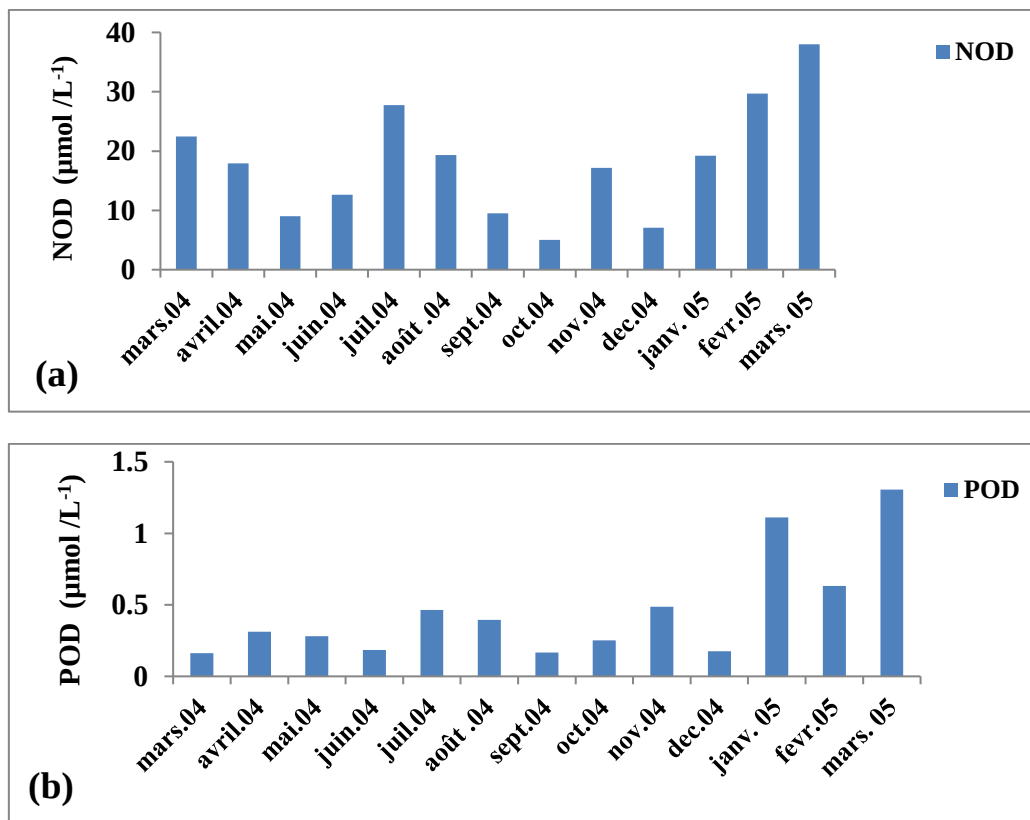


Figure 28: Évolution des moyennes mensuelles des substances organiques dissoutes dans les eaux du lac Oubeira: a azote organique dissous et b phosphore organique dissous.

3.3.4.3. Les matières particulaires

3.3.4.3.1. Les matières en suspension (MES)

La figure 29Aa, nous indique que les moyennes mensuelles des matières en suspension (MES), s'échelonnent de $26,87 mg/L^{-1}$ (juillet 2004) à $113,70 mg/L^{-1}$ (février 2005). Elles vont être retracées dans des intervalles de valeurs pour divulguer la répartition de ces matières en suspension le long de notre étude.

Les moyennes mensuelles des matières en suspension, prennent durant les mois de mars et d'avril les valeurs de $32,70 \text{ mg/L}^{-1}$ et de $33,05 \text{ mg/L}^{-1}$ et elles bondissent à la valeur de $68,60 \text{ mg/L}^{-1}$ pendant le mois de mai. Les moyennes mensuelles des matières en suspension fléchissent à la valeur de $26,87 \text{ mg/L}^{-1}$ pendant le mois de juillet et elles se rehaussent à la teneur de $66,87 \text{ mg/L}^{-1}$ durant le mois de septembre. Les moyennes mensuelles des matières en suspension, évoluent entre les mois d'octobre et de décembre avec des valeurs respectives de $45,15 \text{ mg/L}^{-1}$, $48,90 \text{ mg/L}^{-1}$ et de $39,50 \text{ mg/L}^{-1}$. Les mois de janvier et de février se démarquent avec l'enregistrement des plus importantes moyennes mensuelles des matières en suspension de $78,13 \text{ mg/L}^{-1}$ et de $113,70 \text{ mg/L}^{-1}$.

3.3.4.3.2. Le carbone organique particulaire (COP)

La figure 29Ab, nous montre que les moyennes mensuelles du carbone organique particulaire (COP), cheminent de $2,80 \text{ mg/L}^{-1}$ (mars 2004) à $18,39 \text{ mg/L}^{-1}$ (septembre 2004). Elles vont être exposées dans des intervalles de valeurs pour révéler la distribution de cet élément le long de notre étude.

Les moyennes mensuelles du carbone organique particulaire (COP), évoluent dans des grandeurs de $2,80 \text{ mg/L}^{-1}$ à $9,75 \text{ mg/L}^{-1}$ entre les mois de mars et de mai et elles se réduisent à la valeur de $4,31 \text{ mg/L}^{-1}$ durant le mois de juin.

Une croissance dans les moyennes mensuelles du carbone organique particulaire, est constatée entre les mois de juillet et de septembre, avec des valeurs qui varient de 6 mg/L^{-1} à $18,39 \text{ mg/L}^{-1}$. Les valeurs des moyennes mensuelles du carbone organique particulaire se rétractent aux teneurs de $14,82 \text{ mg/L}^{-1}$ pendant le mois d'octobre à $11,40 \text{ mg/L}^{-1}$ durant le mois de février et elles se sont réduites à la valeur de $5,94 \text{ mg/L}^{-1}$ pendant le mois de mars 2005.

3.3.4.3.3. La chlorophylle a

Les moyennes mensuelles de la chlorophylle a, varient de $16,59 \text{ mg/m}^3$ (mars 2005) à $256,75 \text{ mg/m}^3$ (septembre 2004) (la figure 29Bc). Elles vont être formulées dans des intervalles de valeurs pour énoncer l'évolution de cet élément important le long de notre étude.

Les moyennes mensuelles de la chlorophylle a changent dans des grandeurs de $24,31 \text{ mg/m}^3$ à $21,46 \text{ mg/m}^3$ entre les mois de mars à avril et elles s'élèvent aux valeurs de $34,45 \text{ mg/m}^3$ et de $31,63 \text{ mg/m}^3$ durant les mois de mai et de juin.

Une augmentation dans les moyennes mensuelles de la chlorophylle a, est remarquée entre les mois de juillet et de septembre et avec des valeurs qui varient de 78,80 mg/m³ à 256,75 mg/m³.

Une régression progressive est produite dans les concentrations des moyennes mensuelles de la chlorophylle a, entre les mois d'octobre et de décembre avec des valeurs respectives pour chaque mois de 184 mg/m³, 166,25 mg/m³ et de 99,67 mg/m³. Cette régression dans les valeurs des moyennes mensuelles de la chlorophylle a, devient plus accélérée à partir du mois de janvier 2005 jusqu'au mois de mars 2005 avec des valeurs décroissantes et distinctes pour chaque mois de 59 mg/m³, 30,9 mg/m³ et de 16,59 mg/m³.

3.3.4.3.4. La chlorophylle b

Les moyennes mensuelles de la chlorophylle b, s'échelonnent de 6,03 mg/m³ (mars 2004) à 43,21 mg/m³ (septembre 2004) (la figure 29Bd). Elles vont être expliquées dans des intervalles de valeurs pour relater l'évolution de cet élément important tout le long de notre étude.

Les moyennes mensuelles de la chlorophylle b se présentent dans des teneurs qui varient de 6,03 mg/m³ à 19,62 mg/m³ entre les mois de mars et de mai et elles se réduisent en juillet à la valeur de 8,70 mg/m³. Les moyennes mensuelles de la chlorophylle b progressent de la valeur de 14,90 mg/m³ à 43,21 mg/m³ entre les mois d'août et de septembre et puis elles fléchissent à la valeur de 21 mg/m³ pendant le mois de novembre.

Les moyennes mensuelles de la chlorophylle b, aboutissent à la valeur de 39 mg/m³ durant le mois de décembre et elles se réduisent à la valeur de 17,78 mg/m³ durant le mois de janvier puis, à la valeur de 22,76 mg/m³ pendant le mois de février et enfin à la valeur de 6,54 mg/m³ durant le mois de mars 2005.

3.3.4.3.5. La chlorophylle c

Les moyennes mensuelles de la chlorophylle c, cheminent de la valeur de 9,90 mg/m³ (mars 2004) à la teneur de 55,01 mg/m³ (septembre 2004) (figure 29Be). Elles vont être développées dans des intervalles de valeurs pour formuler l'évolution de cet élément important tout le long de notre étude.

Les moyennes mensuelles de la chlorophylle c évoluent dans des teneurs qui varient de 24,14 mg/m^3 à 21,81 mg/m^3 entre les mois d'avril et de mai et après elles se réduisent durant le mois de juin à la valeur de 10,36 mg/m^3 .

Les moyennes mensuelles de la chlorophylle c augmentent respectivement de la valeur de 19,08 mg/m^3 à 55,01 mg/m^3 à partir du mois de juin jusqu'au mois de septembre et en suite elles régressent aux valeurs de 27,40 mg/m^3 durant le mois d'octobre et de 12,71 mg/m^3 pendant le mois de novembre.

Les valeurs des moyennes mensuelles de la chlorophylle c, aboutissent aux teneurs de 36,60 mg/m^3 et de 35 mg/m^3 entre les mois de décembre et de janvier et enfin durant le mois de février 2005, elles rattrapent la valeur de 46 mg/m^3 . Le mois de mars 2005 est marqué par une réduction accélérée de la concentration moyenne mensuelle de la chlorophylle c, à la valeur de 10 mg/m^3 .

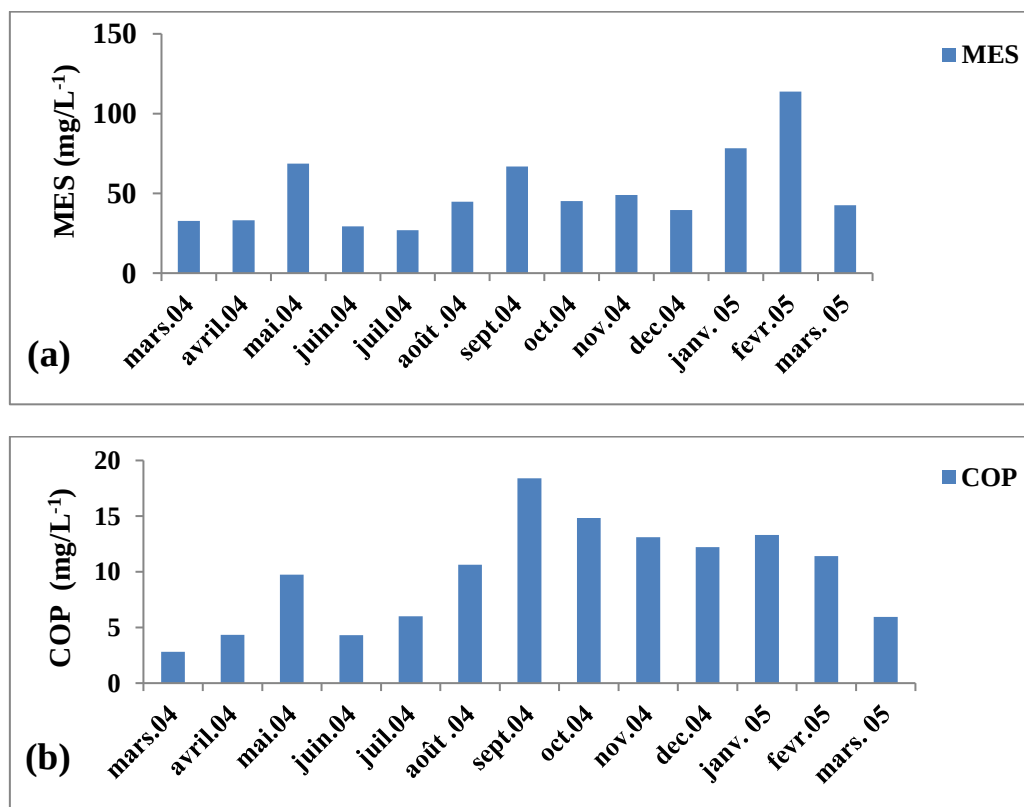


Figure 29 A: Évolution des moyennes mensuelles des matières particulaires dans les eaux du lac Oubeira: a matières en suspension (mg/L^{-1}) et b carbone organique particulaire (mg/L^{-1}).

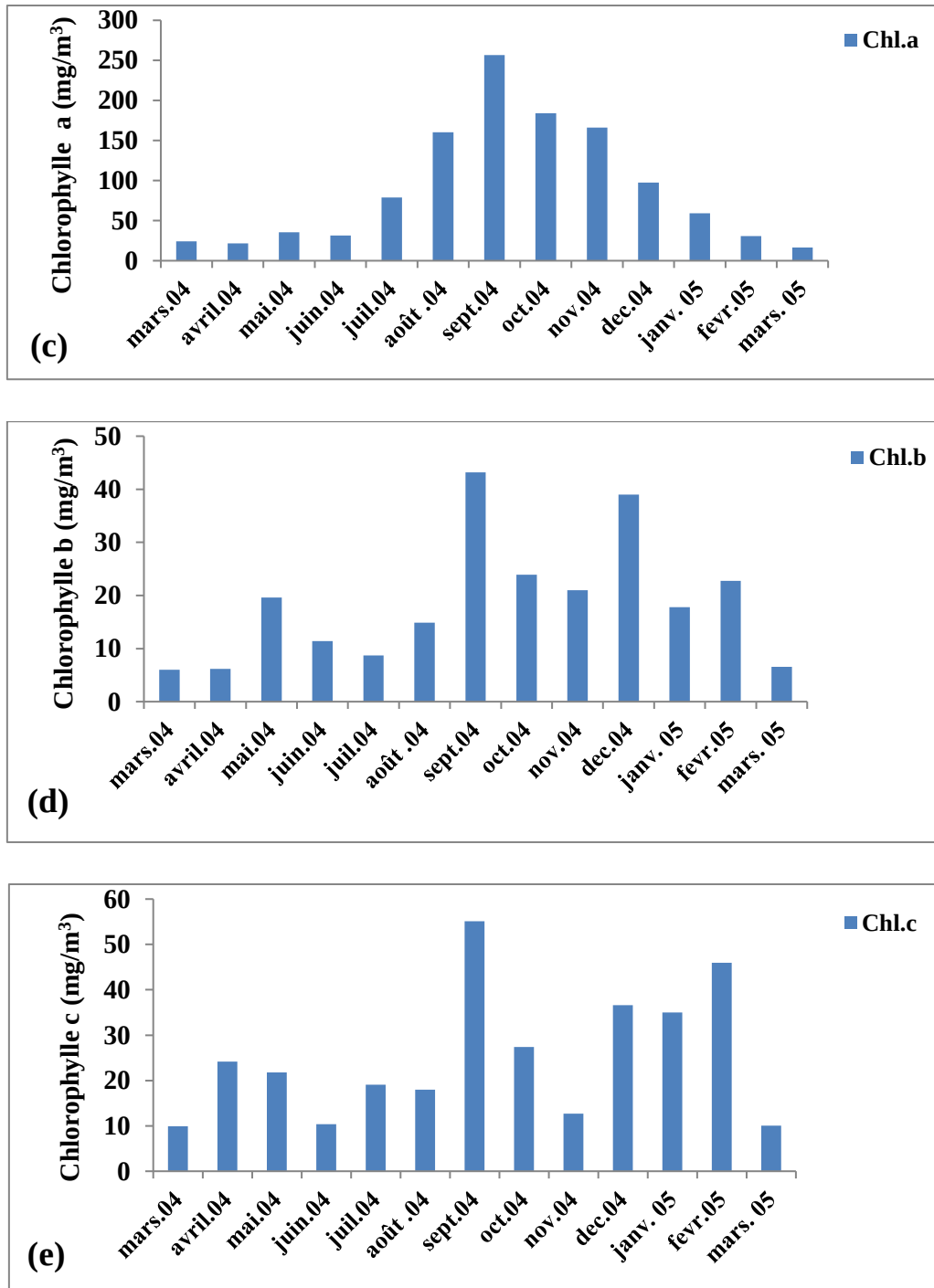


Figure 29 B: Évolution des moyennes mensuelles des matières particulaires dans les eaux du lac Oubeira: c chlorophylle a (mg/m³), dchlorophylle b (mg/m³) et e chlorophylle c (mg/m³).

3.3.5. Analyse en composantes principales (ACP) et matrice de corrélation

La figure 30, indique que le plan factoriel (1×2) restitue 65,29 % de l'information totale, l'axe 1 avec 43,37 % et l'axe 2 avec 21,92 %.

L'axe F1 oppose sur le cercle des corrélations les variables suivantes: le phosphore organique dissous (POD), les nitrates (NO_3^-), l'azote organique dissous (NOD), l'orthophosphate (PO_4^-), l'oxygène dissous (O_2), le volume moyen des eaux (V_{moy}) et la profondeur moyenne (P_{moy}) (composantes positives sur l'axe F1) aux variables ayant des composantes négatives sur ce même axe et qui sont la température ($T^\circ\text{C}$) et le pH. Sur le plan où sont projetés les individus les mois de janvier et de février à composantes positives sur l'axe F1 sont les mois présentant les valeurs les plus élevées parmi les valeurs obtenues des variables. Les autres mois présentent des valeurs plus faibles. Parcontre sur le plan où sont projetés les individus le mois d'août à composantes négatives sur l'axe F1 est le mois présentant les valeurs les plus élevées des températures ($T^\circ\text{C}$) et du pH.

L'axe F2 regroupe sur le cercle des corrélations les variables qui varient ensemble et qui sont le carbone organique dissous (COP), la transparence des eaux (Tr) et la chlorophylle a (Ch. a), (composantes positives sur l'axe F2). Parcontre sur le plan où sont projetés les individus les mois de septembre et d'octobre à composantes positives sur l'axe F2 sont les mois présentant les valeurs les plus élevées du carbone organique dissous (COP), de la transparence des eaux (Tr) et de la chlorophylle a (Ch. a).

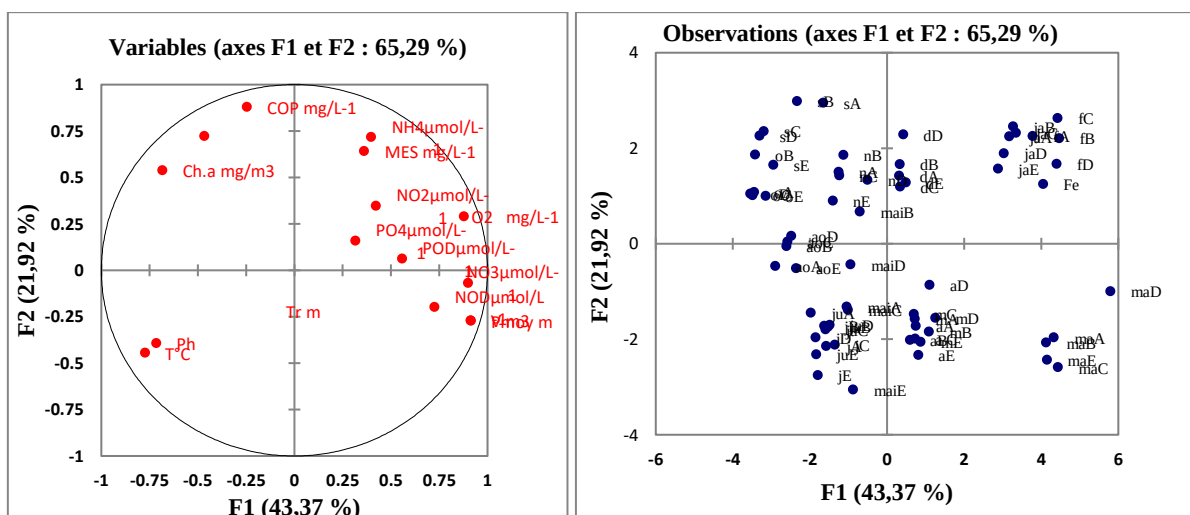


Figure 30: Cercle des corrélations entre les paramètres physico-chimiques, les matières nutritives et les matières particulaires

Le tableau 29 désigne la matrice de corrélation de Pearson des quinze paramètres déterminés pour cette étude.

L'examen de la matrice de corrélation indique qu'il existe des corrélations positives et d'autres négatives. La température (T °C) est corrélée positivement avec le pH et négativement avec l'oxygène dissous (O_2), le volume moyen (V_{moy}), la profondeur moyenne (P_{moy}) et l'azote minéral dissous (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) d'une manière très hautement significativement ($p < 0,001$).

Le volume d'eau et sa profondeur moyenne sont corrélés positivement avec l'oxygène dissous (O_2), la transparence (Tr) des eaux, les nitrates (NO_3^-), l'azote organique dissous (NOD) et le phosphore organique dissous (POD) et négativement avec la chlorophylle a (Ch. a), le carbone organique particulaire (COP) et le pH d'une manière très hautement significative ($p < 0,001$).

Le phosphore organique dissous (POD) est corrélé positivement avec les orthophosphates (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-) et l'azote organique dissous (NOD) qui est lui-même corrélé positivement avec les nitrates (NO_3^-) d'une manière très hautement significative ($p < 0,001$).

La chlorophylle a est corrélée positivement avec le carbone organique particulaire (COP) et négativement avec l'oxygène dissous (O_2), la transparence (Tr) des eaux, les nitrates (NO_3^-) et l'azote organique dissous (NOD) d'une manière très hautement significative ($p < 0,001$) et significative ($p < 0,05$) avec le phosphore organique dissous (POD).

Tableau 29: Matrice de corrélation linéaire de Pearson entre les facteurs physico-chimiques, les matières nutritives et les matières particulaires.

	NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄	NOD	POD	COP	MES	Ch.a	pH	T°C	O2	Vmoy	Pmoy	Tr
NH ₄	1														
NO ₂	0,257	1													
NO ₃	0,039														
	0,201	-0,485	1												
	0,108	0,000													
PO ₄	0,077	0,130	0,218	1											
	0,544	0,301	0,082												
NOD	0,102	0,141	0,757	0,195	1										
	0,418	0,261	0,000	0,120											
POD	0,233	0,116	0,486	0,451	0,422	1									
	0,061	0,356	0,000	0,000	0,000										
COP	0,455	0,125	-0,258	0,111	-0,315	0,005	1								
	0,000	0,321	0,038	0,377	0,011	0,968									
MES	0,607	0,200	0,342	0,110	0,187	0,205	0,540	1							
	0,000	0,111	0,005	0,382	0,135	0,102	0,000								
Ch.a	0,022	0,007	-0,542	-0,025	-0,476	-0,262	0,694	-0,008	1						
	0,864	0,957	0,000	0,843	0,000	0,035	0,000	0,953							
pH	-0,568	-0,377	-0,508	-0,348	-0,357	-0,316	-0,132	-0,274	0,265	1					
	0,000	0,002	0,000	0,004	0,004	0,010	0,294	0,027	0,033						
T°C	-0,572	-0,546	-0,624	-0,224	-0,390	-0,328	-0,144	-0,421	0,353	0,822	1				
	0,000	0,000	0,000	0,073	0,001	0,008	0,253	0,000	0,004	0,000					
O2	0,554	0,500	0,728	0,183	0,488	0,325	-0,024	0,441	-0,517	-0,809	-0,946	1			
	0,000	0,000	0,000	0,144	0,000	0,008	0,850	0,000	0,000	0,000	0,000				
V moy	0,216	0,210	0,833	0,238	0,711	0,530	-0,410	0,245	-0,757	-0,498	-0,484	0,665	1		
	0,085	0,094	0,000	0,056	0,000	0,000	0,001	0,050	0,000	0,000	0,000	0,000			
Pmoy	0,210	0,219	0,834	0,238	0,713	0,526	-0,416	0,237	-0,760	-0,498	-0,489	0,668	1,000	1	
	0,093	0,080	0,000	0,056	0,000	0,000	0,001	0,057	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000		
Tr	0,326	0,026	0,443	-0,035	0,328	0,127	-0,682	-0,318	-0,683	0,122	0,081	0,235	0,603	0,600	1
	0,008	0,840	0,000	0,779	0,008	0,314	0,000	0,010	0,000	0,335	0,523	0,060	0,000	0,000	

3.4. Peuplements phytoplanctoniques

3.4.1. Composition et distribution taxonomique

On a identifié et classé selon Bougis (1974) et Bourrelly (1981), (1985), (1988) cent trente, (130) espèces microphytoplanctoniques qui peuplent les eaux du lac Oubeira durant notre étude.

Le microphytoplancton qui colonise les eaux du lac est constitué principalement des classes suivantes: Chlorophycées (53 taxons), de Diatomées (31 taxons) et de Cyanophycées (23 taxons). Les Euglénophycées, les Xanthophycées, les Dinophycées et les Chrysophycées sont représentées respectivement par 9, 9, 4 et 1 taxon (tableau 30).

Parmi les Chlorophycées, on dénombre 40 Chlorococcales, 7 Desmédiales, 1 Halosphaerale, 1 Oeogonizle, 1 Sphaeropleale, 2 Volvacaes, et 1 Zygnematale.

Parmi les Diatomées, on compte 3 Coscinodiscales, 3 Diatomaes et 25 Naviculales.

Les Cyanophycées sont représentées par 12 Chroococcales et 11 Nostocales.

Les Euglénophycées recensées sont des Euglemaes, les Xanthophycées examinées sont des Mischrococcales, les Dinophycées étudiées sont des Peridiniales par contre les Chrysophycées ne sont représentées que par une seule espèce Rhizochrysidales.

En termes de richesse spécifiques, les Chlorophycées (53 espèces) qui constituent 40,77 % du peuplement microphytoplanctonique, contre 23,84 % pour les Diatomées (31espèces), 17,69 % pour les Cyanophycées (23 espèces), 6,92 % pour les Euglénophycées (9 espèces), 6,92 % pour les Xanthophycées (9 espèces), 3,07 % pour les Dinophycées (4 espèces) et 0,77 % pour les Chrysophycées (1 espèce).

Il est intéressant de signaler la forte présence du genre *Pediastrum* qui est considérée comme un indicateur du milieu eutrophe.

On a identifié plusieurs genres de Cyanophycées, reconnues comme potentiellement toxiques *Anabaena* (neurotoxique et hépatotoxique), *Oscillatoria* (hépatotoxique), *Lyngbia* (dermatotoxiques) (Bourrelly, 1985).

Tableau 30: Liste taxonomique du microphytoplancton récolté dans les eaux du lac Oubeira (novembre 2004, décembre 2004 et mars 2005).

La taxonomie adaptée est celle de Bougis 1974 et Bourrelly 1981, 1985 et 1988.

Classe:	Chlorophyceae
Ordre:	Chlorococcales
Famille:	Dactyosphaeriaceae
Dactylosphaerium	jurisii Hindak.
Famille:	Hydrdictyaceae
Pediastrum	boryanum (taep) Manegh
P.	Clathratum (schrod) lemm
P.	duplex Meyen
P.	simplex (meyen) lemm
P.sp	
P.	tetras (ehrg) ralfs
P.	tetras v.tetraodon (corda) Rabeab
Famille:	Oocystaceae
Ankistrodesmus	falcatus (corda) Ralfs
Chlorella	vulgaris Beijer
Chloromirus	pauli
Kirchneriella	lunaris (Kirchen.) Moeb.
K.	sp
Selenastrum	bibraianum (Reinsch)
Treubaria	triappendiculata Bernard
Famille:	Scenedesmacae
Coelastrum	sp
Crucigenia	quadrata. Morren
C.	tetrapedia (Kirch.) West et West
Diclostera	acutus. Jao et al
Scenedesmus	abundans (Kirch.) chodat
Sc.acuminatus(lgerh.) chod.	
Sc.bijugatus (Turp) KG.	
Sc.caudatus Naegeli	
Sc.dimorphus (Kiitz)	
Sc.	ecornis v. disciformis (chod.)
Sc.	ellepticus
Sc.	falcatus chod.
Sc.	falcatus to maximus Uherkov
Sc.	intermedus chod
Sc.	oahuensis (Manguin)
Sc.	opoliensis P.Richt
Sc.	quadricauda (Turp.) Bréb
Sc.	quadricauda v.oahuensis lemm
Sc.	sp
Tetrastrum	staurogenieforme (Shröder) lemm
T. triangulare	
Famille:	non determine
Tetraedron	caudatum (corda) Hansg.
T. minimum (N.Braun) Hansg	
T.	minimum v.Sciniendatum Lagech.
T.	regulare v. incus Teil
Ordre:	Desmidiaceae
Famille:	non determine
Closterium	chrenbergii v.chrenbergii-Menegh
Cosmarium	formosulum Holff
Staurostrum	avicula Breb
S. panadulatum Breb	
S. paradorum v porvum W.west	
S. sebaldi v porvum W.west	

S. tetracerum. Ralfs
 Ordre : Halosphaerales
 Famille: Gloecoccacées Ettl, H (1964)
 Pseudosphaerocystis lacustis (lemm.) Novakova
 Ordre: Oedogoniales
 Oedogonium sp
 Ordre:Sphaeropleales
 Famille: Sphaeropleaceae
 Schroederia setigera.lemm
 Ordre : Volvaceales
 Famille : Parasinophycées
 Gonium pectorale Guitard. Fibre,J
 Lundiella indica Sara et Shyam.
 Ordre: Zygnemetales
 Famille : Zygnematacées
 Mougeotia genuflexa (Dillwyn.AG)
 Classe: Chrysophyceae
 Ordre: Rhizochrysidales
 Famille : Rhizochrysidacées
 Chrysidiastrium ocellatum. Pasch
 Class : Cyanophyceae Schaffner, 1909
 Ordre: Chroococcales Wettstein, 1924
 Famille : Chroococcacées Nâgeli 1849. Gatt.etnzell. Algen
 Chroococcus minutus. (Kütz) Nâg.
 Gloecapsa minuta (Kütz.) Hollerb.
 G. turgidus. (Kütz) Nâg.
 Merismopedia glauca (Ehrbg) Nâg.
 M. punctata Meyen
 M. tenuissima. Lemm
 Microcystis aeruginosa. (Kütz) Kütz
 M. marginata (Menegh.) Kütz
 M. pulverca (Wood) Forti.
 M. sp
 Synechocystis aquatilis Sauva-geau
 S. diplococcus (Pring-shein.) nov-comb.
 Ordre : Nostocales
 Famille : Nostocacées Dumotier, 1829
 Anabaen sp
 Aphanizomenon flosaquae forme gracile lemm
 A.Gracile lemm.
 Famille : Oscillatoriacées (Gray, 1821) Bory de St
 Vincent, 1827, Dict, hist.nol 12.
 Isocystis sp
 Lyngbya sp
 Oscillatoria chlorina Kütz.
 O.exilis v. sequana nov.
 O.putrida Schmidle
 O. subsalsa (Oersted) nov.comb
 Pseudanabaena catenata Lauterb.
 P. galente Bocher.
 Class : Diatomophyceae
 Ordre: Coscinodiscales
 Famille : Coscinodiscacées Kütz.1844
 Cyclotella chaetoceras (Kütz).Breb.
 C.maneghiniana Kütz
 Stephanodiscus minutus Cleve et Möller
 Ordre: Diatomales
 Famille : Diatomacées
 Synedra actinastriodes (lemm)

CHAPITRE 3: CHIMIE ET QUALITÉS TROPHIQUES DES EAUX DU LAC

S.	sp.
Tabellaria	sp.
Ordre : Naviculales	
Famille : Naviculacées Kütz., 1844	
Ampho	sp.
Brebissonia	boekii (ehrbg.) Grunov.
Cymbella	cuspidata v. anglica (Lagst) CLEVE-EULER
Entomoneis	gigantea (grunov.) Poulin et al.
Gomphonema	gracile (ehrbg)
G.	sp.
Gyrosigma	attenuatum (Kütz) Rabh.
G.	eximium (Thwaites) Boyer.
G.	sp.
Mastogloia	sp.
Navicula	cuspidata (Kütz) Kütz.
N.	digitaria (greg) Schmidt.
N.	hyalina
N.	rhynchocephala Kütz.
N.	sp.
Neidium	sp.
Pleurosigma	sp.
Famille : Nitzschiacées Grunov, 1860	
Nitzshia	bilobata W. Smith
N.	closterium (ehrbg) W. Smith
N.	dissipata Kütz. Grunov
N.	longissima Ralfs
N.	sp.
Famille: Surirellacées	
Surirella	robusta Ehrbg
S.	spiralis Kütz
S.	sp.
Classe: Dinophyceae G.S. West et Fritsch, 1927	
Ordre: Peridiniales Haekel, 1894	
Famille: Peridiniacées Ehrbg, 1828	
Peridinium	sp.
P.	spp.
Classe: Euglenophyceae	
Ordre: Euglenales	
Famille: Euglenacées	
Euglena	acus Ehrbg
E.	sp.
E.	spp.
Phacus	tortuosus Roll.
Strombomonas	acuminata (Schnarda) Delfandre
S.	fluvialis (lehm) Delfandre
S.	sp.
S.	spp.
Trachelomonas	hispidula v. coronata (lehm)
Classe: Xanthophyceae ALLORGE, 1930	
Ordre: Mischococcales Fott (Alegankunde, 1959)	
Famille: Characiopsidacées	
Characiopsis dubia Pasch	
Famille: Pleurochloridacées	
Goniochloris	fallax Fott, Fo
G.	sculpta Gelt.
G.	sp.
G.	tetragona Pasch.
Pseudostaurastrum	hastatum. V. platinum (Reinch) chod.
P.	imneticum (Borge) chod.
Tetraedriella	subglabosa Pasch.
Famille : Sciadiacées Borzi, 1894	
Ophicytium	capitatum (Wolle). Rambouillet.

3.4.2. Distribution spatio-temporelle de la composition phytoplanctonique

3.4.2.1. Distribution mensuelle

Tableau 31: Variation de la composition taxonomique du phytoplancton dans les eaux du lac Oubeira à travers les stations A, B, C, D et E durant la période d'étude.

Espèces	Date		
	Novembre 2004	Décembre 2004	Mars 2005
I-Classe: Chlorophycées			
Ordre: Chlorococcales			
Ankistrodesmus falcatus	ACD	D	BCD
Chlorella vulgaris	ABDE		ABCDE
Cloromirus pauli	AB	ACDE	C
Coelastrum sp	ABCDE	BCDE	ABCDE
Crucigenia quadrata	AB	CE	AD
C. tetrapedia	AB	D	
Dactylosphrium jurisii	ABDE	E	BDE
Dicloster acutus	ABCDE	ABCDE	DE
Kirchneriella lunaris	ABCDE		
K. sp	ABCDE	ABD	
Scenedesmus abundans	ABCDE	ABCDE	AE
Sc. acuminatus	ABCDE	ABCDE	ACDE
Sc. bijugatus	ABCD	ABCDE	BC
Sc. caudatus	A		BD
Sc. dimorphus	ABCDE	BD	ABCDE
Sc. ecornis			DE
Sc. ellepticus	AB	B	
Sc. falcatus	ABDE	AB	ACDE
Sc. falcatus maximus	ABD	E	ACDE
Sc. intermedius	ABCDE	ABCDE	ACDE
Sc. oahuensis	D		BCD
Sc. opoliensis	ABCD	B	ABC
Sc. quadricauda	ADE	ABCD	ABCDE
Sc. quadricauda v. oahuensis	A		
Sc. sp	AD		
Selenastrum bibrarianum	ABCD	ABCDE	ABCDE
Tetrastrum staurogeniaeforme	ABCDE	CDE	AE
T. triangulare	BD	BD	ABCE
Tetraedron caudatum	ABCDE	ABCDE	ABDE
T. minimum (N. Braun) Hansg	ABC	BC	BCD
T. minimum V. Scibiendatum legeh	ABDE	ABDE	BD
T. regulare	ADE	ACE	BDE
Treubaria triappendiculata	BDE		C
Pediastrum boryanum	ABCDE	ABDE	ABCDE
P. clathratum	ABCDE	BE	ABCDE
P. duplex	ABCDE	AB	ABCDE
P. simplex	ABD	D	ABCDE
P. sp	ABCDE	E	ABCE
P. tetras	ACDE	ABDE	ABCDE
P. tetras v. tetraodon	ABCD		AB
Ordre: Desmidiaceales			
Closterium chrenbergii			E
Cosmarium formosulum	B		BDE
Storastrum avicula			DE

CHAPITRE 3: CHIMIE ET QUALITÉS TROPHIQUES DES EAUX DU LAC

S.paradarum	C D	A	ACDE
S. sebaldi			DE
S. tetracerum	D	CD	BCDE
Ordre: Halosphaerales			
Pseudosphaerocystis lacustis			ABCD
Ordre: Oodogoniales			
Oodogonium sp.	D		D
Ordre: Sphaeropleales			
Schroederia setigera	DE	ABCD	
Ordre: Volvaceae			
Gonium pectorale	AB	E	ABCDE
Lundiella indica	A		E
Ordre: Zygnematales			
Mougeotia genulflexa	ACDE	ABDE	ABCDE
Classe: Chrysophycées			
Ordre: Rhizochrysidales			
Chrysidiastrum ocellatum	ABC	C	C
Classe: Cyanophycées			
Ordre: Chroococcales			
Chroococcus minutus	ACDE	AB	
Gloecapsa minuta	ACDE	BE	ABCDE
G. turgida	ABCDE	D	ABCD
Merismopedia glauca	CDE	DE	AB
M. punctata	ABCD		
M. tenuissima	ABCDE	ABCDE	ABCDE
Microcytris aeruginosa	ABCDE	ABCDE	ABCDE
M. marginata	ACDE	CDE	ACDE
M. pulverca	ABCD	BE	
M. sp.	A	C	
Synechocystis aquatilis	ABCDE	ABCDE	ABCDE
S. diplococcus	D		BCDE
Ordre: Nostocales			
Anabaena sp.	A		
Aphanizomenon flosaquare	DE	B	
Aphanizomenon gracile	ABCDE	ABCDE	
Isocytis sp.	BCDE		A
Lyngbya sp.	ABCDE	ABCDE	ABCD
Oscillatoria chlorina	ABCDE	ACDE	AC
O. exilis	ABCDE	ABCDE	ABDE
O. putrida	ABCDE	ABCE	AE
O. subsalsa		ABCE	
Pseudanabaena catenata	ACDE	ABCDE	
P. galente	CDE	ABDE	E
Classe: Diatomophycées			
Ordre: Coxinodiscales			
Cyclotella chaetoceras	D	CDE	ABCDE
C. maneghiniana	BCDE	ADE	ABCDE
Stephanodiscus minutus	ADE	A	ACDE
Ordre: Diatomales			
Synedra actinastrides	ADE	DE	ABDE
S. sp.			ABC
Tabellaria sp.	AE	AB	ABDE
Ordre: Naviculale			
Amphora sp.	ABCDE		AD
Brebissoni boeckii	E	D	AC
Cymbella cuspidata	B	D	AE
Entomoneis gigantea	A		

CHAPITRE 3: CHIMIE ET QUALITÉS TROPHIQUES DES EAUX DU LAC

Gomphonema	sp.	D		E
Gyrosigma	attenuatum	A		AC
G.	eximium		A	
G.	sp.			AB
Mastogloia	sp.	A		
Navicula	cuspidata	CD		ABCD
N.	digitoradiata	D	E	AC
N.	hyalina	BCE	BDE	AB
N.	rhynchocephala	C	ABDE	AE
N.	sp.	AC	CDE	D
Neidium	sp.			ABCDE
Nitzschia	bilobata	ABCDE	ABCDE	ABCDE
N.	clostenium	ABCDE	ABCDE	A
N.	dissipata	D		ABCDE
N.	longissima	BCDE	BCDE	ABCDE
N.	sp.	BCD	ABCDE	DE
Pleurosigma	sp.	D	D	ABD
Surirella	robusta			DE
S.	sp.			D
Surirella	spiralis			BE
S.	sp.			C
Classe: Dinophycées Ordre: Peridinales				
Peridinium	sp ₁ .	ABCDE	ABCDE	BCE
P.	sp ₂ .	A	ACE	
P.	sp ₃ .	A		
P.	sp ₄ .		CD	
Classe: Euglenophycées Ordre: Euglemales				
Euglena	acus	E	ABCDE	ABCE
E.	sp.	ABDE	ABD	ABCDE
E.	spp.	ABCD	ABCD	AD
Phacus	tortuosus	E	E	C
Strombomonas	acumunata	D	AE	ABCDE
S.	fluviatilis	D		ABCD
S.	sp.	AD		DE
S.	spp.			D
Trachelomonas	hispida			D
Classe: Xanthophycées Ordre: Mischrococcales				
Characiopsis	dubia			C
Goniochloris	fallax	ABD	CE	ABCDE
G.	sculpta	ABCDE	ABCDE	ABCE
G.	sp.	E		A
Ophicytium	capitatum		E	
G.	tetragona	A		
Pseudostaurastrum	hastatum			ABCE
P.	limneticum			ADE
Tetraedriella	subglabosa	AD	ACDE	ACDE

L'analyse de la composition taxonomique du microphytoplancton, a démontré selon le tableau 31 où la contribution des différents groupes phytoplanctoniques dans les cinq stations était assez semblable durant la période d'étude et avec une quasi-dominance des Chlorophycées (47,11 %).

L'homogénéité des masses d'eau par les vents et les conditions physico-chimiques, explique à la fois l'importance de l'apparition des Chlorophycées et leur répartition de façon comparable dans les différentes zones du lac.

Le tableau 31 nous informe que les cent trente (130) espèces identifiées, se sont manifestées dans leurs ensembles durant les trois mois d'études avec 847 fois à travers les cinq stations d'échantillonnages. Elles sont apparues 315 fois pendant le mois de novembre, avec des révélations de 156 fois des Chlorophycées, 80 fois des Cyanophycées et 45 fois des Diatomées. Les Dinophycées, les Xanthophycées et les Euglénophycées se sont produites dans un ordre croissant de 6, 11 et 14 fois. On constate durant ce mois de novembre que les Chlorophycées dominent par une distribution plus large à travers les eaux du lac. Les Cyanophycées, sont moins diversifiées que les Diatomées, mais ils se dispersent presque doublement dans les eaux durant le mois de novembre.

Le mois de décembre se démarque par une diminution de la distribution des espèces microphytoplanctoniques et cela par une apparition uniquement de 100 fois pour les Chlorophycées, 65 fois pour les Cyanophycées et 40 fois pour les Diatomées. Les Dinophycées, les Euglénophycées et les Xanthophycées se sont manifestées durant ce mois de décembre respectivement dans un ordre croissant de 10, 12 et 15 fois.

Le mois de décembre dévoile une réduction dans le nombre d'apparition de 35,90 % pour les Chlorophycées, 18,75 % pour les Cyanophycées et 11,11 % pour les Diatomées et cela dans leur répartition à travers la surface des eaux du lac. Ceci est sûrement dû au début du déversement des eaux du lac vers oueds El-Kebir-Est et l'élimination d'un grand nombre d'espèces phytoplanctoniques, produites le plus durant la fin de la saison estivale.

Le mois de mars est caractérisé par une répartition plus importante à travers les eaux du lac pour les Chlorophycées, pour les Diatomées, pour les Euglénophycées et pour les Xanthophycées. Elle s'est manifestée par des nombres de fois d'apparition respectivement aux espèces des classes déjà citées comme suit: avec, 143 fois, 59 fois, 25 fois et 22 fois. Une nette réduction est constatée durant ce mois de mars 2005 dans la répartition des Cyanophycées, avec une manifestation seulement de 34 fois de leurs espèces. Ceci est dû aux changements dans la composition physico-chimique des eaux du lac et aux conditions trophiques, en sachant qu'ils sont tous les deux régis par les mêmes conditions climatiques de la saison.

3.4.2.2. Distribution spatiale

3.4.2.2. 1. La station A

Selon le tableau 31 et la figure 31, cent dix (110) espèces microphytoplanctoniques ont été recensées dans la station A, et elles sont représentées principalement par trois classes, qui se nomment comment suit: les Chlorophycées, les Diatomées et les Cyanophycées. Ces classes microphytoplanctoniques sont évoquées respectivement par 45 espèces (40,90 % du peuplement), 27 espèces (24,54 % du peuplement) et 21 espèces (19,09 % du peuplement).

Les Xanthophycées, les Euglenophycées, les Dinophycées et les Chrysophycées par contre ils sont représentés successivement dans un ordre décroissant par 7 espèces (6,36 % du peuplement), 6 espèces (5,45 % du peuplement), 3 espèces (2,72 % du peuplement) et de 1 espèce (0,90 % du peuplement).

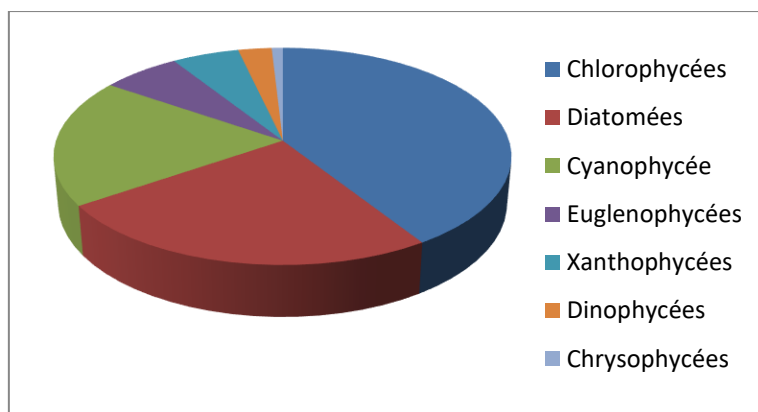


Figure 31: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station A.

3.4.2.2. 2. La station B

Selon le tableau 31 et la figure 32, montrent que 94 espèces ont été dénombrées dans la station B et elles sont représentées principalement par trois classes, qui se nomment comme suit: les Chlorophycées, les Cyanophycées et les Diatomées. Ces classes microphytoplanctoniques sont rappelées respectivement par 44 espèces (46,80 % du peuplement), 21 espèces (22,43 % du peuplement) et 20 espèces (21,77 % du peuplement).

Les Euglenophycées, les Xanthophycées et les Dinophycées par contre ils sont représentés successivement dans un ordre décroissant par 5 espèces (5,31 % du peuplement), 3 espèces (3,19 % du peuplement), 3 espèces (2,72 % du peuplement) et une de 1 espèce (1,06 % du peuplement).

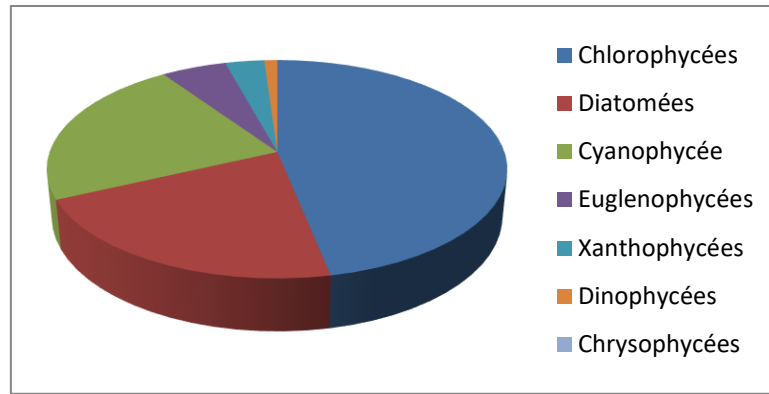


Figure 32: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station B.

3.4.2.2. 3. La station C

Le tableau 31 et la figure 33, nous indiquent que 92 espèces ont été dénombrées dans la station C, et elles sont représentées principalement par trois classes qui se nomment comme suit: les chlorophycées, les Cyanophycées et les Diatomées. Ces classes microphytoplanctoniques sont énoncées respectivement par 38 espèces (41,30 % du peuplement), 21 espèces (22,82 % du peuplement) et 18 espèces (19,56 % du peuplement). Les Euglenophycées, les Xanthophycées, les Dinophycées et les Chrysophycées par contre ils sont représentés successivement dans un ordre décroissant, par 6 espèces (6,52 % du peuplement), 5 espèces (5,43 % du peuplement), 3 espèces (3,26 % du peuplement) et de 1 espèce (1,08 % du peuplement).

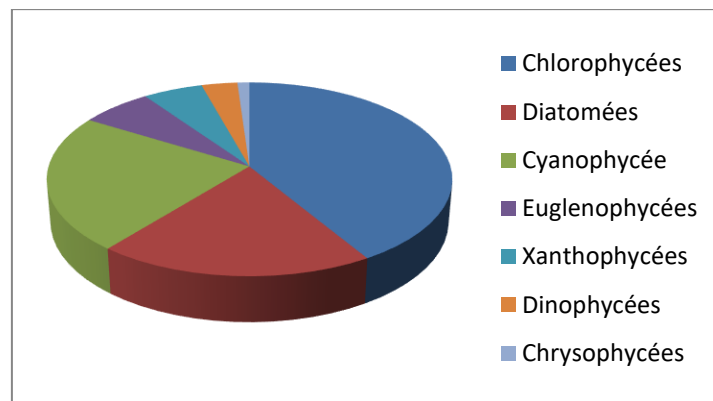


Figure 33: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station C.

3.4.2.2. 4. La station D

Le tableau 31 et la figure 34, nous dévoilent que 102 espèces ont été recensées dans la station D et elles sont représentées principalement par trois classes qui se nomment comme suit: les chlorophycées, les Diatomées et les Cyanophycées. Ces classes microphytoplanctoniques sont

exprimées respectivement par 47 espèces (46,07 % du peuplement), 22 espèces, (21,56 % du peuplement) et 20 espèces (19,60 % du peuplement). Les Euglenophycées, les Xanthophycées et les Dinophycées par contre ils sont représentés successivement dans un ordre décroissant, de 7 espèces, (6,86 % du peuplement), 4 espèces (3,92 % du peuplement) et de 2 espèces (1,96 % du peuplement).

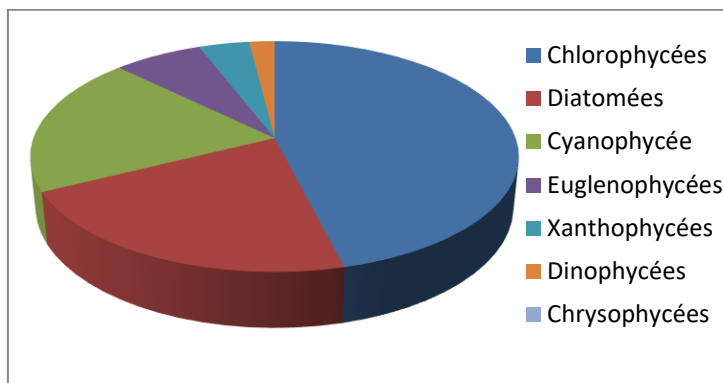


Figure 34: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station D.

3.4.2.2. 5. La station E

Le tableau 31 et la figure 35, nous divulguent que 96 espèces ont été recensées dans la station E, et elles sont représentées principalement par trois classes qui se nomment comme suit: les chlorophycées, les Diatoméeset les Cyanophycées. Ces classes microphytoplanctoniques sont révélées respectivement par 40 espèces (41,66 % du peuplement), 21 espèces (21,87 % du peuplement) et 20 espèces (20,83 % du peuplement). Les Xanthophycées, les Euglenophycées, les Dinophycées et les Chrysophycées par contre ils sont représentés successivement dans un ordre décroissant, de 7 espèces (7,29 % du peuplement), 5 espèces (5,20 % du peuplement), 2 espèces (2,08 % du peuplement) et de 1 espèce (1,04 % du peuplement).

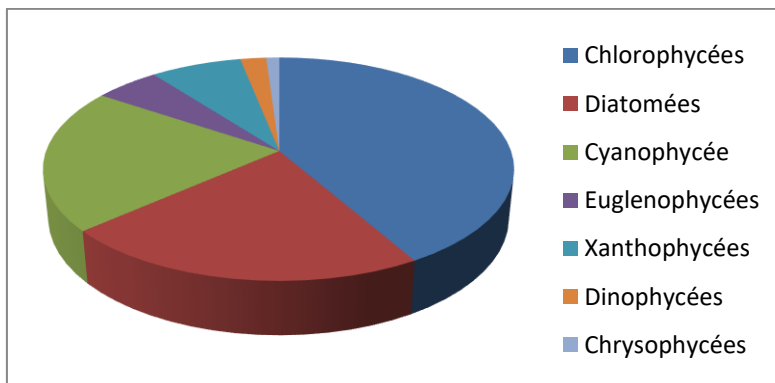


Figure 35: Les différentes classes phytoplanctoniques recensées dans la station E.

4. Discussion et conclusion

Le pH des eaux se manifeste dans des valeurs proches de la neutralité (6 à 9) et ce qui a été aussi décrit par Amri (2008), Meddour et Bouderdia (2011), Alayat et al., 2014, Bendjama et al., 2016. Ceci ne compromet pas, les activités physiologiques des organismes et la diversité biologique du lac (Stumm et Morgan, 1996; Herkovits et al., 2015). Durant l'hiver les teneurs du pH sont les plus basses, ceci est dû à l'influence des eaux en provenance du bassin versant du lac. Par exemple, dépendamment du type de végétation présent, ces eaux peuvent contenir de grandes quantités de substances organiques acidifiantes (Hade, 2002). Par contre les valeurs du pH qui sont légèrement alcalines peuvent être commandés par l'activité des divers organismes aquatiques et particulièrement l'importance de la photosynthèse (Dussart, 1966; Herkovits et al., 2015). Les variations mensuelles de la température de l'eau du lac suivent l'évolution des températures atmosphériques (Wetzel, 1983; Jacobsen et Dangles 2017). Selon Delince (1992) et Fieux et al., 2017, la température est un facteur déterminant qui agit sur la solubilité des sels et des gaz et qui à leurs tours, ces derniers agissent sur l'ensemble de l'écosystème. Les concentrations de l'oxygène dissous dans les eaux du lac sont favorables à la vie normale des organismes aquatiques (Water watch Australia Steering Committee, 2003). Leurs évolutions sont conditionnées en grande partie par les fluctuations des températures de l'eau (Arrignon, 1985), ceci a fait que les taux les plus importants de l'oxygène dissous se sont produits durant les basses et moyennes températures des eaux, par contre les plus faibles concentrations en oxygène dissous coïncident avec les plus fortes températures (Amri 2008; Bendjama et al., 2016). Malgré la différence de la concentration des eaux du lac en oxygène dissous d'une saison à une autre, ce dernier présente des valeurs appréciables parfois proches du taux de saturation considérées pour chaque tranche de température dans des conditions ordinaires (Arrignon, 1985 ; Rodier, 1996; Hade, 2002). Ceci pourrait être expliqué par la quantité de l'oxygène dissous qui est libéré dans les eaux durant le jour par l'activité photosynthétique (Dussart, 1966 et Eisenstadt et al., 2010). D'autre part le lac est sous l'emprise des vents dominants de la région d'étude durant les quatre saisons (Benyacoub et Chabi, 2000), car d'après Blottière et al., 2014, l'agitation de l'eau par le vent facilite la recharge des eaux en oxygène.

La comparaison des concentrations des sels majeurs, d'une station de prélèvement à une autre, ne montre pas de grands écarts entre leurs valeurs. Ceci explique un bon brassage des eaux, vu les faibles profondeurs de la lame d'eau et qui est en permanence sous l'influence

des vents dominants. En général l'enrichissement des eaux du lac en sels majeurs se fait par le lessivage des eaux de ruissellement des roches qui constituent le bassin versant du lac et qui sont essentiellement formées par des grés et des argiles. L'évolution des concentrations des sels majeurs durant le temps est tributaire du déroulement des saisons, qui se manifeste par une augmentation des teneurs des sels majeurs durant la période estivale et qui peut s'étendre jusqu'à l'automne. Elle est due à la réduction du niveau des eaux du lac par le phénomène de l'évaporation. Durant cette dernière, on enregistre les plus grandes valeurs des concentrations des sels majeurs, sauf pour le sodium et le potassium ou on mesure leurs fortes teneurs durant l'automne. Une diminution des concentrations des sels majeurs est constatée dès la fin de l'automne et durant tout l'hiver. Elle est le résultat de la multiplication des crues durant cette période et qui portent les eaux du lac à leur niveau maximum. Le printemps est marqué par une rehausse importante des concentrations des sels majeurs, avec un certain rapprochement dans leurs valeurs. Les concentrations du sodium, du potassium et des sulfates présentent pendant le printemps de faibles valeurs et cela rejoint les travaux de Saadali (2015) sur deux oueds qui alimentent le lac Oubeira. La dynamique de l'évolution des concentrations des sels majeurs, pressante donc une étroite relation avec le déroulement des saisons. Ces constatations ont été relatées par Zahi (2008) dans les eaux du lac Fetzara et par Zeghaba (2018) dans les eaux du barrage Hammam Debagh.

Les concentrations des sulfates par contre, indiquent une cinétique plus ou moins chaotique de leurs valeurs, qui sont indépendantes des facteurs climatiques. Selon Rodier, (1999) les chlorures dans les eaux naturelles varient de moins 25 mg/L⁻¹ à la valeur exceptionnelle de 1000 mg/L⁻¹ et qu'en France 90 % des eaux superficielles ont une teneur en chlorure inférieur à 200 mg/L⁻¹. L'organisation mondiale de la santé (OMS) recommande pour la consommation humaine comme valeur limite de 250 mg/L⁻¹ pour les chlorures et les directives du conseil des communautés européennes indiquent un niveau guide de 25 mg/L⁻¹ et une concentration maximale admissible de 250 mg/L⁻¹. Les concentrations des chlorures du lac Oubeira expriment des valeurs comparables à ceux des concentrations des eaux naturelles. L'origine des chlorures est liée principalement à la nature des terrains géologiques traversés par les eaux de ruissellement et d'infiltration qui peuvent être composées de formations salifères. L'abondance des argiles (Joleaud, 1936) dans notre région d'étude, peut faire l'objet d'une source importante pour les chlorures, et même l'proximité du lac à la Mer peut avoir un impact sur les teneurs de ses eaux en chlorures.

Dans les eaux naturelles les bicarbonates, varient en général de 10 mg/L^{-1} à 300 mg/L^{-1} et dans les régions calcaires de 100 mg/L^{-1} à 250 mg/L^{-1} (Rodier, 1999). Les concentrations du lac Oubeira en bicarbonates sont faibles à moyennes et relatent la qualité d'une eau naturelle. L'origine des bicarbonates sont les terrains à composition calcaire et peuvent être issus des rejets urbains et industriels.

Les concentrations des ions sulfates des eaux naturelles sont très variables. Dans les terrains ne contenant pas une proportion importante de sulfate minérale, elle peut atteindre des concentrations de 30 mg/L^{-1} à 50 mg/L^{-1} . Ces valeurs peuvent être largement dépassées jusqu'à 300 mg/L^{-1} dans les régions dont les terrains sont gypseux (Rodier, 1999) et en France 80 % des eaux superficielles ont des teneurs inférieures à 100 mg/L^{-1} . L'organisation mondiale de la santé (OMS) recommande pour la consommation humaine comme valeur limite pour les sulfates la teneur de 250 mg/L^{-1} et les directives du conseil des communautés européennes indiquent un niveau guide de 25 mg/L^{-1} et une concentration maximale admissible de 250 mg/L^{-1} . Les concentrations des sulfates du lac Oubeira relatent des valeurs analogues à ceux de la France et refléchissent des concentrations des eaux naturelles ne contenant pas une proportion importante de sulfate minérale.

Les concentrations du sodium dans les eaux du lac sont modérées, puisque le sodium varie dans les eaux naturelles de quelques dizaines à 500 mg/L^{-1} par litre et même au-delà (Rodier, 1999). L'organisation mondiale de la santé (OMS) recommande pour la consommation humaine comme valeur limite de 200 mg/L^{-1} pour le sodium et les directives du conseil des communautés européennes indiquent un niveau guide de 20 mg/L^{-1} et une concentration maximale admissible de 150 mg/L^{-1} . L'origine du sodium est en général la lixiviation des formations géologiques contenant du chlorure de sodium, mais il peut provenir de la décomposition de sels minéraux comme les silicates de sodium et d'aluminium, de retombées d'origine marine, de la venue d'eaux salées dans les nappes aquifères et de nombreux usages industriels. Les valeurs du sodium du lac Oubeira ne peuvent être qu'une réponse à un lessivage pauvre en sodium des terrains géologiques environnants.

Le potassium se trouve dans les eaux naturelles dans des teneurs qui ne dépassent pas les 10 mg/L^{-1} à 15 mg/L^{-1} (Rodier, 1999) et les directives du conseil des communautés européennes indiquent un niveau guide de 10 mg/L^{-1} et une concentration maximale admissible de 12 mg/L^{-1} . Les concentrations du potassium dans les eaux du lac sont normales et refléchissent des concentrations des eaux naturelles. L'origine du potassium est en général

la même que celui du sodium, mais dans des quantités plus faibles. Les concentrations du potassium dans les roches ignées peuvent égaler ceux du sodium et il peut provenir aussi des rejets des usines à engrais.

Selon Rodier (1999), le calcium est un des ions les plus répandus dans les eaux naturelles et les directives du conseil des communautés européennes indiquent pour la consommation humaine un niveau guide de 100 mg/L^{-1} . Les concentrations moyennes du calcium dans les eaux du lac Oubeira, refléchissent des concentrations analogues à ceux des eaux naturelles. Le calcium est très répandu dans la nature en particulier dans les roches sous forme de carbonates, les fortes concentrations dans les eaux de surface en calcium sont dues aux traversées des eaux de ruissellement des roches calcaires et gypseuses. La composition des terrains géologiques de notre région d'étude n'est pas importante en calcaire. Il existe par contre des formations quaternaires constituées d'une mollasse calcaire marine et dunaire qui est formée de sables consolidés par du carbonate de calcium (Joleaud, 1936) et qui peuvent être à l'origine du calcium des eaux du lac.

Le magnésium est très répandu dans la nature, avec une abondance géologique considérable surtout dans les calcaires et les dolomies et il a une vaste utilisation industrielle (produits chimiques). Le magnésium est très variable dans les eaux naturelles allant de quelques milligrammes à plusieurs centaines de milligrammes (Rodier, 1999). Les directives du conseil des communautés européennes indiquent un niveau guide de 30 mg/L^{-1} et une concentration maximale admissible de 50 mg/L^{-1} . Les concentrations moyennes du magnésium dans les eaux du lac Oubeira, reproduisent des concentrations similaires à ceux des eaux naturelles.

On peut conclure que les eaux du lac Oubeira avec leurs deux faciès chimiques, le chloruré calcique et le chloruré magnésien, sont comparables aux faciès chimiques décrits par Saadali (2015) et qu'elles sont de bonne qualité à travers les saisons, semblables aux eaux naturelles et qu'elles peuvent être consommées sans danger pour la santé humaine, selon l'OMS et les directives du conseil des communautés européennes.

L'azote minéral dissous qui est composé par l'azote ammoniacal (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-) et dont leurs valeurs sont proches aux concentrations normales des eaux de surface non polluées.

La majorité des concentrations de l'ammonium (NH_4^+) dans les eaux du lac sont considérées comme très faibles selon les travaux de Loquet et al., (2000). Les nitrates (NO_3^-) sont la principale forme d'azote inorganique dissoute dans les eaux du lac. Ils se manifestent dans leurs ensembles avec des teneurs proches de la valeur seuil de 1 mg/L^{-1} ($16 \text{ } \mu\text{mol /L}^{-1}$) évoquée par l'OCDE (1982) ; Meybeck et al., (1989) ; Barroin (1991) ; Lacaze (1996); Sehili (2008) ; Mouissi et Alayat (2016). Les nitrites (NO_2^-) s'expriment avec des concentrations très faibles dans les eaux du lac Oubeira et voisines des valeurs de $25\text{-}50 \text{ } \mu\text{g /L}^{-1}$ ($0,40 \text{ à } 0,80 \text{ } \mu\text{mol /L}^{-1}$) décrites par Lacaze (1996) ; Sehili (2008) ; Mouissi et Alayat (2016) et Guellati (2018) dans le cas des eaux naturelles de surface.

Une phase d'épuisement pour l'ensemble de l'azote minéral dissous se produit pendant une période de 06 mois à partir du mois de mai jusqu'au mois d'octobre avec des valeurs critiques et qui sont en dessous du seuil de $50 \text{ } \mu\text{g /NL}^{-1}$ à $100 \text{ } \mu\text{g /NL}^{-1}$ ($4 \text{ à } 7 \text{ } \mu\text{mol /NL}^{-1}$). Ceci implique que ces faibles concentrations sont susceptibles de provoquer une carence nutritive en azote et de limite la production dans les eaux du lac (Dauta, 1982 ; Cembella et al., 1984 ; Lacaze, 1996; Mischler et al., 2014; Scott et al., 2019). Ces conditions sont en faveur d'une prolifération importante des cyanobactéries fixatrices d'azote atmosphérique dans le milieu (Rhee et Gotham, 1980 ; Smith, 1983; Levich, 1996 et Paerl, 2008).

Une période d'enrichissement en azote minéral dissous se d'éclanche dès la fin du mois de décembre jusqu'au mois de mars 2005. Les valeurs de celle-ci traduisent une fertilisation des eaux par l'azote minéral, notamment entre les mois de janvier et de février par l'ammonium et de février à mars 2005 par les nitrates. Ceci indique une influence anthropique suite aux lessivages des terres agricoles, puisque les valeurs des nitrates dépassent légèrement le seuil énoncé par l'OCDE (1982); Meybeck et al., (1989) ; Barroin (1991) et Lacaze, (1996).

Les concentrations de l'azote organique dissous (NOD) dans les eaux du lac sont plus importantes que celles de l'azote minéral dissous. Il représente 65,53 % de l'azote total dissous estimés durant notre étude. Une réduction dans les concentrations de l'azote organique dissous (NOD) d'une manière plus ou moins continue est observée entre le mois d'août et le mois de décembre mais avec des teneurs viables. Durant les autres mois d'étude à l'exception de quelques valeurs, l'azote organique dissous (NOD) peut-être à l'origine d'une fertilisation des eaux du lac en azote (Lacaze, 1996). Selon Ballay (1992), les composés azotés organiques se dégradent rapidement en libérant de l'azote ammoniacal.

On suppose donc que les eaux du lac trouvent une compensation entre les valeurs de l'azote minéral dissous et celles de l'azote organique dissous (NOD) à travers le temps et l'espace. Ceci rend l'azote total dissous (qu'il soit minéral ou organique) biologiquement disponible durant toute notre période d'étude et en aucun cas il ne peut faire l'objet d'une carence nutritive.

Les concentrations de l'orthophosphate (PO_4^-) sont très faibles dans les eaux du lac Oubeira par rapport à celles rapportées par Sehili (2008), Bensafia (2005) et Guellati (2018). Les valeurs de l'orthophosphate (PO_4^-) sont nuls sur une longue période située entre le mois de mars jusqu'au mois de juillet. Les concentrations viables par contre, qui excèdent la valeur seuil de $0,1 \mu\text{mol} / \text{L}^{-1}$ d'après Dauta (1982) ; Cembella et al., (1984) ; Lacaze (1996), elles ne se manifestent que durant le 18 septembre, du 15 décembre au 14 janvier et le 31 mars 2005 . On constate que l'orthophosphate (PO_4^-) se produit dans les eaux du lac principalement durant la période des pluies. D'après Barroin (1990) et Tufekcioglu et al., (2012), l'orthophosphate (PO_4^-) est bien retenu par les sols des bassins versants et qu'il est difficile à être érodé hors cette saison des pluies. La rareté et la réduction des valeurs de l'orthophosphate (PO_4^-) est suivi par les concentrations souvent élevées de la chlorophylle a pratiquement durant tout le cycle d'étude. Ceci ne peut témoigner que de la grande productivité du phytoplancton dans les eaux du lac et dont l'orthophosphate (PO_4^-) constitue une substance nutritive essentielle (Capblancq et Decamps, 2002). Il ne faut pas négliger l'action du brassage des eaux par les vents et qui est amplifiée par les faibles profondeurs des eaux du lac. Cela peut provoquer une adsorption des orthophosphates par les matières en suspension et surtout les particules métalliques du fer et de l'aluminium (Barroin, 2003). Il est de même pour les particules de calcium et d'argile et ce qui provoque la diminution des orthophosphates dans le milieu (Barroin, 2003). La source du phosphore est strictement géologique, elle est en moyenne de 0,1 % dans les sols et en quantité très faible dans les systèmes naturels (Barroin, 2003). La rareté du phosphore dans les eaux douces et sa présence sous forme d'orthophosphate (PO_4^-), ne représente que 10 % du phosphore total directement assimilable par le plancton et les algues (Premazzi et Cardoso, 2001).

Les concentrations du phosphore organique dissous (POD) relatent en général des teneurs identiques à celles des eaux naturelles (Loquet et al., 2000). Elles sont en moyennes dix fois supérieures à celles de l'orthophosphate (PO_4^-) et constituent 92 % du phosphore total dissous mesuré dans les eaux du lac. Le phosphore organique dissous (POD) est une autre forme

biodisponible du phosphore. Il peut être utilisé par le plancton et les algues grâce à des phosphatases liées à leurs membranes cellulaires ou libérées dans le milieu (Soeder et al., 1971; Fogg, 1973 et Lin et al., 2016). La consommation du phosphore organique dissous (POD) se produit par le plancton lors d'une déficience des cellules en phosphore. Elle se manifeste par la production de ces phosphatases et qui est freinée par un ajout d'orthophosphate (PO_4^-) dans le milieu (Fogg, 1973; Healey et Hendzel, 1979). Ceci peut expliquer les compensations qui se produisent entre les concentrations des orthophosphates (PO_4^-) et du phosphore organique dissous (POD) selon leurs disponibilités dans les eaux lac. Nous distinguons que les plus faibles valeurs des concentrations du phosphore organique dissous (POD) sont mesurées entre les mois de mars et de décembre et surtout durant le 05 mai, le 06 juin et le 18 septembre. Durant ces derniers mois et dates les concentrations du phosphore organique peuvent provoquer des carences nutritives en phosphore dans le milieu. Le phytoplancton a la possibilité de stocker le phosphore à l'intérieur de ses cellules pour faire face ou moments de son épuisement (Rhee, 1973; Brow et Harris, 1978; Nalewajko et Lean, 1978; Brembu et al., 2017; Hunter et al., 2018; Huang 2019). Selon Fogg (1973). Les réserves intercellulaires du phosphore apparaissent sous la forme de granules métachromatiques. Ces derniers augmentent de nombre et de taille lorsque le phosphore est abondant dans le milieu et ces granules métachromatiques diminuent pendant les périodes de déficiences. D'autre part l'absence de la quantification de la charge du phosphore particulaire durant notre étude et dont il constitue une forme biodisponible majoritaire du phosphore (Meybeck, 1982 et Wang, 2015). Cette omission nous a conduit à une sous-estimation de la charge du phosphore (Bentley et al., 1993 et Lane et al., 1993), d'où on suggère une certaine compensation nutritive entre les différentes formes du phosphore dans les eaux du lac Oubeira et cela à travers les quatre saisons.

Les matières en suspension (MES) sont composées en moyenne de 81 % de matière inorganique et de 19 % de matière organique c'est-à-dire par le carbone organique particulaire (COP). Cela implique que le phénomène d'érosion est très important dans notre région d'étude puisqu'il est à l'origine de cette fraction minérale qui compose la majorité des matières en suspension (MES) (Wasson et al., 1991; Orange, 1992; Veyssy, 1998; Orange et al., 2002; Meybeck et Moatar 2012; Youcef et Amira 2017; Amira et Boughdah 2018). Ces dernières trouvent aussi leurs importances dans les eaux du lac Oubeira même pendant la

saison sèche (de mai à septembre) suite à leurs remises en suspension par les vents à partir du sédiment.

Les concentrations du carbone organique particulaire (COP), sont fortement influencées par l'importance des proliférations phytoplanctoniques dans les eaux du lac et cela surtout durant la saison sèche (Picouet, 1999 et Ounissi et al., 2018). Ceci est illustré par la manifestation des plus fortes concentrations du carbone organique particulaire (COP) et des concentrations de la chlorophylle a entre les mois de juin à décembre et ce qui a engendré ainsi une contribution de 62,55 % du carbone organique particulaire (COP) au stock total mesuré dans les eaux du lac. On considère que cette quantité du carbone organique particulaire (COP) durant la période indiquée comme étant autochtone à notre hydrosystème (Orange et al., 2004).

Les concentrations des matières en suspension (MES) dans les eaux naturelles sont presque toujours inférieures à 25 mg/L^{-1} d'après Rodier et al., (1996) en dehors des périodes des crues. On estime que les valeurs des matières en suspension (MES) des eaux du lac sont assez élevées, puisque cette valeur est largement dépassée pendant la période d'étiage située entre les mois de juillet et d'octobre. Par contre à partir de la concentration de 75 mg/L^{-1} dans les valeurs des matières en suspension (MES), on dit que la situation est particulière ou anormale (Nisbet et Verneau, 1970). Cette valeur des matières en suspension (MES), est observée et même dépassée durant le mois de septembre et aussi entre les mois de janvier et de février 2005. Ces teneurs très élevées des matières en suspension (MES), peuvent réduire la production et la diversité des eaux du lac (Arrignon, 1985). Les matières en suspension (MES), forment un écran à la lumière, consomment l'oxygène dissous et diminuent le stock de nutriment par adsorption (Nisbet et Verneau, 1970; Rodier et al., 1996).

Selon Orange et al., (2004), le carbone organique particulaire (COP) se manifeste dans les eaux de notre lac avec des concentrations relativement élevées. Il se trouve que les valeurs du carbone organique particulaire (COP) supérieures à 10 mg/L^{-1} et qui ont été enregistrées entre la fin du mois d'août et jusqu'au mois de février 2005, peuvent altérer la vie biologique des eaux du lac (Orange et al., 2004).

Les eaux du lac Oubeira sont en général très chargées et ce qui leur inflige une transparence des eaux qui est peu importante. Cette faible transparence des eaux résulte d'une part des petites profondeurs qui caractérisent les eaux du lac et ce qui favorise la remise en suspension du sédiment sous l'action des vents. D'autre part cette transparence est influencée par

l'abondance du phytoplancton pendant la saison sèche et l'ampleur de la charge des matières en suspension surtout durant la saison pluvieuse.

La chlorophylle a est considérée dans notre lac comme étant un indicateur de l'abondance (biomasse) des algues microscopiques, qui sont à la base des chaînes alimentaires (Pourriot, 1982 et Ramaraj et al., 2013). Les différents taux de la chlorophylle a peuvent être un indicateur de l'enrichissement par les matières nutritives. Durant le premier cycle hydrologique (2003/2004), la saison pluvieuse est accompagnée par une production de la chlorophylle a et dont la quantité a été estimée à seulement 7,40 % de la quantité totale de la chlorophylle a considérée dans les eaux du lac durant notre cycle d'études. Les concentrations de cette saison pluvieuse sont inférieures à la moyenne mensuelle puisqu'elles varient de 19 mg/m³ à 38,50 mg/m³ et elles sont considérées comme des valeurs élevées selon Rydin et Rast (1994). Cette production de la chlorophylle a est suivie par des taux de participation des composés azotés et phosphorés par rapport à leur biodisponibilité totale dans les eaux du lac. Ils ont contribué comme suit: 29 % des nitrates (NO₃⁻), 14 % de l'ammonium (NH₄⁺), les orthophosphates (PO₄⁻) sont nuls, 20,40 % de l'azote organique dissous (NOD) et de 12,70 % du phosphore organique dissous (POD). La production chlorophyllienne durant cette saison pluvieuse se nourrit donc essentiellement d'éléments nutritifs qui parviennent au lac par les eaux de ruissellement. Elle est basée sur les nitrates et le phosphore organique dissous (POD) du fait de sa reminéralisation rapide (Golterman, 1960; Pourriot, 1982 ; Lacaze, 1996; Guildford, 2000). Le phosphore organique dissous (POD) constitue ainsi une source biodisponible importante puisqu'on suppose que les orthophosphates (PO₄⁻) sont entièrement consommés. Nous suggérons que durant cette saison pluvieuse la production d'algale (chlorophyllienne) est dite nouvelle. Ceci est dû à une extrapolation de notre cas d'étude, à celui du système marin côtier décrit par Lacaze (1996), dont lequel la production dépend des nitrates.

La saison sèche de ce premier cycle hydrologique est marquée par l'importance des teneurs de la chlorophylle a. Elles atteignent entre le mois d'août et d'octobre les valeurs les plus élevées et qui varient de 118,50 mg/m³ à 311,60 mg/m³. On estime que les concentrations de la chlorophylle a, ont participé durant cette saison avec 64 % de la quantité totale mesurée durant notre cycle d'études. Selon Lacaze (1996), la production qui a généré cette biomasse de la chlorophylle a est dite production de régénération. Elle est fondée essentiellement sur des éléments nutritifs issus du recyclage des matières libérées et excrétées à partir du réseau

trophique de l'écosystème et plus précisément, elle se base sur l'ammonium et l'azote organique dissous (NOD). Le pourcentage de contribution des éléments nutritifs durant cette production chlorophyllienne par rapport à leur quantité totale biodisponible dans les eaux du lac est de: 26 % de l'ammonium (NH_4^+), 6,60 % des nitrates (NO_3^-), 23,70 % de l'azote organique dissous (NOD), 17,20 % d'orthophosphate (PO_4^-) et 24,70 % du phosphore organique dissous (POD). Il est à signaler que cette période sèche est caractérisée par les plus fortes températures, de faibles concentrations en oxygène dissous et les plus faibles profondeurs et volumes des eaux du lac. Ceci est en faveur d'un milieu qui a tendance à basculer dans des conditions de réduction. Cela suppose qu'une partie des concentrations des orthophosphates durant cette période sont favorisées par un relargage à partir des sédiments (Hasnaoui, 2001).

La saison pluvieuse du deuxième cycle hydrologique (2004/2005) regroupe les plus importants taux de participation des composés azotés et phosphorés par rapport à leur biodisponibilité totale dans les eaux du lac. Ils ont contribué avec les pourcentages suivants : 73 % d'ammonium (NH_4^+), 64,50 % des nitrates (NO_3^-), 56 % d'azote organique dissous (NOD), 83 % d'orthophosphate (PO_4^-) et 62,50 % de phosphore organique dissous (POD). Cet enrichissement des eaux du lac par les éléments nutritifs se produit le plus entre les mois de janvier à mars 2005. Malgré ces grandes contributions issues essentiellement des eaux de lessivages, les concentrations de la chlorophylle a ne représentent que 28,50 % de la quantité totale produite dans les eaux du lac. Les plus fortes concentrations de la chlorophylle a durant cette saison pluvieuse, elles se sont produites au début de celle-ci, entre les mois de novembre et de janvier dans des conditions nutritives faibles. Elles se sont manifestées avec des valeurs moyennes de la chlorophylle a qui décroît de 157 mg/m^3 à 51 mg/m^3 . Elles regroupent ainsi l'essentielle de la masse chlorophyllienne, produite durant cette saison pluvieuse mais dans des conditions nutritives faibles. Cette saison pluvieuse du deuxième cycle hydrologique est caractérisée par les plus grands volumes d'eau du lac (la période des crues), suite aux précipitations importantes dans la région d'étude. Ceci va augmenter le taux de renouvellement des eaux du lac, par leurs déversements vers oued El- Kebir-Est via son émissaire oued Messida. Le renouvellement des eaux affecte l'estimation réelle de la chlorophylle a, produite puisqu'une grande quantité du phytoplancton est éliminée du plan d'eau. Cela explique la réduction des concentrations de la chlorophylle a durant la période qui se situe à partir du mois de janvier jusqu'au mois de mars 2005 malgré les quantités les plus

importantes biodisponibles des éléments nutritifs durant notre cycle d'études. Nous considérons que la saison pluvieuse est à l'origine de l'enrichissement des eaux du lac par les sels nutritifs et des matières organiques dissoutes et particulaires mais il reste que celle-ci soit tributaire de l'importance des hauteurs des précipitations reçues par le lac et son bassin versant durant un cycle hydrologique.

Le niveau trophique refléchi par les eaux du lac est hypereutrophe. Ce classement du lac par rapport à son niveau trophique, il est établi par la comparaison des valeurs des concentrations de la chlorophylle a, la concentration moyenne annuelle de la charge totale du phosphore (la somme des concentrations du PO_4^- et du POD) et les valeurs de la transparence des eaux aux travaux réalisés par l'OCDE (1982). Si on intègre la notion du cycle hydrologique dans le classement du lac par rapport à son niveau trophique, nous considérons que notre lac passe par deux états trophiques.

Une phase où le niveau trophique des eaux est mésotrophe lorsque le taux de renouvellement des eaux est important et cela à partir du mois de janvier jusqu'au mois de mai (OCDE, 1982). Une deuxième phase où le niveau trophique des eaux est hypereutrophe favorisé par la durée de la saison estivale qui s'étale du mois de juin au mois de septembre et dont laquelle le volume des eaux du lac est réduit à son plus bas niveau.

Le comblement prononcé de l'émissaire (oued Messida) du lac par de la vase, a réduit considérablement le déversement des eaux du lac vers oued El Kebir-Est. Ceci a rendu impossible le renouvellement des eaux du lac durant les mois d'octobre et de novembre malgré les hauteurs importantes des précipitations. Cette situation plonge les eaux du lac dans un endoréisme partiel. De ce fait le temps de séjour des eaux du lac est prolongé, il conserve la forte biomasse phytoplanctonique générée durant la saison sèche et l'état hypereutrophe du lac est maintenu aussi jusqu'au début du déversement des eaux du lac. Le début du déversement des eaux du lac se produit à partir du mois de décembre et sous une pluviométrie cumulée de 556,81 mm. Cette pluviométrie engendre un volume de rupture dans les eaux du lac de 36.10^6 m^3 , une profondeur moyenne de 1,55 m et ceux qui annoncent le commencement du déversement des eaux du lac vers oued El Kebir-Est. Durant l'année hydrologique 1996/1997 par comparaison aux travaux de Messerer (1999), le lac a subi un endoréisme total suite à une pluviométrie annuelle de 432 mm. Cette pluviométrie à générer un volume annuel maximum dans les eaux du lac de 32.10^6 m^3 et une profondeur moyenne de 1,40 m (Messerer, 1999). On peut conclure que le volume de rupture et la profondeur

moyenne, qui sont mesurés pendant le mois de décembre, impliquent la notion du niveau minimum et de la profondeur moyenne minimum à atteindre dans les eaux du lac pour qu'une éventuelle vidange se produise vers oued El Kebir-Est. La saison pluvieuse a cumulé jusqu'au mois de janvier une hauteur des précipitations de 676,05 mm et ce qui a incité une augmentation du volume des eaux du lac à 41.10^6 m^3 et sa profondeur moyenne à 1,80 m. Ce volume et cette profondeur moyenne, ils sont suivis par des écoulements importants des eaux du lac vers oued El Kebir-Est. La réduction importante dans les concentrations de la chlorophylle a pendant le mois de janvier est perçue comme un indicateur d'un bon renouvellement des eaux du lac et qui ne peut se produire qu'à partir de cette importante hauteur de précipitation de 676,05 mm.

Plusieurs travaux notamment, ceux de Garnier et al., (1992) et de Sept et Reynolds (1995) ont montrés que la communauté phytoplanctonique d'un plan d'eau est fonction de la température, de la lumière, des nutriments et du broutage. Selon Reynolds et Descy (1996), la dynamique du phytoplancton est également étroitement liée avec le mouvement de l'eau. Justement c'est dans des conditions particulières, qu'on a pu identifier les 130 espèces microphytoplanctoniques qui peuplent les eaux du lac Ouberira durant notre étude.

Le phytoplancton étudié dans notre lac est constitué principalement de Chlorophycées (53 taxons), de Diatomées (31 taxons) et de Cyanophycées (23 taxons). Les Euglénophycées, les Xanthophycées, les Dinophycées et les Chrysophycées sont représentées respectivement par 9 taxons, 9 taxons, 4 taxons et 1 taxon. On constate que depuis les travaux de Mosbah (1998) il ya une grande évolution dans la composante du phytoplancton et qui est suivie par une augmentation dans la diversité des Chlorophycées, des Diatomées et des Cyanophycées. Mosbah (1998), a mené une étude de huit mois qui a porté sur la composition phytoplanctonique du lac Oubeira, de novembre à juin et où elle a inventorié 71 espèces. Elle décrit, qu'il ya une domination des eaux du lac par les Chlorophycées (21 taxons), qui sont suivis par les Diatomées (16 taxons) et les Cyanophycées (11 taxons). L'ordre de la domination des classes est presque semblable à celui qui est décrit dans notre étude mais dans des grandeurs différentes. On suppose que les différences dans la diversité des classes citées sont beaucoup plus liées à une évolution graduelle dans les eaux du lac, après l'assèchement total qu'il a subi en 1990. Les travaux de Branes (2007) par contre, ont montré une flagrante réduction dans la composition phytoplanctonique du lac Oubeira. Sur une étude étalée à un cycle annuel, Branes (2007) a identifié 36 espèces avec une domination des Chlorophycées, jalonné par les Diatomées et il confirme la présence des Cyanophycées en continu et en

grande quantité. Cette réduction dans la diversité du phytoplancton, avec une prolifération des Cyanophycées et un signe d'une dégradation importante dans la qualité des eaux du lac.

Selon la distribution mensuelle des taxons phytoplanctoniques on constate sur la totalité de leurs manifestations à travers les cinq stations de prélèvement, que 37,20 % se sont produits durant le mois de novembre. Ce mois caractérise la fin de la période de la décrue qui coïncide avec la fin de la saison estivale et qui est accompagnée par une domination des Chlorophycées suivies par les Cyanophycées et les Diatomées. Les Cyanophycées sont moins diversifiées que les Diatomées, mais ils se dispersent presque doublement dans les eaux. La qualité des eaux durant le mois de novembre est à ses extrêmes, par les réductions des concentrations de l'oxygène dissous, des températures élevées et des ressources nutritives basées uniquement sur les produits de recyclages. Ceux-ci donnent l'opportunité à la prolifération aux espèces mieux adaptées à ces conditions, d'où la forte présence des Cyanophycées et qui est accompagné par une certaine inhibition des Diatomées. Les mois de novembre et de décembre sont parmi les mois les plus pluvieux dans la région d'étude, d'où on remarque une réduction importante dans la distribution des espèces durant le mois de décembre et cela de 35,90 % pour les Chlorophycées, de 18,75 % pour les Cyanophycées et de 11,11 % pour les Diatomées. Cette réduction s'est produite suite à l'augmentation du niveau des eaux du lac et provoquant ainsi le commencement du déversement des eaux vers oued El Kebir-Est qui a éliminé une grande quantité du phytoplancton. Le mois de mars se situe dans la période des crues, il est marqué par une bonne qualité des eaux du lac, avec des concentrations notables en nitrates et une bonne oxygénation. Le mois de mars se distingue par la plus importante répartition de l'ensemble des taxons et une réduction nette de 43,75 % dans la distribution des Cyanophycées. Les conditions du milieu ont un impact sur la composition phytoplanctonique des eaux du lac où les bonnes conditions sont en faveur d'une plus grande prolifération et réparation des taxons suivie par une réduction des espèces opportunistes.

En conclusion, on peut dire que le lac Oubeira est dominé par les Chlorophycées et présente des conditions très favorables au développement des Cyanophycées. La présence des Cyanophycées durant toute notre étude nécessite la mise en place d'un programme de surveillance. Un pareil programme, permettrait un contrôle permanent des eaux, avec un suivi régulier des paramètres physico-chimiques et la dynamique spatio-temporelle de ces microalgues, notamment en période de bloom et de mesurer le risque potentiel qu'elles peuvent constituer pour la santé publique.

CHAPITRE 4 : CARACTÉRISTIQUES SÉDIMENTAIRES DU LAC OUBEIRA

1. Introduction

L'aménagement du lac se résume à trouver les actions propices qui il faudra réaliser dans le but de rétablir une bonne qualité écologique, physico-chimique des eaux et de sauvegarder le plan d'eau du lac. Suite aux travaux de Messerer (1999), cet aménagement doit passer impérativement par une étude détaillée de la nature et de la composition du sédiment qui compose le fond du lac. Messerer (1999), a démontré l'existence d'un comblement important du fond du lac avec de la vase et qui est déjà perçue par des modifications dans l'hydrodynamisme des eaux. L'envasement risque d'évolué vers un comblement intégral de la cuvette du lac, notre prérogative est de trouver un moyen de stopper et de réduire cet envasement.

On générale le sol des étangs est constitué d'un substrat imperméable recouvert d'un terrain plus ou moins sableux ou argileux, lui-même surmonté d'une épaisseur de vase. C'est cette vase qui donne à l'étang sa richesse ou sa pauvreté (Dussart, 1966). Quand elle est réduite à sa composante inorganique, l'étang est pauvre, par contre quand elle est le réservoir et en même temps le piège à détritiques organiques en décomposition, l'étang devient de plus en plus riche. Le sédiment par ses échanges avec la colonne d'eau, assure la régénération des éléments nutritifs minéraux et organique qui ont une action déterminante sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème.

Le sédiment du lac Oubeira n'a jamais fait l'objet d'une étude qui aborde un ensemble d'aspect à la fois et qui couvre la totalité de sa surface. Seule l'étude de quelques métaux lourds du sédiment du lac, à travers trois stations périphériques a été approchée par Bendjama (2007).

Notre étude est réalisée selon les étapes suivantes: une étude texturale du sédiment qui passe par un traitement granulométrique, suivie des mesures physico-chimique tel que le pH, l'humidité et les bicarbonates totaux. En dernier un dosage biochimique du sédiment qui nous permettra à déterminé les taux de la matière organique sédimentaire.

Cette étude nous permettra de proposer d'une part des actions ou bien des perspectives à suivre pour résoudre ce problème d'envasement et comment le réduire. D'autre part de stopper les nuisances causées par la vase à la circulation et à la qualité des eaux du lac.

2. Matériel et méthodes

2. 1. Choix des stations d'échantillonnages et prélèvements

Dans cette partie, on s'intéresse à l'analyse granulométrique des sédiments, composés uniquement de matériaux meubles, allant des sables aux vases pures. Notre objectif est de définir la taille et la répartition des particules formant la couche sédimentaire, qui couvre le substratum du lac. L'échantillonnage des sédiments a été effectué le 24,25 et 26 juin 2004 à bord d'une barque avec moteur, où 42 stations ont été échantillonnées systématiquement de telle manière à couvrir l'ensemble de l'étendue du lac (figure. 35).

Le prélèvement du sédiment est assuré grâce à l'utilisation d'une benne Ekman. La mise à l'eau de la benne s'effectue verticalement en raison de son propre poids, tout en maintenant ces deux mâchoires ouvertes jusqu'au fond grâce à un dispositif de blocage. Une fois arrivée et bien incrustée dans le sédiment, elle se referme sur elle-même suite au messenger métallique qui d'éclanche le mécanisme de fermeture. Celui-ci lui parvient par l'intermédiaire d'un câble métallique qui la relie à la surface et qui sert en même temps à la faire remonter. On récupère ainsi une portion suffisante (4500 – 5000 g) pour l'ensemble des analyses sédimentaires envisagées.

2. 2. Analyses sédimentaires

2. 2. 1. Évaluation des pélites

Avant qu'on effectue l'analyse granulométrique, on procède d'abord à l'évaluation du taux de pélites que renferme le sédiment dans chaque station d'échantillonnage. La méthode consiste à sécher le sédiment dans une étuve à 100°C pendant 24 heures jusqu'à déshydratation complète. Ensuite, l'échantillon est pesé (P1) grâce à une balance du type Sartorius d'une précision de 0,01 g, puis lavé sur un tamis de 40 μm , jusqu'à l'obtention d'une eau limpide, afin d'éliminer toute la fraction fine. La fraction restante est reséchée, puis repesée (P2) dans les mêmes conditions que précédemment. La différence de poids (P1–P2) est rapportée en pourcentage et représente ainsi le taux de pélites dans l'échantillon considéré.

2. 2. 2. Analyse granulométrique

Un des avantages de la granulométrie est de pouvoir classer les sédiments les uns par rapport aux autres et de donner des bases numériques à une classification. L'analyse granulométrique des différents sédiments est effectuée sur la fraction grossière (> 40 μm). Cette dernière est

tamisée à l'aide d'une série de tamis superposés par ordre de diamètre de mailles décroissants: 2000 µm, 1600 µm, 1400 µm, 1250 µm, 1000 µm, 710 µm, 500 µm, 355 µm, 280 µm, 250 µm, 180 µm, 140 µm, 125 µm, 90 µm, 80 µm, 63 µm, 50 µm et 40 µm. Cette phase est assurée grâce à un vibreur automatique du type Retch VS 1000. Cette opération dure 15 minutes en vibration continue, avec une amplitude de 50 Hz. Le refus de chaque tamis est récupéré, puis pesé. Les résultats sont transformés en pourcentages pondéraux.

2.2.3. Le pH du sédiment

Le pH du sédiment, est obtenu par la peser de 20 g de sédiments secs dans un bécher en plastique de 100 ml avec une addition de 50 ml d'eau et l'ensemble est agité pendant de 2 min sur agitateur magnétique. Le pH est mesuré par la méthode potentiométrique avec électrode de verre (Rodier, 1996). Le sédiment est laissé décanter pendant 30 min, le pH du surnageant est mesuré par la méthode potentiométrique avec électrode de verre (Rodier, 1996).

2. 2. 4. L'humidité du sédiment

L'humidité du sédiment, est déterminée en plaçant dans une capsule tarée M la moitié du poids du prélèvement passé sur un tamis, soit M_1 (en grammes). Le sédiment est séché dans une étuve à 105°C et la capsule est laissée dans l'étuve jusqu'à l'obtention d'une masse constante, soit M_2 .

Le pourcentage d'humidité est obtenu par la relation suivante: $g \% = (M_1 - M_2)100 / M_1 - M$ (Duchaufour et Souchier, 1979).

2. 2. 5. Matière organique sédimentaire (M.O.S)

Les teneurs de la matière organique dans les sédiments sont estimées grâce à la technique de combustion, c'est-à-dire la perte au feu. Cette méthode est justifiée en raison de la faible teneur sédimentaire en minéraux phylliteux, seuls pouvant entraîner des erreurs sur cette mesure (Guelorget et al., 1982). Juste après l'échantillonnage, une partie du sédiment est mise dans un sac en plastique numéroté puis conservée à -5°C. Une fois au laboratoire, on procède à la décongélation puis le séchage dans une étuve à 80°C, pendant 24 heures, jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Ensuite, 5 g (P1) du sédiment sont incinérés à 600°C dans un four à moufle durant deux heures ; puis repeser (P2) sur une balance sensible du type Mettler H80 d'une précision de 0,1 mg. La différence entre les deux poids (P1-P2), représente la quantité de matière organique contenue dans le sédiment analysé, celle-ci est transformée en pourcentage pour, ensuite établir l'histogramme de la répartition de la matière organique dans

les sédiments des 42 stations d'échantillonnage sélectionnées dans le lac. On rappelle que chaque station a fait l'objet de deux mesures puis on calcule la moyenne. (Duchaufour et Souchier, 1979)

2. 2.6. Teneur en carbonates totaux

La détermination de la teneur en calcaire sédimentaire, est obtenue à partir de 5 g de sédiments séchés dans une étuve à 80°C pendant 24 heures jusqu'à déshydratation complète du sédiment. Le sédiment séché est ensuite soumis à l'action de l'acide chlorhydrique dilué à 50 %, jusqu'à la disparition totale de toute effervescence. Le sédiment décarbonaté est rincé à l'eau distillée, puis reséché dans les mêmes conditions que précédemment, jusqu'à poids constant. Le poids de calcaire représente la différence entre les poids des sédiments carbonatés et les sédiments décarbonatés. À partir des différents résultats obtenus, on établit également un histogramme de répartition des carbonates totaux dans les sédiments du lac. De même que pour les teneurs en matière organique sédimentaire (M.O.S), chaque station a fait l'objet de deux mesures puis on calcule la moyenne. (Duchaufour et Souchier, 1979)

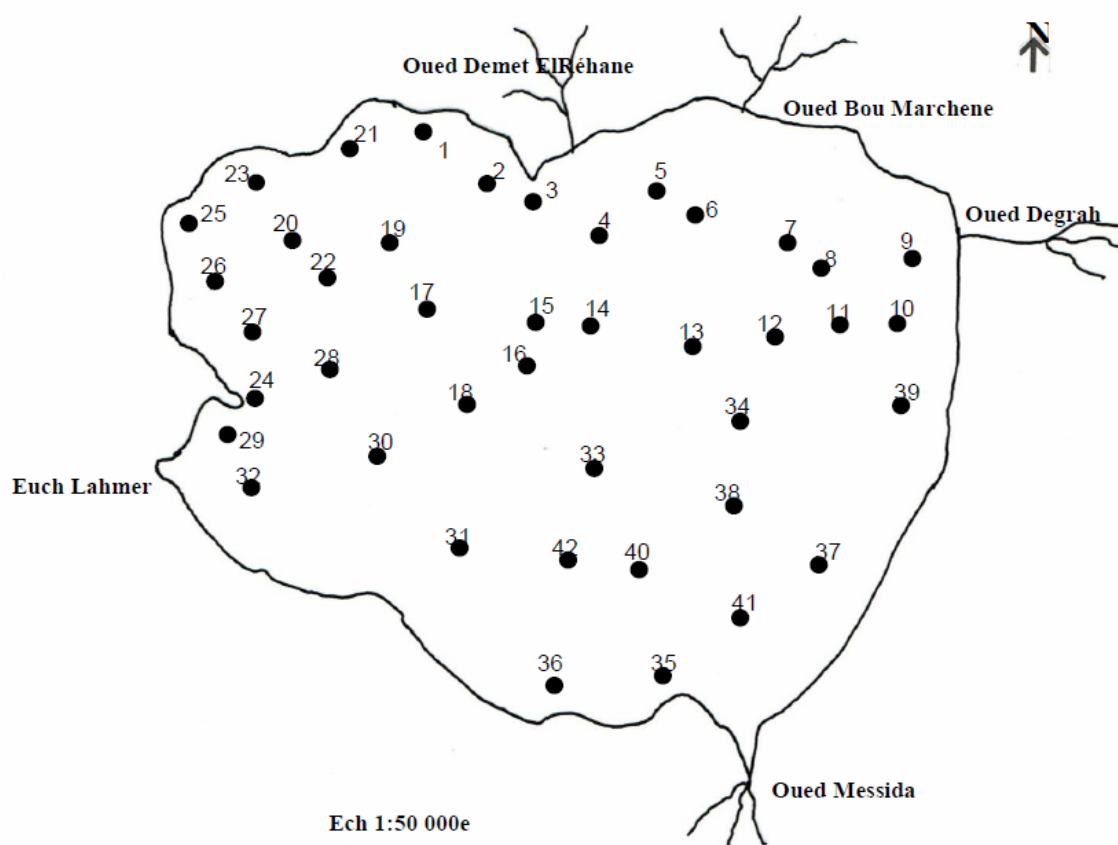


Figure 36: Localisation des stations d'échantillonnages des sédiments dans le lac Oubeira.

2.3. Expressions des résultats

Les résultats de l'analyse de la taille des grains des différentes stations sont représentés graphiquement, sous forme d'histogrammes de fréquences et des courbes cumulatives semi-logarithmiques qui permettent d'obtenir les paramètres caractérisant les sédiments.

2.3. 1. Histogrammes de fréquences

Le pourcentage de chaque fraction sédimentaire est représenté sous forme d'histogrammes de fréquences. Ces derniers permettent d'apprécier la distribution des modes granulométriques en déterminant la fraction dominante dans l'échantillon (Draredja, 2007). Les irrégularités de la suite dimensionnelle, sont dues à l'absence de certaines classes, alors que le nombre de modes traduit l'existence du nombre de stocks sédimentaires. Le sédiment homogène est expliqué par l'aspect unimodal, tandis que l'aspect bi ou plurimodal signifie un sédiment hétérogène (Draredja, 2007).

2.3. 2. Courbes cumulatives semi-logarithmiques

Pour chaque échantillon analysé, une courbe cumulative est réalisée sur du papier semi-logarithmique, dont le pourcentage cumulé des sédiments est exprimé en fonction du diamètre des mailles des tamis. Ceci nous permettra de calculer les paramètres ou les indices granulométriques, afin de déterminer les faciès sédimentaires existants ainsi que l'intensité de l'hydrodynamisme dans les différentes zones du lac (Draredja, 2007).

2.3.3. Indices granulométriques

2.3.3.1. Médiane (Q2)

La médiane est déduite de la courbe cumulative et représente les diamètres des grains moyens, elle correspond au 50 % du poids relatif cumulé. Ce paramètre nous permet de définir la nature du sédiment de l'échantillon analysé (Draredja, 2007). Dans notre étude nous avons adopté la classification de Monbet (1977), car c'est la plus utilisée. Toute fois, on a porté une légère modification sur la taille limite de la fraction fine, qui a été fixée à 40 μm au lieu de 50 μm (Chassefiere, 1968 ; Guelorget et Michel, 1976 et 1977; Draredja, 2007).

Graviers : fraction $> 2 \text{ mm}$,

Sables de 0,04 à 2 mm et comprenant sous fractions :

* sables grossiers : fraction de 0,5 à 2 mm,

* sables moyens : fraction de 0,2 à 0,5 mm,

* sables fins : fraction de 0,04 mm à 0,2mm,

Pélites (vases) : fraction < 0,040 mm.

2.3. 3.2. L'indice de classement ou le Sorting de Trask (So)

Il évalue la pente de la partie centrale des courbes cumulatives semi-logarithmiques.

Ce coefficient est calculé par la formule suivante : $So = (Q3/Q1)^{1/2}$

Q1 : maille (µm) correspondant au refus de 25 % de sédiments, Q3 : maille (µm) correspondant au refus de 75 % de sédiments. Plus la valeur de cet indice est faible, plus la pente est forte et le sédiment est bien classé par les actions hydrodynamiques (Draredja, 2007).

La classification retenue est celle proposée par Folk et Ward (1957) :

$So < 2$: sédiment très bien classé.

$2 \leq So \leq 2,6$: sédiment bien à moyennement bien classé.

$So > 2,6$: sédiment mal à très mal classé.

2.3. 3.3. Le facteur hydrodynamique (FH)

Il a été utilisé par différents auteurs notamment Weydert (1973), Thomassin (1978) et (Draredja, 2007). Ce facteur permet de déduire l'intensité de l'hydrodynamisme à partir de la maille des percentiles 25 %, 75 % et 95 %. Il est calculé à partir de la formule suivante :

$$FH = [(\varphi_{95} - \varphi_{75})/2,44 (\varphi_{75} - \varphi_{25})] - [(\varphi_{95} - \varphi_{25}) / 2]$$

Les unités φ sont les logarithmes à base 2 de l'inverse de dimension des particules en mm.

L'échelle de FH proposée par Thomassin (1978) est la suivante :

$FH > 2$: hydrodynamisme très fort.

$1 < FH < 2$: hydrodynamisme fort.

$0,5 < FH < 1$: hydrodynamisme moyen.

$FH \approx 0$: hydrodynamisme faible,

$FH \approx -1$: hydrodynamisme très faible.

3. Résultats

3.1. Caractéristiques granulométriques

L'analyse granulométrique a concerné les 42 stations d'échantillonnage retenues dans le lac. Les résultats sont représentés sous forme de courbes granulométriques (figures 10, 11 et 12 en annexes) et d'histogrammes de fréquences (figures 13, 14 et 15 en annexes).

Sur l'ensemble des stations prospectées, vingt deux présentent un fort taux de sable moyen, dont la médiane (Q_2) est comprise entre 0,18 mm et 0,28 mm (figures 10, 11 et 12, en annexes). Elles se localisent le plus le long des berges et plus précisément en face des oueds qui se déversent dans le lac. Les stations 2, 3 et 4 sont sous l'emprise d'oued Demet El-Réthane au nord, par contre les stations 5 et 6 sont sous le contrôle d'oued Boû Marchène au nord-est et les stations 13, 14, 16, 17 et 18, sont sous l'influence des écoulements des deux oueds et de la confluence de leurs eaux à l'intérieur du lac. Les stations 9, 10 et 11 sont sous l'action de l'entraînement des eaux d'oued Degrah à l'est mais les stations 20, 23 et 25, longent la berge nord-ouest et les stations 24 et 32 se situent le long de la berge ouest du lac, pas loin de la localité dite Euch Lahmer. Les stations 35 et 36 bordent la berge sud du lac, proche de l'embouchure d'oued Messida et les stations 37 et 39 bordent la berge sud-est du lac.

Les sables fins dominent sur la grossièreté globale des sédiments dans le reste des stations, dont la médiane (Q_2) est comprise entre 0,90 et 0,18 mm (figures 10, 11, et 12 en annexes). Celles-ci, elles sont mieux réparties à travers la surface de la couche sédimentaire qui recouvre le fond du lac. Elles occupent une grande portion du centre et les parties dont l'épaisseur des dépôts sédimentaires dépasse un mètre (1m), d'après la carte des vases de Messerer (1999). Par ailleurs, la répartition unimodale de la majorité des histogrammes de fréquences obtenues (figures 13, 14 et 15 en annexes), témoigne parfaitement de l'homogénéité du stock sédimentaire de la quasi-totalité des stations échantillonnées dans le lac.

L'indice de classement ou Sorting (S_o) varie très peu pour l'ensemble des stations étudiées, avec des valeurs comprises entre 1,22 et 1,56 ce qui explique qu'on est en présence d'un sédiment très bien classé ($S_o < 2$), donc très homogène.

La majorité des stations prospectées sont caractérisées par un facteur hydrodynamique (FH) proche de la valeur zéro, témoignant ainsi qu'on est en présence d'un hydrodynamisme faible à très faible, avec des valeurs comprises entre -0,19 et -0,84.

3.1.1. Teneurs en pélites

La fraction des pélites est présente dans la quasi-totalité des prélèvements avec des taux peu variables dans la majorité des stations. D'autre part, les résultats obtenus montrent que la teneur en fraction fine est distribuée presque d'une manière homogène sur toute la surface du lac. Par contre les taux les plus faibles des pélites se localisent dans les stations d'échantillonnages situées à côté des berges.

D'une manière générale, selon la figure 37 et en fonction de la teneur des pélites dans les sédiments, le lac Oubeira renferme cinq zones différentes de la répartition des taux des pélites.

Zone 1 (90 % à 99 %) : elle englobe 25 stations d'échantillonnages et on enregistre le plus grand taux en pélites de 99,35 % à travers tout le sédiment du lac à la station 7. L'hémisphère droit du lac regroupe 17 stations de cette zone 1 et il est couvert par les stations 4, 5, 6, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 16, 33, 35, 36, 37, 38, 39. Ces stations se répartissent de la rive nord-est à la rive sud-est tout en caractérisant l'hémisphère droit du lac par la sédimentation de cette fraction très fine. L'hémisphère gauche regroupe les stations: 17,18, 19,20, 24, 27, 30 et 31 et elles se distribuent le plus de la rive ouest vers le centre du lac

Zone 2 (80 % à 90 %) : elle renferme huit stations d'échantillonnages, la mesure de la plus grande teneur en pélites dans cette zone est de 86,89 % au niveau des deux stations 28 et 40. Cette fraction se propage le plus dans le côté nord-ouest du lac à travers les stations 1, 15, 22, 28 et 29. Les stations 40 et 41 se situent dans la partie centrale-sud du lac, par contre la station 24 se localise dans sa partie centrale-est.

Zone 3 (45 % à 70 %) : elle regroupe quatre stations d'échantillonnages et la plus forte valeur en pélites de 71,53 % dans cette zone est observée à la station 26. Les stations 21 et 23 bordent la rive nord-ouest du lac et les stations 26 et 29 longent la rive ouest juste avant la localité dite l'Euch Lahmer.

Zone 4 (22 %) : elle est constituée uniquement par la station d'échantillonnage 32 et elle est située dans la zone abritée de la localité de l'Euch Lahmer.

Zone 5 (1 % à 8 %) : elle regroupe quatre stations d'échantillonnages dont la valeur la plus importante en pélites de 8,37 % est mesurée à la station 2. Les stations 2 et 3 sont situées en face de la partie centrale de la rive nord pas loin de l'oued Demet El- Réhane par contre les stations 9 et 10 se situent en face de la rive ouest proche d'oued Degrah.

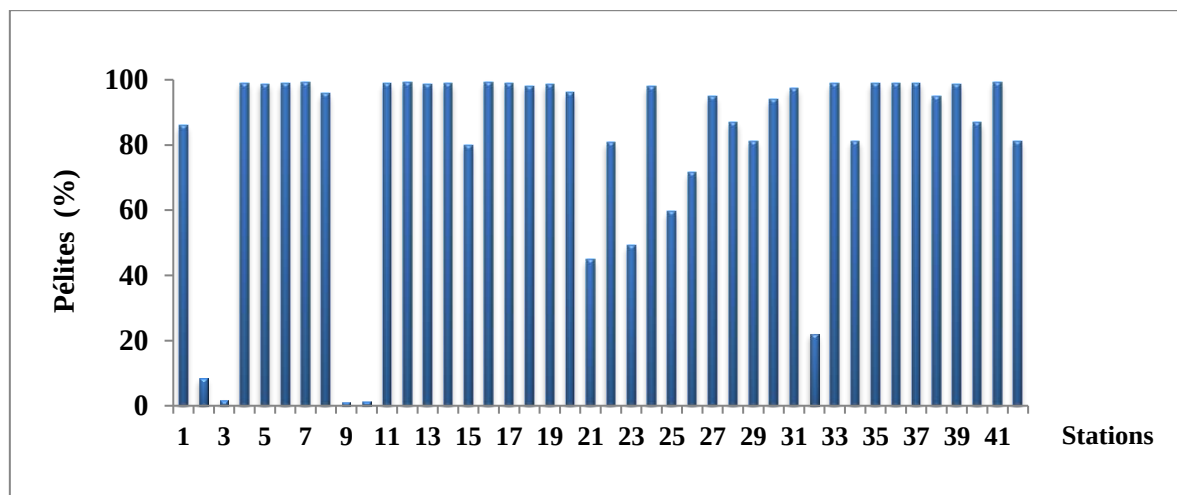


Figure 37: Répartition de la teneur en pélites (%) dans les sédiments du lac Oubeira.

3.2. Matière organique sédimentaire (M.O.S)

La teneur de la matière organique dans les sédiments a été déterminée pour les 42 stations d'échantillonnages, e tdans lesquels on a enregistré une moyenne de la matière organique sédimentaire (M.O.S) qui est égale à la valeur de 18,48 % à travers toute la surface du sédiment étudié du lac Oubeira.

La figure 38, nous a permis de comprendre la répartition zonale de ce paramètre sur l'ensemble de la surface du sédiment qui occupe le fond du lac.

On note que les taux les moins élevés de la matière organique sédimentaire sont localisés en périphérie, autrement dit au niveau des sites où la fraction grossière est plus ou moins dominante, notamment dans les stations 3, 9 et 10 situées près des berges . En effet, la plus faible valeur de 0,26 %, qui a été enregistrée au niveau de la station 3 et elle est localisé en face de la partie centrale de la rive nord pas loin d'oued Demet El-Réhane. On a mesuré des teneurs légèrement plus élevées de 0,31 % et de 0,49 % respectivement dans les stations 9 et 10 et qui sont situées en face de la rive ouest proche d'oued Degrah. Il se trouve que dans ces stations 3, 9 et 10, on a mesuré les plus faibles taux des pélites et qui ont des valeurs appropriées à chaque station de 1,76 %, de 1,19 % et de 1,21 %.

Les taux les plus élevés de la matière organique sédimentaire (M.O.S) varient dans des teneurs allant de 24,23 % (station 11) à 50,38 % (station 19). Ces taux élevés se répartissent à travers les huit stations d'échantillonnages suivantes: 11, 13, 18, 19, 22, 23, 24 et 25, de telle façon que les stations 19, 22, 23, 24, et 25, se regroupent dans la partie extrême nord-ouest du lac et elles sont suivies par la station 18 qui se dirige le plus vers le centre. Les stations 13 et 11 se situent à partir du centre vers la périphérie dans la partie nord-est du lac.

Les taux des pélites, dans ces stations sont très importants avec des valeurs de 98 % sauf au niveau des stations 22, 23 et 25, où ils se manifestent par des teneurs respectives de 80,79 %, 49,22 % et 59,54 %.

La matière organique sédimentaire évolue dans les 31 stations d'échantillonnage restantes dans un intervalle de valeur qui varie de 10,89 % (station 20) à 17,32 % (station 35). On enregistre par contre des valeurs importantes en matière organique sédimentaire de 17,12 % et de 15,23 %, respectivement au niveau des deux stations 2 et 32 quoique leurs teneurs en pélites soient faibles et qui sont de l'ordre de 8,37 % et de 22 %.

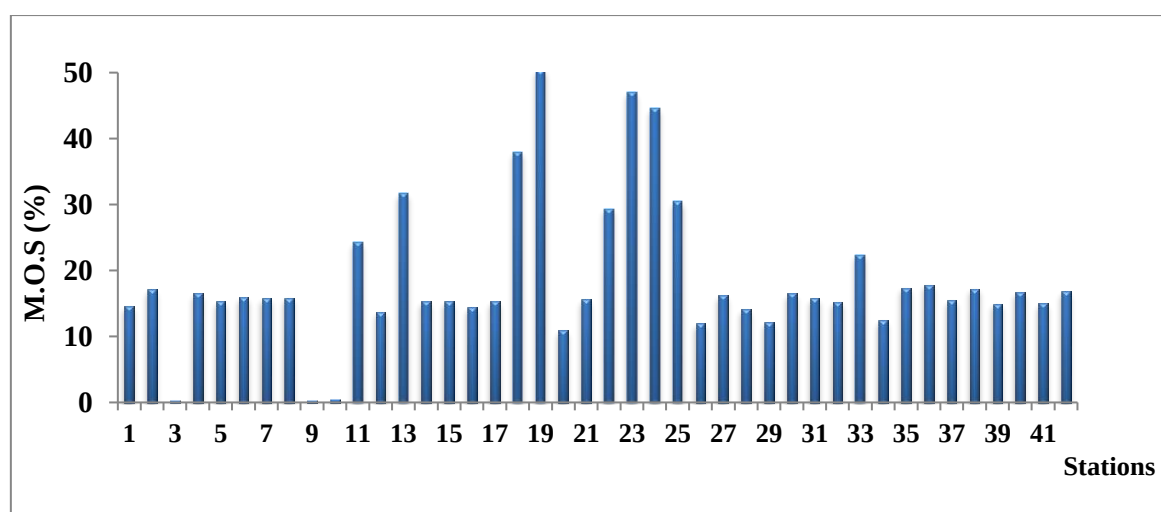


Figure 38: Répartition de la teneur en matière organique (%) dans les sédiments du lac Oubeira.

3.3. Teneurs en carbonates totaux

La teneur des carbonates totaux sédimentaires a été déterminée dans l'ensemble des stations d'échantillonnages prospectées et on a enregistré une moyenne de 10 %.

La figure 39 indique que les plus grandes valeurs des carbonates totaux sédimentaires qui ont été mesurées dans le sédiment durant cette étude, est de 34,33 % enregistrées au niveau de la station

36 et qui se localise dans la partie extrême sud du lac. Elle est suivie par une valeur de 25,21 % enregistré à la station 20 et qui se situe dans la zone nord-ouest du lac.

Les plus faibles valeurs des carbonates totaux sédimentaires dans les sédiments du lac varient de 0,046 % (station 2) à 4,60 % (station 22), à travers les stations suivantes: 1, 2, 3, 21, 23 et 25, qui sont situées le long de la rive nord-ouest du lac et la station 17 qui se trouve au centre de cette partie extrême nord-ouest. Par contre les stations 9 et 10 sont situées en face de la rive est proche de l'oued Degrah.

Les teneurs en carbonates totaux sédimentaires évoluent dans les 31 stations restantes dans un intervalle de valeur qui varie de 8,51 % (station 8) à 15,27 % (station 38) et ces stations se répartissent presque sur toute la surface du lac.

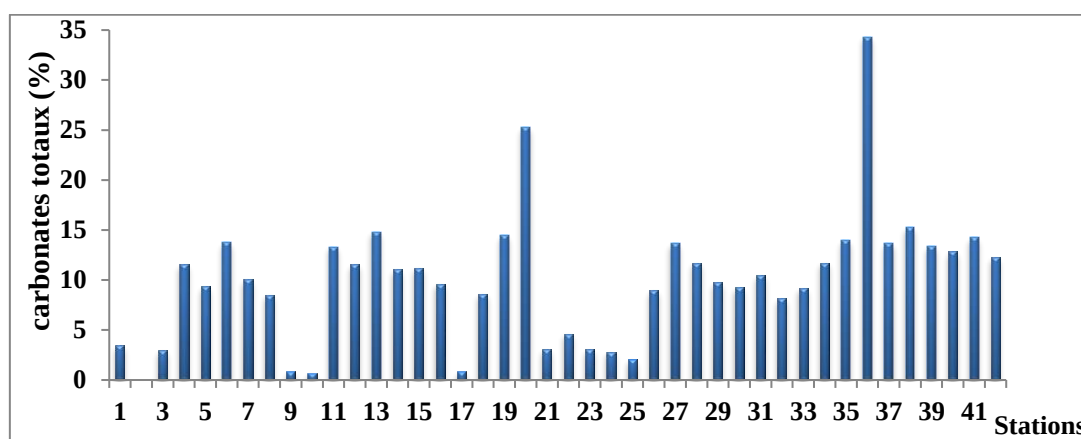


Figure 39: Répartition de la teneur en carbonates totaux (%) dans les sédiments du lac Oubeira.

3.4. Teneurs du pH sédimentaire

La figure 40 révèle que les mesures du pH sédimentaire du lac varient de la valeur de 6,17 au niveau de la station 41 à 7,90 à la station 22 et avec une moyenne de 7,30 à travers toutes les stations d'échantillonnages.

Le pH du sédiment se manifeste presque dans l'ensemble des stations de prélèvement avec des teneurs qui s'échelonnent de 7 à 7,9 et ce qui lui donne une tendance neutre à légèrement basiques. Parcontre dans les stations 41 et 42, on a mesuré les plus faibles valeurs du pH sédimentaire qui sont de 6,17 et de 6,24. On considère que le sédiment au niveau de ces deux stations est au seuil de l'acidité.

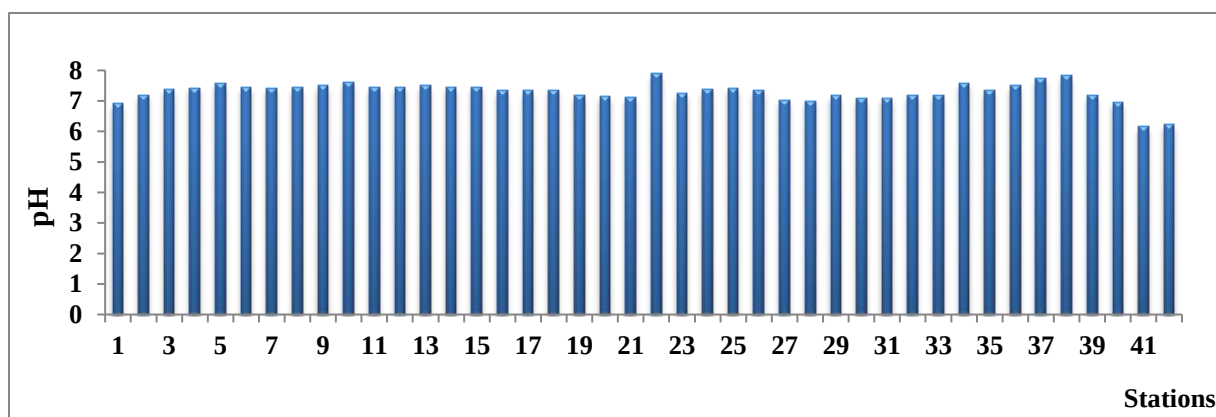


Figure 40: Répartition des valeurs du pH dans les sédiments du lac Oubeira

3.5. Teneurs de l'humidité dans les sédiments

La figure 41 nous informe que les teneurs de l'humidité dans les sédiments du lac évoluent de la valeur de 1,14 % au niveau de la station 9 à 66,66 % à la station 35 et qui sont suivis par une moyenne de 46 % pour l'ensemble des stations.

L'humidité a des valeurs élevées à travers la majorité des stations de prélèvement avec 47,62 % des teneurs enregistrées se dévoilent dans un intervalle de valeurs allant de 50 % à 60 % d'humidité sédimentaire et 42,86 % des valeurs mesurées sont comprises dans un écart d'humidité sédimentaire de 40 % à 50 %. Ceci traduit que plus de 90,48 % des stations d'échantillonnages du sédiment sont saturées d'une humidité cernée dans un intervalle de grandeur qui varie de 40 % à 60 %. Les stations 2, 3, 9 et 10 représentent les échantillons où on a enregistré les plus faibles taux d'humidité dans les sédiments du lac, et qui sont exprimés dans des valeurs respectives de 22,95 %, 19,16 %, 1,14 % et de 19,98 %.

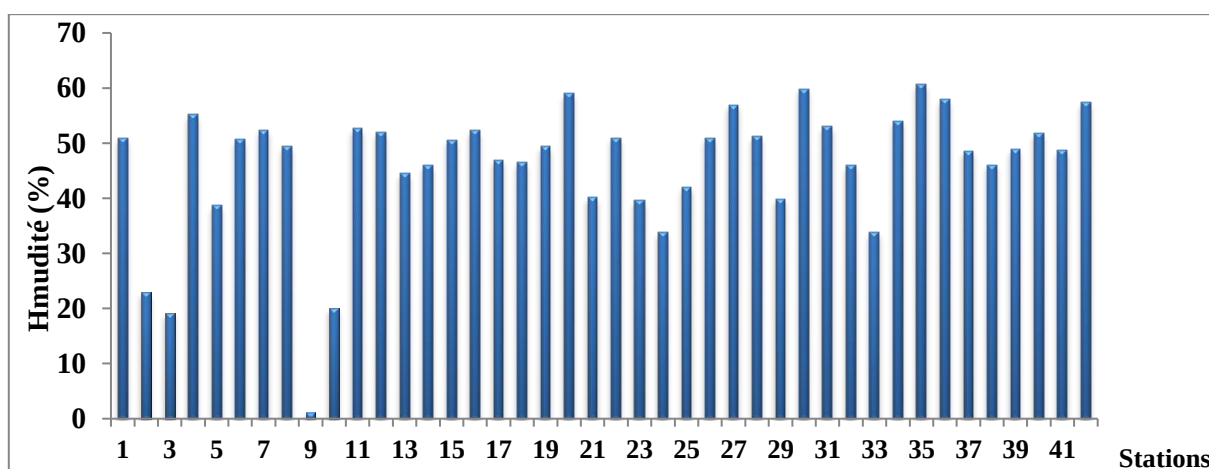


Figure 41: Répartition des teneurs de l'humidité dans les sédiments du lac Oubeira.

4. Discussion et conclusion

L'analyse granulométrique des échantillons a démontré l'existence d'une fraction grossière (500 μm à 1250 μm) qui est présente dans la totalité des stations avec des valeurs très faibles allant de 0,05 % (St 7) à 8,43 % (St 2) et avec une moyenne de 1,58 % pour la totalité des échantillons. Les pourcentages de la fraction moyenne (de 125 μm à 355 μm) sont plus importants que ceux de la fraction grossière avec des valeurs qui varient de 0,31 % (St 16) à 93,31 % (St 3) et avec une moyenne de 16,81 % pour la totalité des échantillons. La fraction fine (de 90 μm à < 40 μm) qui est la principale composante du sédiment étudié, avec une moyenne de 81,61 % dans la totalité des échantillons. La plupart des prélèvements montrent que les pélites composent pratiquement la majorité du sédiment. Elles constituent en moyenne 79,85 % du sédiment et avec des valeurs allant de 1,18 % (St 9) à 99,34 % (St 7). Ceci se traduit par une caractérisation de la sédimentation du lac Oubeira comme étant fine.

Selon la répartition spatiale des différents échantillons étudiés on peut constater qu'il existe une certaine homogénéité dans l'ensemble de la granulométrie du sédiment et qu'elle est conditionnée par la variation des taux des pélites. Il existe une certaine concordance entre les plus fortes teneurs des pélites et les plus grandes épaisseurs de la couche de vase décrite par Messerer (1999). Par contre les stations dans lesquelles on a enregistré de faibles et moyennes valeurs des pélites, elles se situent pas loin des bergers. Ceci s'explique d'une part du fait de la proximité des stations aux embouchures des Oueds qui se déversent dans le lac et qui leur confèrent une sédimentation fluviale moyenne à grossière. D'autre part l'érosion des affleurements des grès qui constituent les bergers (Joleaud, 1936) et de l'environnement voisin. Cela attribue aussi aux stations une granulométrie moyenne à grossière, du fait de la désagrégation des grès qui sont constitués essentiellement de sable dans des granulométries différentes. À partir de ces constations, on a fait ressortir un gradient négatif de la fraction grossière dont il diminue en faveur de la fraction fine et cela en partant de la périphérie vers les grandes épaisseurs de la couche de vase (Messerer, 1999), c'est-à-dire vers le centre et la partie sud-ouest du fond du lac. Une constatation similaire a été signalée par Semroud (1983) et Draredja (1992, 2007) dans la lagune de Mellah. Cela est pris en considération, puisqu'on se trouve dans le même contexte climatique, hydrographique et géologique. D'après Draredja (2007) ce phénomène serait en relation avec le processus d'accumulation des particules fines dans la cuvette centrale de l'écosystème, ainsi que de la courantologie des eaux. Cojan et

Renard (1999) attribuent l'accumulation des particules fines à leurs charges électrostatiques qui favorisent leurs adhérences entre elles ou sur le fond. Elles peuvent aussi présenter entre elles des phénomènes de tension superficielle qui les agglomèrent ou les collent à la vase déjà formée. Cette adhésion est responsable de la formation des bancs de vase et de même elle empêche leurs érosions. Les sédiments les plus faciles à éroder sont les sables moyens de 0,5 mm à 1 mm de diamètre et avec des vitesses de courants d'entraînement de 15 à 20 cm/s. Il est surprenant de voir qu'il faudra des vitesses aussi élevées de 300 cm/s pour éroder des particules de 1 micromètre que des particules de 50 mm. Les particules fines ont la facilité de rester en suspension tant qu'elles restent isolées. Ceci traduit que la sédimentation fine est favorisée par un hydrodynamisme faible, ce qui rejoint la situation du lac Oubeira, un hydrodynamisme faible, une sédimentation fine abondante et la formation d'une importante couche de vase qui couvre son fond. Cette situation est aggravée par le colmatage de l'émissaire (oued Messida) du lac (Messerer, 1999) qui a engendré la diminution de l'intensité de l'hydrodynamisme des eaux. Ce colmatage constitue actuellement un véritable obstacle dans le débordement des eaux du lac vers oued El Kebir-Est ce qui a réduit la circulation des eaux et engendrant un affaiblissement dans l'hydrodynamisme des eaux du lac. Ce colmatage favorise ainsi la décantation des particules fines, notamment dans les parties profondes du lac.

Messerer (1999) indique que le fond du lac Oubeira a changé d'inclinaison et d'orientation puisqu'il passe d'un fond réel qui a une forme concave inclinée du nord vers le sud-ouest, c'est-à-dire orienté en partie vers son émissaire (oued Messida) à un fond plus ou moins plat, incliné du sud-ouest vers le nord. Ce changement est dû au comblement de la cuvette du lac par un volume de vase qui a été estimé à 30.207.685 m³ (Messerer, 1999). Cela indique qu'il a eu un changement du niveau topographique du fond du lac de telle manière à ce qu'il devient plus élevé au centre et dans sa partie sud-ouest. Cette situation confirme que le phénomène déclencheur de ce processus de comblement de la cuvette du lac et qui est causé par le fait que l'oued Messida a subi en premier un colmatage. Le colmatage de l'émissaire a ralenti et obstrué l'écoulement des eaux du lac vers oued El Kebir-Est, on peut estimer donc qu'il est à l'origine de l'instauration de ce niveau d'eau qu'il faudra atteindre pour qu'il puisse se produire un débordement des eaux du lac vers oued El Kebir-Est.

Par ailleurs, on relève une certaine similarité entre la distribution des taux des pélites et de la teneur en matière organique dans les sédiments ($r = 0,96$), notamment en ce qui concerne les valeurs élevées décelées au centre et dans la partie sud-ouest du lac, celle-ci est une zone

d'accumulation des débris des végétaux et des animaux. Les mêmes observations ont été faites par Guelorget et al., (1989) et Draredja (1992, 2007), dans la partie centrale de la lagune Melleh . Selon Draredja (2007), les profondeurs des eaux relativement importantes dans les zones d'accumulation, elles isolent le fond des influences des eaux superficielles et produisant alors un confinement dit bathymétrique. Ce confinement est en faveur d'une bonne conservation de la matière organique dans les sédiments plus ou moins anoxiques. D'autre part, on a enregistré le plus faible taux de la matière organique sédimentaire (0,26 %) dans la périphérie du lac, et un maximum de 50,38 % de la matière organique sédimentaire au centre de la partie ouest du lac et ce qui rejoint les constatations décrites par Draredja (1992, 2007), concernant la partie centrale de la lagune Mellah. On peut considérer que le sédiment du lac Oubeira comme étant riche en matière organique car les concentrations de la matière organique sédimentaire dans la majorité des stations d'échantillonnages, elles sont égales au supérieur à la valeur de 10 % qui est énoncé par Cojan et Renard (1999) .

L'origine de cette matière organique dans les sédiments est due en partie à la décomposition des végétaux et des animaux charriés par les eaux de lessivages à partir du bassin versant du lac. La faune et la flore qui constituent l'hydrosystème est une autre source d'enrichissement des sédiments en matière organique. La contribution aussi du phytoplancton dans l'enrichissement du sédiment du lac Oubeira en matière organique est importante, vu les manifestations considérables des concentrations des chlorophylles durant le cycle d'études.

Les carbonates totaux dans les sédiments du lac sont répartis sur toute sa surface, de telle manière que la rive nord-ouest du lac et la partie de la rive est, qui est proche de l'oued Degrah sont très pauvres en carbonates, tandis que la zone centrale du lac et la partie sud sont caractérisées par des teneurs plus élevées. On peut faire ressortir trois zones de la répartition des carbonates totaux dans le sédiment du lac. La zone nord-ouest du lac qui est limitée par les stations 32, 30, 18 et 3 et dont la moyenne en carbonates totaux est de 7,36 %. La zone nord-est du lac qui est bordée par les stations 5, 4, 15, 16, 13, 12, 11 et 10 et qui divulgue une moyenne en carbonates totaux de 9,72 %. La zone sud du lac qui est bornée à sa limite nord par les stations 31, 33, 34 et 39 et avec une moyenne de 14,66 %, cette zone est la partie la plus riche du lac en carbonates totaux. Contrairement à la matière organique sédimentaire dans la partie nord-ouest du lac où elle regroupe la plus grande moyenne de 22,21 %, suivie par la moyenne de 16,52 % dans sa zone sud et de 15 % dans sa partie nord-est. La répartition de la fraction fine et de la teneur en carbonates totaux, est moins marquée mais elle reste

significative ($r = 0,78$). Quoique les plus faibles valeurs des carbonates concordent avec les faibles et moyens taux des pélites, sauf au niveau de la station 17 où les carbonates mesurés ont la faible valeur de 0,87 %, contrairement à la forte teneur enregistrée de 99 % des pélites. Les valeurs extrêmes des carbonates totaux dont les teneurs sont de 0,24 % et de 35,39 % énoncées par Draredja (1992), dans la lagune Mellah sont similaires aux teneurs mesurées dans le lac Oubeira. L'origine des carbonates totaux dans les sédiments du lac résulte d'une part de la décomposition des tests des mollusques et des gastéropodes. On suggère aussi que l'origine des carbonates totaux provient d'autre part au lac par les eaux de ruissellement. La réduction des concentrations des bicarbonates observée durant le mois de juin dans les eaux du lac avec une diminution des valeurs du pH, ceci indique qu'une précipitation des carbonates s'est produite et la libération du gaz carbonique a fait réduit le pH. Cependant Febvre (1968), montre que les sources des carbonates sont essentiellement dues aux apports des rivières et des tests des mollusques.

On constate un léger zonage dans la distribution des valeurs du pH sédimentaire. La partie sud du lac avec une moyenne du pH de 7,16 traduit un environnement neutre dans cette partie et cela malgré la mesure des plus petites valeurs du pH de 6,17 et de 6,24 aux stations 41 et 42. Une zone neutre à légèrement alcaline est identifiée dans sa partie nord-ouest avec une moyenne du pH sédimentaire de 7,24 et en sachant que la plus grande valeur du pH sédimentaire est de 7,9 enregistré à la station 22. La partie nord-est du lac, son sédiment a une tendance alcaline plus prononcée et avec une moyenne du pH sédimentaire de 7,47. La distribution du pH sédimentaire est beaucoup plus influencée par la répartition des matières organiques sédimentaires que par celle des bicarbonates puisque les parties nord-ouest et sud du lac regroupent les plus importantes teneurs des matières organiques sédimentaires (M.O.S) et qui sont suivies par les valeurs faibles à modérées du pH. La partie nord-est du lac est marquée par des faibles taux des matières organiques sédimentaires (M.O.S), et qui sont accompagnées par les plus fortes valeurs du pH. On peut déduire que la présence des fortes teneurs des matières organiques dans le sédiment est le plus en faveur d'un milieu acide qu'un milieu neutre à alcalin. Le pH du sédiment a une tendance neutre à légèrement basiques dans l'ensemble des stations d'échantillonnages et ses valeurs sont favorables à une bonne minéralisation de la matière organique qui compose la vase lacustre (Ducffour, 1994).

Selon Dussart (1966), malgré des valeurs du pH sédimentaire qui permettent le développement normal des minéralisateurs dans le sédiment mais lorsqu'ils se trouvent dans

des conditions favorables à un enrichissement important du sédiment par les matières organiques, dans ce cas le métabolisme bactérien n'est pas assez rapide pour permettre un recyclage intense des substances organiques et c'est la cause qui fait que l'étang s'appauvrit par envasement. Vu les taux importants des matières organiques sédimentaires (M.O.S) comparativement aux faibles valeurs des sels nutritifs et des substances organiques dissoutes dans les eaux du lac Oubeira, nous laissons supposé que le sédiment libère de très faibles quantités des produits de la décomposition des matières organiques vers la colonne d'eau. On considère que la matière organique est bloquée dans les sédiments suite à une mauvaise minéralisation et de ce fait, elle peut constituer une véritable ressource énergétique.

Les teneurs les plus faibles de l'humidité sédimentaire concordent parfaitement avec les plus faibles taux de la fraction fine. L'évolution de l'humidité se dessine par une corrélation très significative ($r = 0,94$) avec les pélites de sorte que 72 % des valeurs de l'humidité sont estimés entre 40 % et 60 % et qui correspondent parfaitement aux taux de 80 % à 99 % des pélites pour les mêmes stations d'échantillonnages. Les valeurs importantes de l'humidité confèrent au sédiment un aspect liquide surtout dans sa partie superficielle et ce qui a été constaté pendant le prélèvement des échantillons du sédiment. La liquéfaction de la partie supérieure de la couche de vase qui tapisse le fond du lac Oubeira inflige à la colonne d'eaux une turbidité constante durant toutes les saisons. Cette turbidité a rendu les eaux du lac opaques et cela est indiqué par la mesure des faibles valeurs de la transparence à travers tout le cycle hydrologique étudié. Justement c'est cet aspect de liquéfaction de la vase inapproprié qui rend la qualité des eaux du lac médiocre, par rapport à l'importance de leur turbidité et de leur charge en partie des matières en suspension.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

La situation géomorphologique actuelle du lac Oubeira se pressante par un comblement important de sa cuvette par de la vase et la grandeur de ce dépôt a été estimé à un volume égal à 30207685 m^3 par Messerer en 1999. Ce comblement est à l'origine du changement de l'inclinaison et de l'orientation du fond du lac qui passe d'une forme concave inclinée du nord vers le sud-ouest à un fond plat incliné du sud-ouest vers le nord. Ces changements ont engendré des modifications dans les niveaux topographiques du fond du lac, de telle manière à ce que le fond devienne plus élevé au centre et dans sa partie sud-ouest. Ces bouleversements des niveaux topographiques ont provoqué des ralentissements dans l'hydrodynamisme des eaux du lac et ce qui a modifié la circulation ses eaux. Les modifications dans la circulation des eaux se manifestent en premier lieu par un endoréisme partiel des eaux du lac dès le début de la saison estivale jusqu'au mois de décembre et cela fait que l'état hypereutrophe des eaux du lac est maintenu jusqu'au début du déversement des eaux vers l'oued El Kebir-Est. Cet endoréisme partiel des eaux se définit par des valeurs très élevées de la chlorophylle a et les eaux du lac présentent alors des conditions très favorables au développement des Cyanophycées, malgré la dominance des eaux du lac par les Chlorophycées. Les modifications dans la circulation des eaux s'expriment en deuxième lieu par l'instauration d'un volume de rupture de 36.10^6 m^3 pour déclencher le début du déversement des eaux du lac vers l'oued El Kebir-Est. Malheureusement ce volume ne peut se produit que sous une pluviométrie cumulée de 556,81 mm et cela à partir du mois de septembre jusqu'au mois de décembre. On peut conclure que le volume de rupture et que la profondeur moyenne des eaux du lac, qui sont mesurés pendant le mois de décembre, impliquent les notions du volume minimum et du niveau minimum à atteindre pour qu'une éventuelle vidange se produise du lac vers l'oued El Kebir-Est.

Un renouvellement important dans les eaux du lac n'est perçu qu'à partir du mois de janvier sous une pluviométrie cumulée de 676,05 mm et ce qui implique une augmente du volume des eaux du lac à 41.10^6 m^3 . Ce renouvellement important a rééquilibré les conditions physico-chimiques et trophiques dans les eaux du lac qui tendent vers un bon état écologique durant cette saison.

Nous considérons que la saison pluvieuse est à l'origine de l'enrichissement des eaux du lac par les sels nutritifs et les matières organiques, mais il reste que cette saison soit tributaire de l'importance des hauteurs des précipitations reçues par le lac et son bassin versant.

Le caractère général du sédiment du lac est très fin, riche en matière organique sédimentaire mais les faibles valeurs des sels nutritifs et des substances organiques dissoutes dans les eaux du lac indiquent une mauvaise minéralisation des matières organiques sédimentaires. De ce fait le sédiment du lac assure de très faibles échanges des produits de la décomposition des matières organiques avec la colonne d'eau. La liquéfaction de la partie supérieure de la couche de vase qui tapisse le fond du lac inflige à la colonne d'eaux une turbidité constante et une faible transparence durant toutes les saisons. Cette turbidité est amplifiée en raison de la faible profondeur des eaux du lac, qui favorise la remise en suspension du sédiment sous l'action des vents. L'abondance du phytoplancton pendant la saison sèche et l'ampleur de la charge des matières en suspension surtout durant la saison pluvieuse affecte aussi la transparence des eaux du lac. Les eaux du lac avec leurs faciès chimiques, le chloruré calcique et le chloruré magnésien, elles sont de bonnes qualités semblables aux eaux naturelles et elles peuvent être consommées sans danger pour la santé humaine à condition que la quantité des matières en suspension soit réduite conformément aux normes dictées.

Toutes ces constatations désignent le dérèglement que subit le lac dans la circulation de ses eaux et qui sont provoqués en premier lieu par le colmatage de son émissaire (oued Messida) qui le relie à l'oued El-Kebir-Est. Ce colmatage a entraîné un affaiblissement dans l'hydrodynamisme des eaux du lac en réduisant en grande partie le renouvellement des eaux et conservant ainsi la charge sédimentaire supplémentaire que reçoit le lac à partir de son bassin versant. Le colmatage de l'émissaire du lac est le phénomène qui a déclenché le processus du comblement de la cuvette du lac et cela depuis plusieurs décennies.

Si on se base sur le principe de l'équilibre hydrologique des écosystèmes, on considère le lac Oubeira comme une boîte noire et qui doit remplir le principe qui insiste sur la condition qui dit que tout ce qui entre dans un hydrosystème doit ressortir. L'action la plus judicieuse donc apprendre pour la réhabilitation du bon fonctionnement hydrodynamique du lac et l'élimination du volume de la vase qui c'est accumulée sur son fond. Le bon fonctionnement hydrodynamique est obtenu par le rétablissement d'un écoulement équilibré des eaux voire même contrôlé vers l'oued El-Kebir-Est. Cet état d'équilibre va assurer un bon

renouvellement des eaux du lac et tout en éliminant la charge sédimentaire pathogène à notre hydrosystème.

L'aménagement du lac Oubeira ne peut se faire que par une valorisation de ce site qui est déjà reconnu mondialement, mais aussi il faut prendre en compte le rôle socioéconomique que joue le lac dans la région. Les valeurs réelles que présente actuellement le lac sont sa ressource en eau, la richesse de sa vase en matière organique sédimentaire et les aptitudes qu'il remplit pour être un site de pisciculture par excellence. Le lac peu constitue une véritable ressource en eaux pour la région d'El-Kala, à savoir que ses volumes moyens mensuels varient de 24670218,47 m³ pendant la saison sèche à 59475443,55 m³ durant la saison pluvieuse. Cette condition est remplie que lorsque la charge en matières en suspension et la turbidité des eaux serrant réduites aux normes requises pour une bonne qualité des eaux. La réduction la charge en matières en suspension et la turbidité ne peut se faire que si la partie liquéfiée de la vase est éliminé complètement. D'autre part le lac pourra améliorer sa capacité de rétention maximum en eau vers un volume moyen de 90.10⁶ m³, avec une profondeur moyenne des eaux de 3,10 m et cela ne se réalise que si la couche de vase qui recouvre son fond était entièrement éliminé. Dans ces conditions le lac pourra jouer un rôle très important tant sur le plan sportif ou il sera le lieu de divers sports aquatiques en passant, par la voile, l'avérons, le ski nautique...etc. D'autre part la région deviendra une attraction touristique et ne fera que donner plus de valeurs aux vertus du lac Oubeira. La valorisation du sédiment du lac dépendra du moyen utilisé pour la réduction du volume de la vase qui couvre le fond du lac. La première solution pour soustraire la vase du fond du lac est le curage, il s'agit d'un procédé rapide et efficace pour éliminer une grande partie de la vase grâce à une pelleteuse. La vase est ainsi supprimée et pourra être traitée par des procédures de compostage est utilisé comme engrais organiques. Cette opération de grande envergure est généralement très onéreuse et en plus elle détruit l'écosystème biologique en place. La biodégradation est un moyen naturel qui permet de dégrader la vase de l'étang d'une manière efficace grâce à une action biologique. La biodégradation est une autre façon d'éliminer la vase, elle consiste à ajouter des bactéries et des enzymes naturelles supplémentaires dans les eaux et qui finissent par se déposer sur le fond du lac. Cela permet d'accélérer le processus de décomposition des matières organiques sédimentaire et d'agir efficacement sur les éléments nutritifs qui composent la vase tout en les libérant progressivement dans les eaux du lac. La

biodégradation est un moyen moins onéreux que le curage mécanique, mais elle s'inscrit dans un processus qui agit à long terme pour être efficace et gérer des volumes importants de vase.

RÉSUMÉ

L'Oubeira est le plus grand lac d'eau douce d'Algérie situé à l'extrême nord-est, il est une partie intégrante du parc national d'El-Kala. Il se trouve dans une des régions les plus arrosées du pays entre 800 et 900 mm. Afin de le caractériser du point de vue hydrologique, nous avons effectué un suivi et une analyse bimensuelle des paramètres suivants: le volume des eaux du lac, la température, le pH, l'oxygène dissous (O_2), le total des solides dissout (TDS), la transparence des eaux du lac (Tr), les chlorures (Cl^-), les bicarbonates (HCO_3^-), les sulfates (SO_4^{2-}), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), le calcium (Ca^{++}) et le magnésium (Mg^{++}), l'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'orthophosphate (PO_4^{3-}) l'azote organique dissout (NOD), le phosphate organique dissout (POD), les matières en suspension (MES), le carbone organique particulaire (COP), les chlorophylles a,b,c. Un suivi saisonnier du microphytoplancton et aussi une étude du sédiment qui porte sur sa granulométrie, son pH, son humidité, sa teneur en matière organique sédimentaire (M.O.S) et en carbonates totaux. Ce travail a été réalisé de mars 2004 à avril 2005. La température de l'eau est similaire à travers la surface des eaux et varie entre de $8^\circ C$ à $22^\circ C$. Le pH a une tendance légèrement acide à légèrement alcaline et qui s'échelonne de 6,2 à 8,9. Les teneurs en oxygène dissous sont viables avec un maximum de $8,98 \text{ mg/L}^{-1}$. Les TDS varient dans des grandeurs naturelles allant de $148,56 \text{ mg/L}^{-1}$ à $368,24 \text{ mg/L}^{-1}$. La transparence est très faible et qui s'échelonne de -0,20 m à -0,50. Le volume des eaux du lac se balance entre 23.10^6 m^3 à $59,70.10^6 \text{ m}^3$ d'une saison à une autre. Les valeurs des sels majeurs s'échelonnent de $85,20 \text{ mg/L}^{-1}$ à $241,40 \text{ mg/L}^{-1}$ pour les chlorures, de $12,20 \text{ mg/L}^{-1}$ à $41,48 \text{ mg/L}^{-1}$ pour les bicarbonates, de $0,21 \text{ mg/L}^{-1}$ à $28,21 \text{ mg/L}^{-1}$ pour les sulfates, de $3,27 \text{ mg/L}^{-1}$ à $27,27 \text{ mg/L}^{-1}$ pour le sodium, de $0,14 \text{ mg/L}^{-1}$ à $4,63 \text{ mg/L}^{-1}$ pour le potassium, de $14,40 \text{ mg/L}^{-1}$ à 40 mg/L^{-1} pour le calcium et de $4,80 \text{ mg/L}^{-1}$ à $34,56 \text{ mg/L}^{-1}$ pour le magnésium. Il existe une certaine compensation dans le milieu entre les valeurs des sels nutritifs qui varient de $0 \text{ } \mu\text{mol/L}^{-1}$ à $21,50 \text{ } \mu\text{mol/L}^{-1}$ pour l'ammonium, de $0,038 \text{ } \mu\text{mol/L}^{-1}$ à $21,58 \text{ } \mu\text{mol/L}^{-1}$ pour les nitrates et de $0 \text{ } \mu\text{mol/L}^{-1}$ à $0,38 \text{ } \mu\text{mol/L}^{-1}$ pour les orthophosphates avec celles de l'azote organique dissout et du phosphore organique dissout à travers le temps. Les plus fortes concentrations de la chlorophylle a, sont mesurées durant la saison sèche et qui évoluent de $7,58 \text{ mg/m}^3$ à $394,52 \text{ mg/m}^3$. La fraction fine domine dans le sédiment, la teneur moyenne en matière organique sédimentaire est de 18,48 % et avec une teneur moyenne en carbonates totaux de 10 %. Le pH du sédiment a une tendance neutre à légèrement basique (pH de 6,17 à 7,90) et son humidité est élevée avec une moyenne de 46 %. Les eaux du lac avec leurs faciès chimiques, le chloruré-calcique et le chloruré-magnésien sont semblables aux eaux naturelles et de bonne qualité mais la liquéfaction de la partie supérieure de la vase inflige aux eaux une turbidité constante et une faible transparence. Le lac Oubeira est dominé par les Chlorophycées et avec une préséance importante des Cyanophycées. Le niveau trophique des eaux est mésotrophe ou bien hypereutrophe favorisées par la saison estivale. Le réchauffement climatique, le déroulement de la pluviométrie dans la région d'étude et l'ampleur du colmatage de l'émissaire du lac, ont une grande incidence sur l'évolution des eaux du lac.

Mots clés: Lac Oubeira, bathymétrie, sels majeurs, sels nutritifs, chlorophylle a, matières en suspension, niveau trophique, sédiment, aménagement.

SUMMARY

The Oubeïra is the largest fresh water lake situated in the extreme eastern north part of Algeria. It is more particularly regarded as an integral part of El-Kala national park. It is located in one of the most watered regions of the country between 800 and 900 mm. In order to characterize it from the hydrological point of view, a follow-up and a bi-monthly analysis of the volume of the waters of the lake and various parameters such as temperature, pH, dissolved oxygen (OD), total dissolved solids (TDS), transparency of lake waters (Tr), chlorides (Cl^-), bicarbonates (HCO_3^-), sulfates (SO_4^-), sodium (Na^+), potassium (K^+), calcium (Ca^{++}) and magnesium (Mg^{++}), ammonium (NH_4^+), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), orthophosphate (PO_4^-) dissolved organic nitrogen (NOD), dissolved organic phosphate (POD), suspended solids (TSS), particulate organic carbon (COP) and chlorophyll a. Seasonal monitoring of microphytoplankton and a study of the sediment which relates to its particle size, its pH, its humidity, its content in sedimentary organic matter (M.O.S) and in total carbonates. This work was carried out between march 2004 and april 2005. The temperature of the water is similar across the whole surface of the waters of the lake and varies between 8°C and 22°C. The pH is slightly acid to slightly alkaline and ranges from 6,20 to 8,90. Dissolved oxygen contents are viable with a maximum of 8,98 mg/L⁻¹. The water volume of the lake ranges from 23.10⁶ m³ to 59,70.10⁶ m³ from one season to another. The TDS vary in natural quantities ranging from 148,56 mg/L⁻¹ to 368,24 mg/L⁻¹. The transparency is very low and ranges from -0,20 m to -0,50.m The values of the major salts range from 85,20 mg/L⁻¹ to 241,40 mg /L⁻¹ for chlorides, from 12,20 mg/L⁻¹ to 41,48 mg/L⁻¹ for bicarbonates, from 0,21 mg /L⁻¹ to 28,21 mg/L⁻¹ for sulfates, from 3,27 mg/L⁻¹ to 27,27 mg/L⁻¹ for sodium, from 0,14 mg /L⁻¹ to 4,63 mg/L⁻¹ for potassium, from 14,40 mg/L⁻¹ to 40 mg/L⁻¹ for calcium and from 4,80 mg /L⁻¹ to 34,56 mg/L⁻¹ for magnesium.

There is some compensation between the values of nutrient salts and organic matter dissolved in the medium over time. Their concentrations range from 0 µmol /L⁻¹ to 21,50 µmol /L⁻¹ for ammonium (NH_4^+), from 0,038 µmol /L⁻¹ to 21,58 µmol /L⁻¹ for nitrates (NO_3^-), and from 0 µmol /L⁻¹ to 0,38 µmol /L⁻¹ for orthophosphates (PO_4^-) and for dissolved organic nitrogen (NOD) from 0,58 µmol /L⁻¹ to 67,17 µmol /L⁻¹ and also dissolved organic phosphorus (POD) from 0 µmol /L⁻¹ to 2,87 µmol /L⁻¹. The highest concentrations of the chlorophyll a are measured during the dry season and evolve from 7,58 mg/m³ to 394,52 mg/m³.

The fine fraction dominates in the sediment; the average organic matter content is 18,48 % and with an average total carbonates content of 10 %. The pH of the sediment has a neutral to slightly basic tendency (pH from 6,17 to 7,90) and its humidity is high with an average of 46 %. The waters of the lake with their chemical facies, chlorinated-calcium and chlorinated-magnesian are similar to natural waters and of good quality but the liquefaction of the upper part of the mud inflicts constant turbidity and low transparency on the waters. Lake Oubeira is dominated by the Chlorophyceae and with an important precedence of Cyanophyceae. The trophic level of the waters is mesotrophic or hypereutrophic, favored by the summer season. Climate warming, rainfall patterns in the study area, and the extent of clogging of the lake outfall have a major impact on the evolution of the lake waters.

Key words: Lake Oubeira, bathymetry, major salts, nutrient salts, chlorophyll a, suspended matter, trophic level, sediment, management.

ملخص

أوبيرا هي أكبر بحيرة للمياه العذبة في الجزائر تقع في أقصى الشمال الشرقي ، وهي جزء لا يتجزأ من الحصيرة الوطنية للقالمة. تقع في أكثر المناطق رطوبة في البلاد بين 800 و 900 ملم. من أجل تصنيفها من وجهة نظر هيدرولوجية ، قمنا بإجراء رصد وتحليل كل أسبوعين للمعايير التالية: حجم مياه البحيرة ، درجة الحرارة ، درجة الحموضة ، الأكسجين المذاب، إجمالي المواد الصلبة الذائبة ، شفافية مياه البحيرة ، الكلوريدات ، كبريت ، بيكربونات ، صوديوم ، بوتاسيوم ، كالسيوم، المغنيسيوم ، الأمونيوم ، النترات، النتريتات، أورثو فوسفات، نيتروجين عضوي ، فوسفات عضوي المذاب ، المواد المعلقة ، الكربون العضوي في حلة الجسيمات و الكلوروفيل أ ، ب ، ج. الرصد الموسمي للعوالق الميكروبية ودراسة الرواسب التي تتعلق بحجم الجسيمات ، ودرجة الحموضة ، والرطوبة ، ومحتواها من المواد العضوية الرسوبية و الكربونات إجمالية. تم تنفيذ هذا العمل من مارس 2004 إلى أبريل 2005 . تتشابه درجة حرارة الماء عبر سطح الماء وتتراوح من 8 درجة مئوية إلى 22 درجة مئوية. يميل الأس الهيدروجيني للمياه إلى أن يكون حامضياً قليلاً إلى قلوياً قليلاً ويتراوح من 6.2 إلى 8.9. تكون محتويات الأكسجين المذاب بحد أقصى 8.98 ملغ/ل¹، إجمالي المواد الصلبة الذائبة تختلف في أحجام طبيعية تتراوح ما بين 148.56 ملغ/ل¹ إلى 368.24 ملغ/ل¹. شفافية المياه منخفضة للغاية وتتراوح من -0.20 م إلى -0.50 م. حجم مياه البحيرة يتراوح ما بين 10.23 م³ إلى 5.70 م³ من موسم لآخر. تتراوح قيم الأملاح المعدنية الرئيسية من 85.20 ملغ/ل¹ إلى 241.40 ملغ/ل¹ للكلوريدات ، من 12.20 ملغ/ل¹ إلى 41.48 ملغ/ل¹ للبيكربونات ، من 0.21 ملغ/ل¹ إلى 28.21 ملغ/ل¹ للكبريتات ، من 3.27 ملغ/ل¹ إلى 27.27 ملغ/ل¹ للصوديوم ، من 0.14 ملغ/ل¹ إلى 4.63 ملغ/ل¹ للبوتاسيوم ، من 14.40 ملغ/ل¹ إلى 40 ملغ/ل¹ للكالسيوم ومن 27 4.80 ملغ/ل¹ إلى 34.5627 ملغ/ل¹ للمغنيسيوم. هناك بعض التعويض في الوسط بين قيم أملاح المغذيات التي تتراوح من 0 ميكرومول / ل¹ إلى 21.50 ميكرومول / ل¹ للأمونيوم ، من 0.038 ميكرومول / ل¹ إلى 21.58 للنترات وومن 0 ميكرومول / ل¹ إلى 0.38 ميكرومول / ل¹ لأورثو فوسفات مع قيم النيتروجين العضوي المذاب والفوسفور العضوي المذاب مع مرور الوقت. يتم قياس أعلى تركيزات الكلوروفيل أ خلال موسم الجفاف وتتراوح من 7.58 ملغ / م³ إلى 394.52 ملغ / م³. يسيطر الجزء الناعم على الرواسب ويبلغ متوسط محتوى المادة العضوية 18.48% ومتوسط محتوى الكربوني الإجمالي 10% في الرواسب. درجة حموضة الرواسب لها ميل محايد إلى قلوياً قليلاً (درجة الحموضة من 6.17 إلى 7.90) ورطوبتها عالية بمتوسط 46%. تتشابه مياه البحيرة مع أوجهها الكيميائية، الكلوروكالسية والكلورومغنيسومية إلى المياه الطبيعية وذات نوعية جيدة ولكن تسيل الجزء العلوي من الطين بسبب للمياه تعكراً ثابتاً وشفافية منخفضة. تهيم على بحيرة أوبيرا الكلوروفيسيا مع حضور قوي لسيانوفيسيا. مستوى التغذية للمياه يكون متوسط التغذية و مفرط التغذية خاصة في موسم الصيف. ظاهرة الاحتباس الحراري وتعاقب الأمطار في منطقة دراستنا ومدى انسداد مصب البحيرة، يكون لها تأثير كبير على تطور مياه البحيرة.

الكلمات المفتاحية: بحيرة أوبيرا ، قياس الأعماق ، الأملاح الرئيسية ، أملاح المغذيات ، الكلوروفيل أ ، المادة المعلقة ، المستوى الغذائي ، الرواسب ، التهينة.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABH-CSM., 2000.** Le bassin des côtières Constantinois est. Dans le cahier de l'agence «Bassin des côtières constantinois» 4:55-75. AFNOR, N. F. T., 1978 Détermination des matières en suspensions. NFT: 90-105.
- Alayat H., Kherici N. & Lamouroux C., 2014.** Space evolution of the silting of Oubeira Lake imposed by erosion (extreme NE Algerian). REVUE LJEE 15:28-38.
- Aminot A. & Chaussepied M., 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu Marin. Editions Jouve, CNEXO, Paris : 395 pp.
- Aminot A. & Guillaud J.F., 1990.** Apport en matières organiques et en sels nutritive par les stations d'épurations, 11-26. La Mer et les rejets urbains, Bendor, 13-15 juin 1990. IFREMER.Acte de Colloque.
- Amira A. B. & Bougdah M., 2018.** Influence of Mafragh and Seybouse inputs (sediment and salts) on the productivity of Annaba Bay. AACL Bioflux 11(3): 653-665.
- Amri S., 2008.** Dynamique mensuelle du phytoplancton dans le lac Oubeira et le lac Noir «Parc National EL-Kala». Thèse de Magistère, Université Badji Mokhtar Annaba: 94 pp.
- Anonyme., 1990.** vironnement lithoral, numéro spécial. Equinoxe .IFREMER, 32 :1-94.
- ANRH & Labord J. P., 1990.** Carte pluviométrique de l'Algérie du nord, dressée par l'ANRH avec la collaboration scientifique de Jean Pierre Laborde (U.R.A 1476 du C.N.R.S) dans le cadre du P.N.U.D.
- Anser A., 1998.** La pluviometrie en Algérie du Nord, Edition et variabilité (1931-1995), Thèse de Doctorat d'état en géographie et aménagement .option Amenagement et cartographie. Université Mentouri Constantine: 247 p.
- Arrignon J., 1985.** Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. 3ème édition, Éditions Gautier-Villars, Paris.
- Bagnouls. F. & Gaussen .H., 1957.** Les climats biologiques et leur classification, Annales de Géographie, 66 année, N° 335: pp 22-193.
- Bahroun. S., 2016.** Objectifs environnementaux de rejet pour les polluants dans le milieu récepteur et optimisation du pouvoir auto-épurateur : cas de l'oued kébir est (Nord-est Algérien. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba: 220 p.
- Ballay, D., 1992.** L'élimination des nitrates dans les stations d'épuration Pour quoi et jusqu'ou aller ? TSM, 4-92 : 165-170.
- Barroin G., 1990.** La pollution des eaux par les phosphates. La Recherche 221:620-627.
- Barroin G., 1991.** La réhabilitation des plans d'eau. La Recherche 238:1412-1422.
- Barroin G., 2003.** Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. Courrier de l'Environnement de l'INRA 48:13-25.

Bendjama A., 2007. Niveau de contamination par les métaux lourds du complexe lacustre (Tonga, Oubeira, El-Mellah) du parc national d'El-Kala. Thèse de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba: 157 pp.

Bendjama A., Djabri L., Chouchane T., Boukari A. & Tlili S., 2016. La qualité des eaux lacustres appartenant aux zones humide du PNEK – Algerie. Third International Conference on Energy, Materials, Applied Energetics and Pollution ICEMAEP 2016, October 30-31, Constantine, Algeria: 1109-1114 pp.

Bensafia N., 2005. Les peuplements de cyanobacteries de deux plans d'eau douce (Lac Oubeira, Lac Tonga) Inventaire et dynamique spatiotemporelle. Thèse de Magistère, Universitie Badji Mokhtar Annaba: 136 pp.

Bensouilah A. B., 2003. Production aquacole et peuplement en Cyanophycées d'un plan d'eau douce (lac Oubeira) et d'un plan d'eau saumâtre (lagune El Mellah) de la région extrême nord-est Algérienne. Acte des 6èmes Journées de l'ATS Mer.Tunis 2003: pp. 29-32.

Bentey D., Lafite R., Guary J.C. & Stathamas P., 1993. Nutrient fluxesthrough the Dover straits: results of measurements and esti-mates of river input, Fluxmanche final report, 1993: 141-157.

Bentouili Y., 2007. Inventaire et qualité des eaux des sources du Parc National d'El-Kala (nord-est Algérien). Thèse de Magister, Universitie Badji Mokhtar Annaba: 113pp.

Benyacoub S., 1993. Ecologie de l'avifaune forestière nicheuse dans la région d'El-Kala (nord-est Algérien). Thèse de Doctorat, Université de Dijon: 297 pp.

Benyacoub S. & Chabi Y., 2000. Diagnostic écologique de l'avifaune du Parc nationald'El-Kala. Revue Synthèse Publication de l'Université d'Annaba-Algérie 7: 10-12.

Bertru, G. 1975. Etude physico-chimique et microbiologique des échanges sédiments-eau: influence sur la trophie du système et la périodicité du phytoplancton. Thèse Univercité de Rennes: 243 pp.

Bertru G., 1980. Les échanges sédiments-eau dans les étangs in: Billard, R, Ed la pisciculture en étang, 37-46. INRA Publ., Paris. BEVERIDGE M, 1987.

Blottiere L., Jaffar-Bandjee M., Jacquet S. & Hulot F. D., 2014. Effets du brassage sur la physico-chimie et la structuration du réseau trophique aquatique d'eau douce. Journées Internationales de Limnologie et d'Océanographie (JILO-2014), Marseille, pp. 50.

B.n.e.d.e.r., 2004. Bureau national des études et du développement rural Alger.

Bombace G., 1995. Les ressources de pêche de l'Adriatique : Situation et perspectives.

Bulletin de l'institut océanographique, Monaco., 1995. N° spécial 15: 159-186.

Bougis P., 1974. Ecologie du plancton marin, Tome 1, Le phytoplancton, 196 pp.

Bouhaddada R., Nélieu S., Nasri H., Delarue G. & Bouaïcha N., 2016. High diversity of microcystins in a Microcystis bloom from an Algerian lake. Environmental Pollution 216: 836-844.

- Boulahbel R., 1999.** Caractéristiques d'un modèle de peuplement d'oiseaux d'eau nicheurs. Cas du lac Oubeira et du marais du lac Mellah (Parc national d'El Kala). Thèse de Magistère, Université Badji Mokhtar Annaba: 80 pp.
- Bounab .S., 2017.** Ressource en eaux et développement durable cas de la région Annaba-El-Taref (nord-est Algérien). Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba: 190 pp.
- Bourrelly P., 1981.** Les algues d'eau douce, Initiation à la systématique, Tom 3: Les algues bleues et rouges Boudée, éd Rev. 606 pp.
- Bourrelly P., 1985.** Les algues d'eau douce, Initiation à la systématique, Tom 2 : Les algues jaunes et brunes. 398 pp.
- Bourrelly P., 1988.** Complément: Les algues d'eau douce, Initiation à la systématique, Tom1: Les algues vertes. 180 pp.
- Brahmia S., Barour C., Abbaci S., Boualleg C. & Bensouilah M., 2016.** Environmental parameters and parasitism in common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) caught from Oubeira lake (North-East of Algeria). *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology* 11(4): 27-36.
- Branes Z., 2007.** Contribution à l'étude bactériologique et phytoplanctonique de la lagune Mellah et du lac Oubeira (Parc national d'El Kala, Algérie).Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba: 77 pp.
- Brembu T., Mühlroth A., Alipanah L. & Bones A. M., 2017.** The effects of phosphorus limitation on carbon metabolism in diatoms.*Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 372 (1728): 20160406.
- Brown E.J. & Harrs R.F., 1978.** Kinetics of algal transient phosphateuptake andthen cellquota concept. *Limnol. Ocenagr.*, 2 3 : 35 - 40.
- Capblancq J. & Decamps H., 2002.** L'eutrophisation des eaux continentales questions à propos d'un processus complexe. *Nature Sciences Sociétés* 10 (2): 6-17.
- Cembella A. D., Antia N. J. & Harrison P. J., 1984.** The utilization of inorganic and organic phosphorous compounds as nutrients by eukaryotic microalgae: a multidisciplinary perspective. Part 1. *Critical Reviews in Microbiology* 10 (4): 317-391.
- Chassefiere B., 1968.** Sur la sédimentologie et quelques aspects de l'hydrologie de l'étang de Thau. Thèse 3ème cycle, Université de Montpellier : 131 p
- Cojan I., & Renard M., 1999.** Sédimentologie, Dunod, Paris.
- Coutagne. A., 1954.**Quelques considérations sur le pouvoir évaporant de l'atmosphère, le déficit d'écoulement effectif et le déficit d'écoulement maximum, *La Houille blanche*, 360–369 pp.
- Dauta A., 1982.** Conditions de développement du phytoplancton: etude comparative du comportement de huit espèces en culture. II. Rôle des nutriments; assimilation et stockage intracellulaire. *Annales de Limnologie* 18 (3): 263-292.

De Belair G., 1990. Structure, fonctionnement et perspectives de gestion de quatre écosystèmes lacustres et marécageux: El Kala, Est algérien. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier: 193 pp.

Degrément., 1978. Mémento technique de l'eau. Degrément, France 1184 pp.

Dechemi N., Ait Mouhoub D. & Souag D., 2000. Contribution à l'analyse du régime pluviométrique sur le littoral algérien. Science et changements planétaires / Sécheresse 11 (1): 5-10.

Derbal F., Chaoui. & L Kara M. H., 2006. Exploitation halieutique du lac Oubeira (El-Tarf, Algérie): diversité, production et analyse des captures commerciales. Conférence: Congrès sur le Fonctionnement et la gestion raisonnée des écosystèmes aquatiques, CILEF 8At: Hammamet, Tunisie.

Draredja B., 1992. Conditions hydrosédimentaires et structure de la macrofaune benthique en période printanière d'un écosystème lagunaire méditerranéen: lac Mellah (Algérie). Thèse Magister en Océanographie biologique, ISMAL (Alger) : 147 pp.

Draredja B., 2007. Structure et fonctionnement d'un milieu lagunaire méditerranéen : Lagune Mellah (El-Kala, Algérie Nord-est). Thèse de Doctorat d'état, Université, Badji Mokhtar Annaba : 178 pp .

Duchaufour P. & Souchier B., 1979. Pédologie : Constituants et propriétés du sol. Masson. Eisenstadt D., Barkan E., Luz B., Kaplan A., 2010. Enrichment of oxygen heavy isotopes during photosynthesis in phytoplankton. Photosynthesis Research 103 (2): 97-103.

Febvre J., 1968. Etude bionomique des substrats meubles de l'étang de Berre. Rec. Trav. St. Mar. Endoume. Bull. 44. Fasc. 60 : 1-349

Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar., 2002. Ministère de l'agriculture et du développement rural direction générale des Forêts (01-06-2002).

Fiches techniques 11 sept2018. - GEO/FGS-FT.5 - p1/1 Fiche technique 5 Comment interpréter un diagramme ombrothermique.

Fieux M., Reverdin G., Speich S. & Delecluse P., 2017. Échanges océan-atmosphère et formation des masses d'eau. In: L'océan à découvert. Euzen A., Gaill F., Lacroix D., Cury P., CNRS éditions, pp. 56-57.

Fogg G. E., 1973. Phosphorus in primary aquatic plants. Water Research 7(1-2):77-91.

Folk R.L. & Ward W.C., 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. J. Sedim-petrology, 27 (1): 3-27.

Frontier S. & Pichod-Viale D., 1991. Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Ed. Masson, Paris : 392p Frontier S. & Pichod-Viale D., 1991. Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Ed. Masson, Paris: 392 pp.

Garnier J., Billen G. & Servais P., 1992. Physiological characteristics and ecological role of small and large bacteria in polluted river (SeineRiver, France) Arch. Hydrobiol.Bech. 37: 83-94.

- Ghachi A. , 1986.** Hydrologie et utilisation de la ressource en eau en Algérie. Le bassin de la Seybouse. Office des publications Universitaire Alger: 240 pp.
- Ghorbel A., 1991.** Guide Pratique des calculs hydrologiques. Rapport interne Bureau de l'Inventaire des Ressources Hydrauliques: 61 pp.
- Geider R.J., MacIntyre H.L. & Kana T.M., 1997.** Dynamic model of phytoplankton growth and acclimation: Responses of the balanced growth rate and the chlorophyll a, carbon ratio light , nutrient-limitation and temperature .Mar.Ecol.Prog.Ser, 1481: 187-200.
- Golterman H. L., 1960.** Studies on the cycle of elements in fresh water. Acta Botanica Neerlandica 9:1-58.
- Guellati F. Z., 2018.** Diversité, dynamique spatiotemporelle et toxicité potentielle des cyanobactéries dans deux plans d'eau (Réservoir Hammam Debagh et lac Oubeira). Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba: 165 pp.
- Guelorget O. & Michel P., 1976.** Recherche écologique sur une lagune saumâtre méditerranéenne: l'étang de Prévost (Hérault). Thèse 3ème cycle, USTL, Montpellier, Tome I: 95 p., Tome II: 122 p.
- Guelorget O. & Michel P., 1977.** Etude sédimentologique d'une lagune saumâtre méditerranéenne, l'étang de Thau (Hérault). Vie Milieu, 27 (1b) : 111-130
- Guelorget O., Frisoni G.F., Ximenes M.C. & Perthuisot J.P., 1989.** Expression biologique du confinement dans une lagune méditerranéenne : le lac Mellah (Algérie). Rev. Hydrobiol. Trop. 22 (2): 87-99
- Guildford S. J. & Hecky R. E., 2000.** Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship? Limnology and Oceanography 45 (6):1213-1223.
- Hade A., 2002.** Nos Lacs: les Connaître pour Mieux les Protéger. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Réseau de Surveillance Volontaire des Lacs (RSVL). Editions Fides: Canada.
- Hasnaoui M., Kassila J., Loudiki M., Droussi M., Balvay G. & Barrouin G., 2001.** Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni Mellal, Maroc). Revue des Sciences de l'Eau 14 (3): 307-322.
- Healey F.P. & Hendzel L.L., 1979.** Fluorometric measurement of alkaline phosphatase activity in algae. Marine and Freshwater Biology, 9: 429-439.
- Herkovits J., Castañaga L. A., D'Eramo J. L. & Jourani V. P., 2015.** Living organisms influence on environmental conditions: pH modulation by amphibian embryos versus aluminum toxicity. Chemosphere 139: 210-215.
- Huang B., Marchand J., Thiriet-Rupert S., Carrier G., Saint-Jean B., Lukomska E., Moreau B., Morant-Manceau A., Bougaran B. & Mimouni V., 2019.** Betaine lipid and neutral lipid production under nitrogen or phosphorus limitation in the marine microalga *Tisochrysis lutea* (Haptophyta). Algal Research 40: 101506.

Hunter J. E., Brandsma J., Dymond M. K., Koster G., Moore C. M., Postle A. D., Mills R. A. & Attard G. S., 2018. Lipidomics of *Thalassiosira pseudonana* under phosphorus stress reveal underlying phospholipid substitution dynamics and novel diglycosylceramide substitutes. *Applied and Environmental Microbiology* 84 (6): e02034-17.

Jacobsen D. & Dangles O., 2017. Ecology of high altitude waters. Oxford University Press, 272 pp.

Jacque .J., 1960. Répartition partielles des précipitations à l'échelle fine et précision des mesures pluviométriques. AIUS. Assemblée générale d'Helsinki 1960 Commission d'érosion continentale, pp 317 - 342.

Joleaud .L., 1936. Etude géologique de la région de Bône et de la Calle. Gouvernement générale de l'Algérie. Berl. Ser de la carte géologique de l'Algérie, 199 p.

Khallef B., Brahamia K. & Oularbi A. R., 2018. Study of the vulnerability of soil to water erosion by remote sensing and GIS: case of El Kala National Park (Algeria). *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences* 13 (6): 52-65.

Kherifi Warda., 2016. Pollution et protection des eaux du lac Mellah (Nord-Est Algérien) au droit des rejets urbains: proposition d'un collecteur principal. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba: 210 pp.

Labar S., 2003. Contribution à l'identification des aires inondables et qualité physicochimiques des eaux stagnantes temporaires dans la vallée de la Mafragh «Extrême Nord-est Algérien». Thèse de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba, 111 pp.

Labar S. & Alayat H., 2002. Contribution à l'identification des zones inondables et qualité des eaux stagnantes temporaires dans la vallée de la Mafragh El-Tarf. Séminaire international, biologie et environnement, Constantine 20, 21 et 22 octobre 2002.

Lacaze J. C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Editions Ellipses, Paris, 191 pp.

Laane R.W.P.M., Groeneveld G., De Vries A., Vanbennekom J. & Sydow S., 1993. Nutrient (P, N, Si) in the Channel and the Dover Strait: seasonal and year-to-year variation and fluxes to the North Sea, *Oceanol. Acta*, 16: 607 - 616.

Levich, A.P., 1996. The role of nitrogen-phosphorus ratio in selecting for dominance of phytoplankton by cyanobacteria or green algae and its application to reservoir management. *J. Aquat. Ecosyst. Hlth.*, 5: 55-61.

Liebig J., 1840. Die Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie .La Chimie dans ses rapports avec l'agriculture et la croissance des plantes. Stricto-sensu, la première édition française paraît en 1841 (La Chimie organique appliquée à la physiologie végétale et à l'agriculture, Fortin, Masson).

Lin S., Litaker R. W. & Sunda W. G., 2016. Phosphorus physiological ecology and molecular mechanisms in marine phytoplankton. *Journal of Phycology* 52 (1): 10-36.

Loquet N., Rybarczyk H. & Elkaim B., 2000. Échanges de sels nutritifs entre la zone côtière et un système estuarien intertidal: la baie de Somme (Manche, France). *Oceanologica Acta* 23 (1): 47-64.

- Lorenzen C. J., 1967.** Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346.
- Loucif N., Meddour A. & Samraoui B., 2009.** Biodiversité des parasites chez *Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758 dans le parc National d'El Kala, Algérie. *European Journal of Scientific Research* 25 (2) :300-309.
- Mammeria A. B., Triplet P. & Bitam I., 2019.** The white stork *Ciconia ciconia* in the northeast of Algeria, and its relation with climatic change between 1996 and 2014. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 216: 165-170.
- Marcos C., Gamito S., Umgieser G. & Pérez-Ruzafa A., 2019.** Vindicating the biological and socioeconomic importance of coastal lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 216: 1-3.
- Margalef R., 1968.** Perspectives in ecological theory. Univ. Chicago Press, Chicago, Ill. 111 p.
- Marre A., 1987.** Etude géomorphologique du tell oriental Algérien de Collo à la frontière Tunisienne. Thèse de Doctorat, Université Aix Marseille II: 559 pp.
- Meddour A., 1987.** Parasites of fish water for Lac Oubeira. Master.
- Meddour A. & Bouderdia K., 2011.** Biodiversité et développement piscicole au lac Oubeira (Parc National el Kala – Algérie). INOC-MPRH-IDB / Workshop on the Marine Biodiversity in The Islamic Countries Algiers 22-24 Oct 2011 Workshop Report N° 07, Edited by The InterIslamic Science & Technology Network on Oceanography, Izmir, Turkey, pp. 42-51.
- Menesguen A., 1990.** Présentation du phénomène d'eutrophisation littorale, 35 à 52. La Mer et les rejets urbains, Bendor, 13-15 juin 1990. IFREMER. Acte de Colloque 11.
- Messerer Y., 1999.** Etudes morphométrique et hydrologique du complexe lacustre d'El Kala (cas du lac Mellah et du lac Oubeira). Thèse de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba, 199 pp.
- Meybeck M., 1982.** Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282: 401-450.
- Meybeck M., Chapman D. V. & Helmer R., 1989.** Global freshwater quality: a first assessment. UNEP, Global Environment Monitoring System, Published on behalf of WHO and UNEP by Blackwell Reference, Oxford: 306 pp.
- Meybeck M. & Moatar F., 2012.** Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. *Hydrological Processes* 26 (8): 1188-1207.
- Miri Y., 1996.** Etude la Végétation aquatique du Lac Oubeira. Magister INA El Harrach, Alger)
- Mischler J. A., Taylor P. G. & Townsend A. R., 2014.** Nitrogen limitation of pond ecosystems on the plains of Eastern Colorado. *PLOS ONE* 9 (5): 95757.
- Monbet Y., 1972.** Etude bionomique du plateau continental au large d'Arcachon (Application de l'analyse factorielle). Thèse 3ème Cycle. Univ. d'Aix Marseille : 91 p.

- Mouissi S. & Alayat H., 2016.** Utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) pour la caractérisation physico-chimique des eaux d'un écosystème aquatique: cas du Lac Oubéira (Extrême NE Algérien). *Journal of Materials and Environmental Science* 7: 2214-2220.
- Mortimer C. H., 1941.** The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.* 29: 280–329.
- Mortimer C. H., 1942.** The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.* 30: 147–201.
- Mortimer C. H., 1971.** Chemical exchanges between sediments and water in the Great Lakes speculations on probable regulatory mechanisms. *Limnol. Oceanography* 16: 387–40.
- Mosbah L., 1998.** Contribution à l'étude du lac Oubeira, aspects: phytoplancton et physico-chimie. Mémoire d'ingénieur d'Etat, Université Badji Mokhtar 61 pp.
- Nalewajko C. & Lean D. R. S., 1978.** Phosphorus kinetics–algal growth relationships in batch cultures. *Mitteilungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 21:184–92.
- Nasri H., El Herry S. & Bouaïcha N., 2008.** First reported case of turtle deaths during a toxic *Microcystis* spp. bloom in Lake Oubeira, Algeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71 (2): 535-544.
- Nisbet M. & Verneaux J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie* 6 (2): 161-190.
- OCDE., 1982.** Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluations et de lutte. OCDE Paris.
- Orange D., 1992.** Hydroclimatologie du Fouta Djallon et dynamique actuelle d'un vieux paysage latéritique (Afrique de l'Ouest). Thèse Sciences, Université Strasbourg.
- Orange D., Mahe G., Dembele L., Diakite C.H., Kuper M. & Olivry J.-C., 2002.** Hydrologie, agro-écologie et superficies d'inondation dans le delta intérieur du Niger. In Orange et al., : Gestion intégrée des ressources naturelles en zones inondables tropicales, Colloques et séminaires, Ed. IRD, Paris : 209-23.
- Orange D., Arfi R., Picouet C. & Etcheber H., 2004.** Comportement du carbone organique dans les eaux du fleuve Niger lors de leur traversée du delta intérieur du Niger au Mali. *Bulletin Réseau Erosion* 22: 432-445
- Ounissi M. S., Amira A. B. & Dulac F., 2018.** Riverine and wet atmospheric inputs of materials to a North Africa coastal site (Annaba Bay, Algeria). *Progress in Oceanography* 165:19-34.
- Paerl H., 2008.** Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater–marine continuum. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 619: 217-237.

- Parsons T. R., Maita Y. & Lalli C. M., 1984.** A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Pergamon Press, 189 pp.
- Pearsall WH., 1920.** The aquatic vegetation of the English Lakes. *J. Ecol.* 8, 163-201.
- Picouet C., 1999.** Géodynamique d'un hydrosystème tropical peu anthropisé : Le bassin supérieur du Niger et son delta intérieur. Thèse Sciences, Université Montpellier.
- Pourriot R., Capblanc J., Champ P. & Meyer J. A., 1982.** Ecologie du plancton des eaux continentales. Collection d'Ecologie 16, Masson, Paris and New York, 198 pp.
- Premazzi G. & Cardoso A. C., 2001.** Criteria for the identification of freshwaters subject to eutrophication. Final report prepared for DG Env. EI-JRC, I-21020 Ispra, Italy.
- Raimbault P., Taupier L. & Radier M., 1988.** Vertical size of phytoplankton in the Western Mediterranean sea during early summer. *Mar. Ecol. Prog ser.* 45: 225-231
- Ramaraj R., Tsai D. D. W. & Chen P. H., 2013.** Chlorophyll is not accurate measurement for algal biomass. *Chiang Mai University Journal of Natural Sciences* 40 (10): 1-9.
- Reynolds C.S. & Descy J-P., 1996.** What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia.* 369/370: 11-26.
- Rhee G.H. & Gotham, I.J. 1980.** Optimum N: P ratios and coexistence of planktonic algae. *Phycol.* 16: 486-489.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J. P., Chambon P., Champsaur H. & Rodi L., 1996.** L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, Paris, 1383 pp.
- Rydin S. O. & Rast W., 1994.** Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Sciences de l'environnement, Masson-Unesco Editions, pp. 1-294.
- Saadali B., 2015.** Impact de l'activité anthropique sur la dégradation de la qualité des eaux et de l'environnement : Cas du Parc National d'El Kala (Nord-Est algérien). Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba: 201 pp
- Samraoui B. & De Belair G., 1998.** Les zones humides de la Numidie orientale: bilan des connaissances et perspectives de gestion. *Synthèse* 4:1-90.
- Sarri D., 2017.** Développement durable au sein des aires protégées, cas du Parc National d'El Kala et des sites d'intérêt biologique et écologiques de la région d'El Taraf. Thèse de Doctorat, Université Farhat Abas Setif 1: 240 pp.
- Scott J. T., McCarthy M. J. & Paerl H. W., 2019.** Nitrogen transformations differentially affect nutrient-limited primary production in lakes of varying trophic state. *Limnology and Oceanography Letters* 4 (4): 96-104.
- Sehili N., 2008.** Evolution des peuplements phytoplanctoniques au niveau du lac Oubéira Et la lagune El Mellah. These Magistère, Université, Badji Mokhtar Annaba: 135 pp.
- Semroud R., 1983.** Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranéens : lac Mellah (El-Kala, Algérie). Thèse 3ème cycle, USTHB, Alger: 137 pp.

- Sept K.L. & Reynolds C.S., 1995.** Phytoplankton functional attributes along trophic gradient season. *Limnology and Oceanography*.40: 589-597.
- Smith, V.H., 1983.** Low nitrogen to phosphorus favour dominance by blue-green algae in Lake Phytoplankton. *Science*, 221: 669-71.
- Soeder, C.J., Muller, H., Payer, H.D. & Schuelle, H., 1971 .**Mimral nutrition of planktonic alge: Some considerations, some experiments .*Mitt. Internat .Verien . Limnol.* 19: 39-58 DE.
- Stumm W. & Morgan J. J., 1996.** Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. Third edition, Wiley Interscience Publication, 1040 pp.
- Thienemann A., 1918.** Untersuchungen uber die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des wasser und der zusammensetzung der fauna in norddeutschen Seen. *Arch. Hydrobiol* .12: 1-65.
- Thomassin B.A., 1978.** Peuplements de sédiments coralliens de la région de Tuléar (S.W. de Madagascar et leur insertion dans le contexte côtier indo-pacifique. Thèse Doct. ès-Sciences, Univ. Aix-Marseille, 22/04/1978, Archives CNRS n° AO 11 581.Texte : pp. 1-493.
- Thorntwaite, C. W., 1954.** The measurement of potential evapotranspiration. *Mather seab rook*. New jersey 1959, 225 pages.
- Tufekcioglu M., Isenhardt T. M., Schultz R. C., Bear D. A., Kovar J. L. & Russell J. R., 2012.** Stream bank erosion as a source of sediment and phosphorus in grazed pastures of the Rathbun Lake watershed in southern Iowa, United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 67 (6): 545-555.
- Turc. L., 1953.** Le bilan d'eau des sols, relation entre les précipitations. L'évaporation et l'écoulement. Thèse Annalogronomique. Paris, pp 5-131 et 491 - 595.
- Turc. L., 1961.** Evaluation des besoins en eau d'irrigation, évaporation potentielle. *Ann agronomiques*, Paris, pp 13 - 49.
- Turc. L., Gobrillot. T.K., Hlavek. R & Carpentier. C., 1963.** Cartes d'évapotranspiration potentielle, interpretation et utilisation. *Bull. Tech du Genie rural*. Paris, 60 pages.
- Van Dijk G. & Ledant J. P., 1983.** La valeur ornithologique des zones humides de l'Est Algérien. *Biological Conservation* 26: 215-226.
- Wang Y., 2015.** Concentration and distribution of organic phosphorus through a grassland catchment transfer continuum. Doctoral dissertation, Lancaster University, 200 pp.
- Wasson J.G., Guyot J. L. & Sanejouand H., 1991.** Premières données concernant le carbone organique transporté par le Rio Desaguadero (Altiplano bolivien). *Revue des Sc. de l'Eau*, 4: 363-379
- Water Watch Australia Steering Committee., 2003.** Water watches Australia National Technical Manual, Environment, Australia.
- Wetzel R. G., 2001.** Limnology: lake and river ecosystems. Third edition, Academic Press, 1006 pp.

- Weydert P., 1973.** Morphologie et sédimentologie de la partie méridionale du grand récif de Tuléar (SW Madagascar) : les ensembles sédimentaires de la pente interne. *Tethys supp.* 5 : 133-156.
- Veyssy E., 1998.** Transferts de carbone organique, d'azote et de phosphore des bassins versants aux estuaires de la Gironde et de l'Adour Sud-ouest de la France, Thèse Sciences, Université Bordeaux.
- Vollenweider R. A., 1968.** The scientific basis of Lake Eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. *Tech.REP.D.A.S./C.S.J./OCDE*, Paris: 159 pp
- Youcef B. & Amira A. B., 2017.** Transport of dissolved and suspended solids from three coastal rivers (North Central Algeria). *AACL Bioflux* 10 (6):1404-1412.
- Zahi F., 2008.** La qualité des eaux et des sols de la région du lac Fetzara (Nord-Est d'Algérie). Thèse de Magister, Université Badji Mokhtar Annaba: 123 pp.
- Zeghaba N., 2018.** Etude et suivi de la qualité des eaux du barrage Hammam Debagh (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba: 114 pp.

ANNEXES

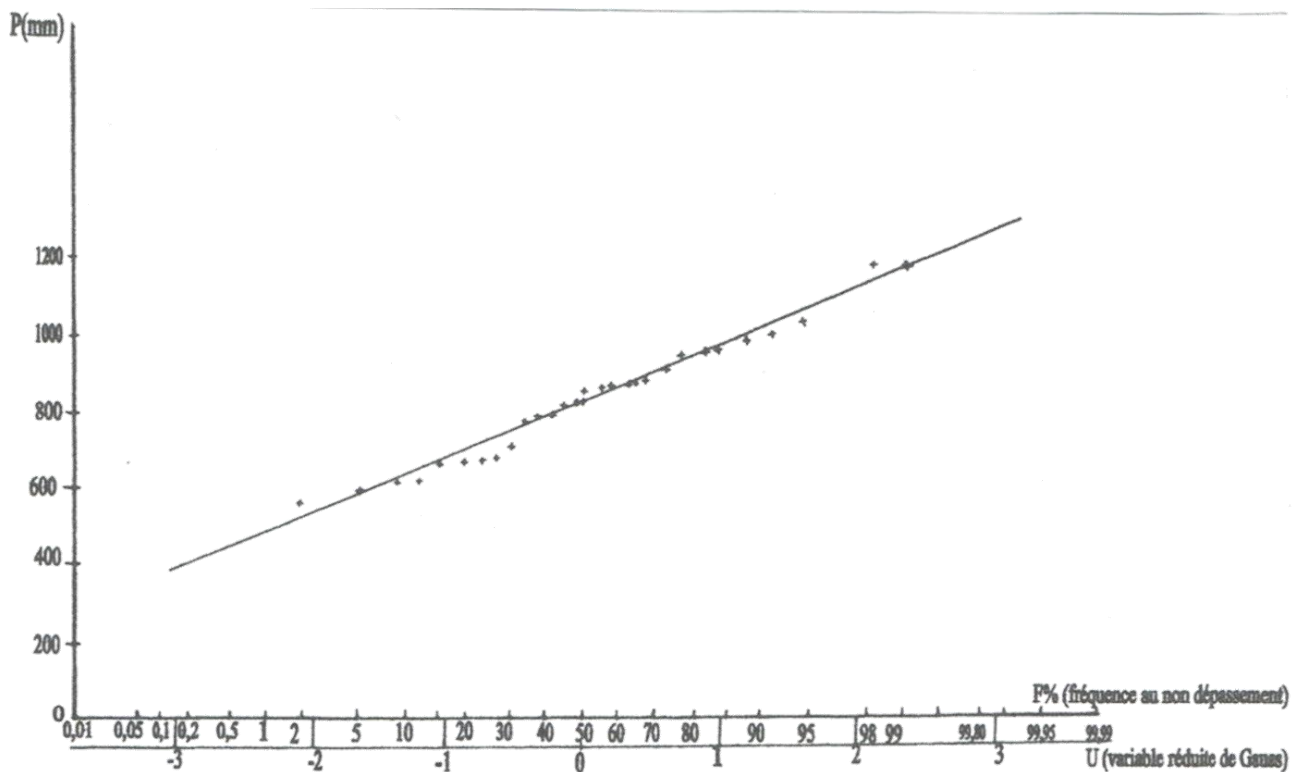


Figure 1: Ajustement graphique des précipitations annuelles à la loi de Gauss station d'El-Klala 1968/1969-2004/2005

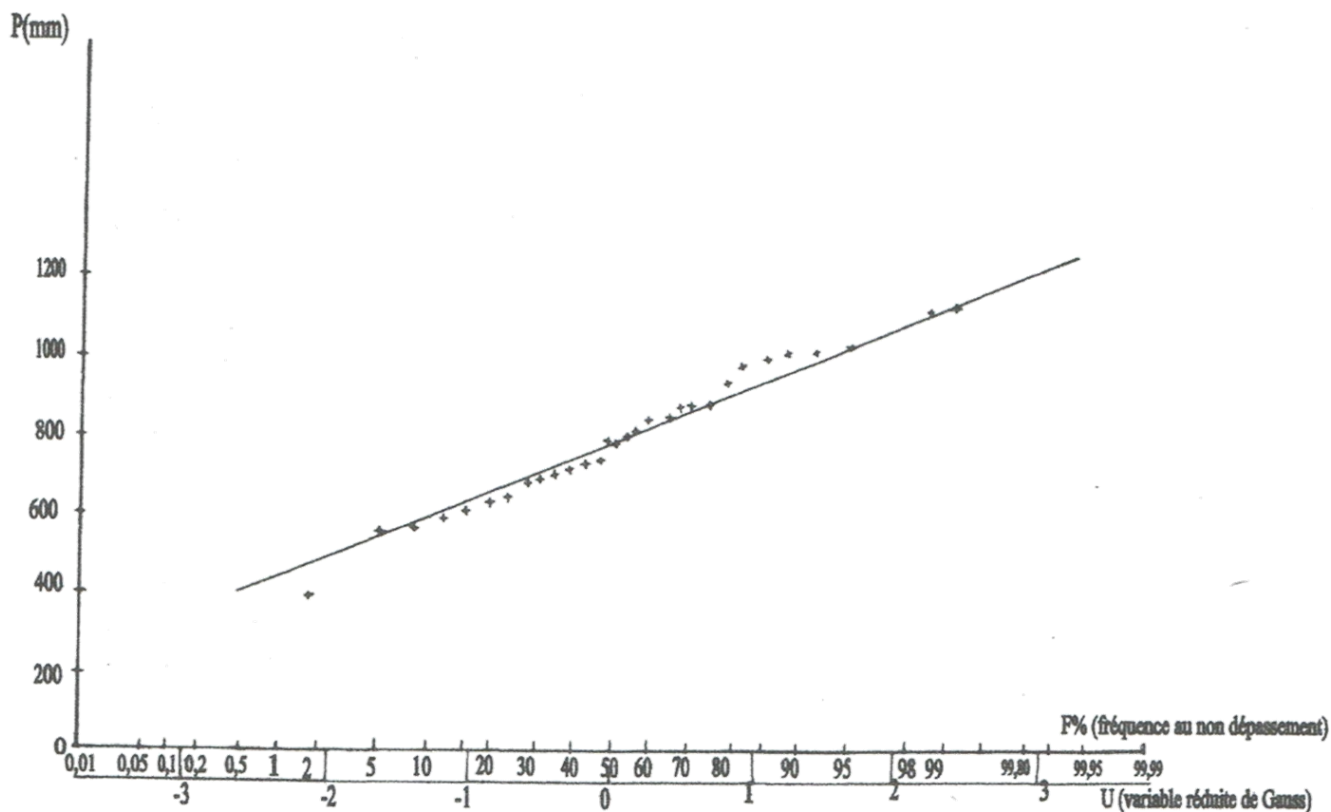


Figure 2: Ajustement graphique des précipitations annuelles à la loi de Gauss station d'Ain El-Assel 1968/1969-2004/2005

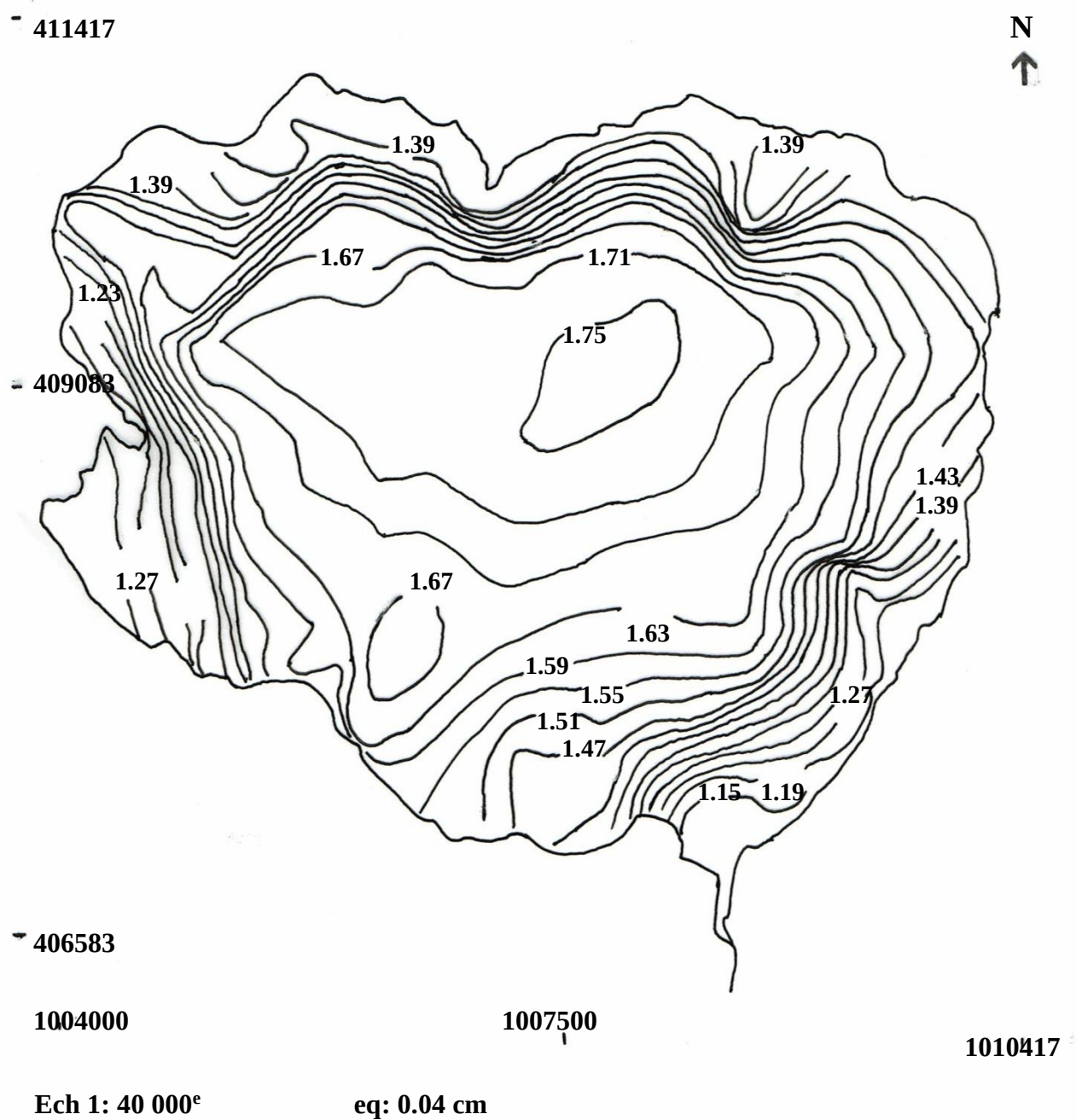


Figure 3: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois mars 2004.

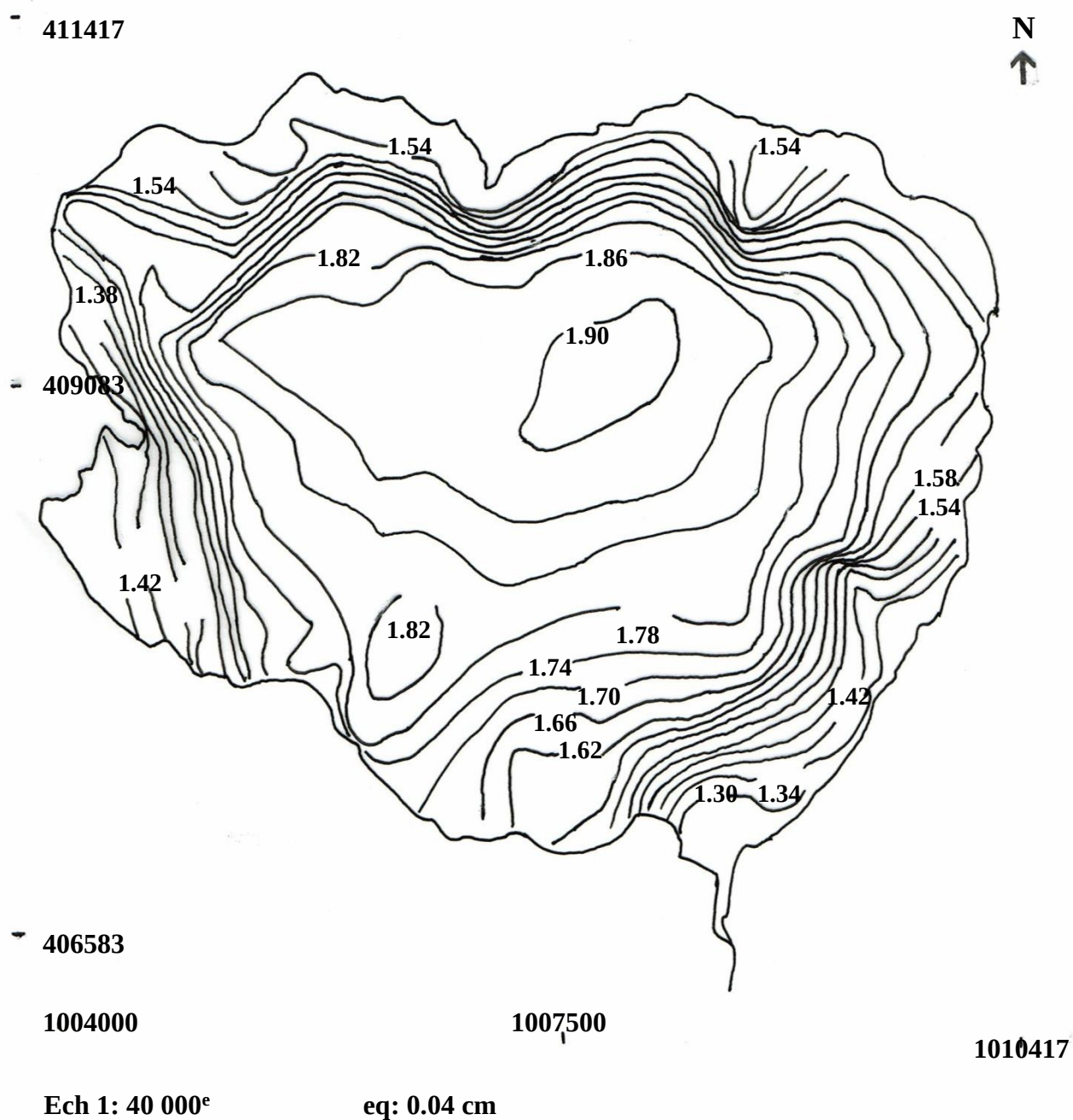


Figure 4: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois d'avril 2004.

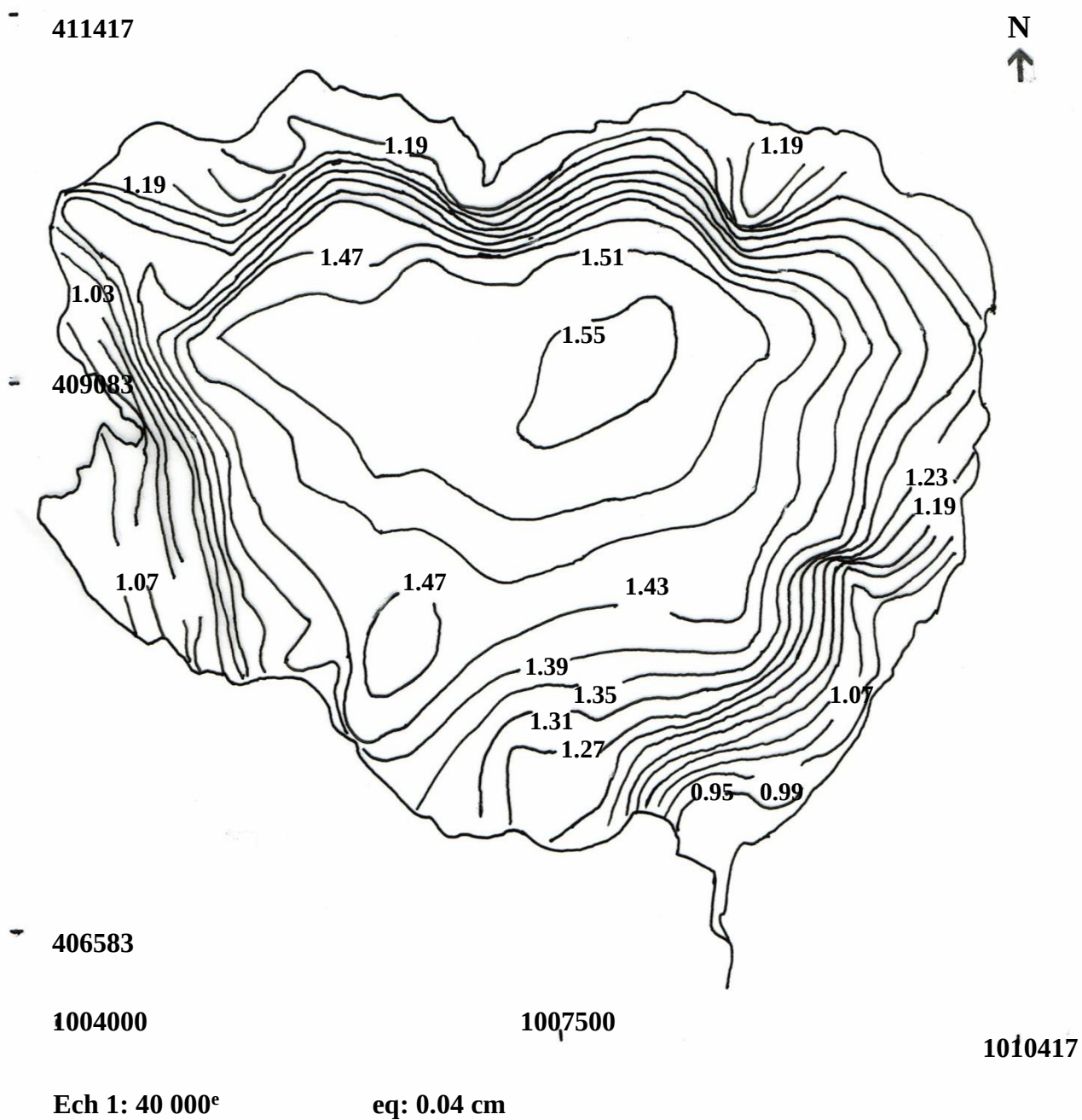


Figure 5: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de novembre 2004.

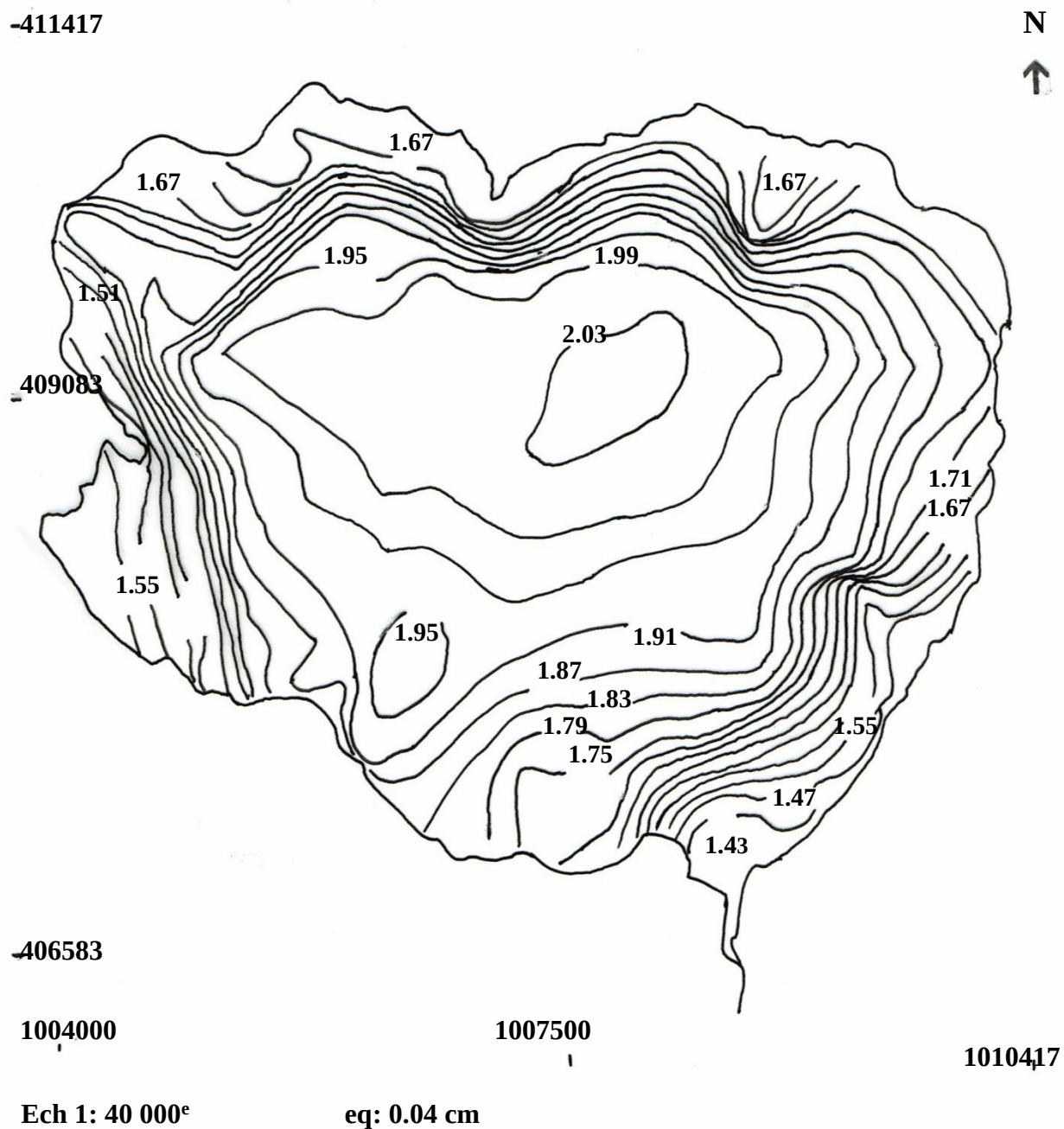


Figure 6: Carte de bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de janvier 2005.

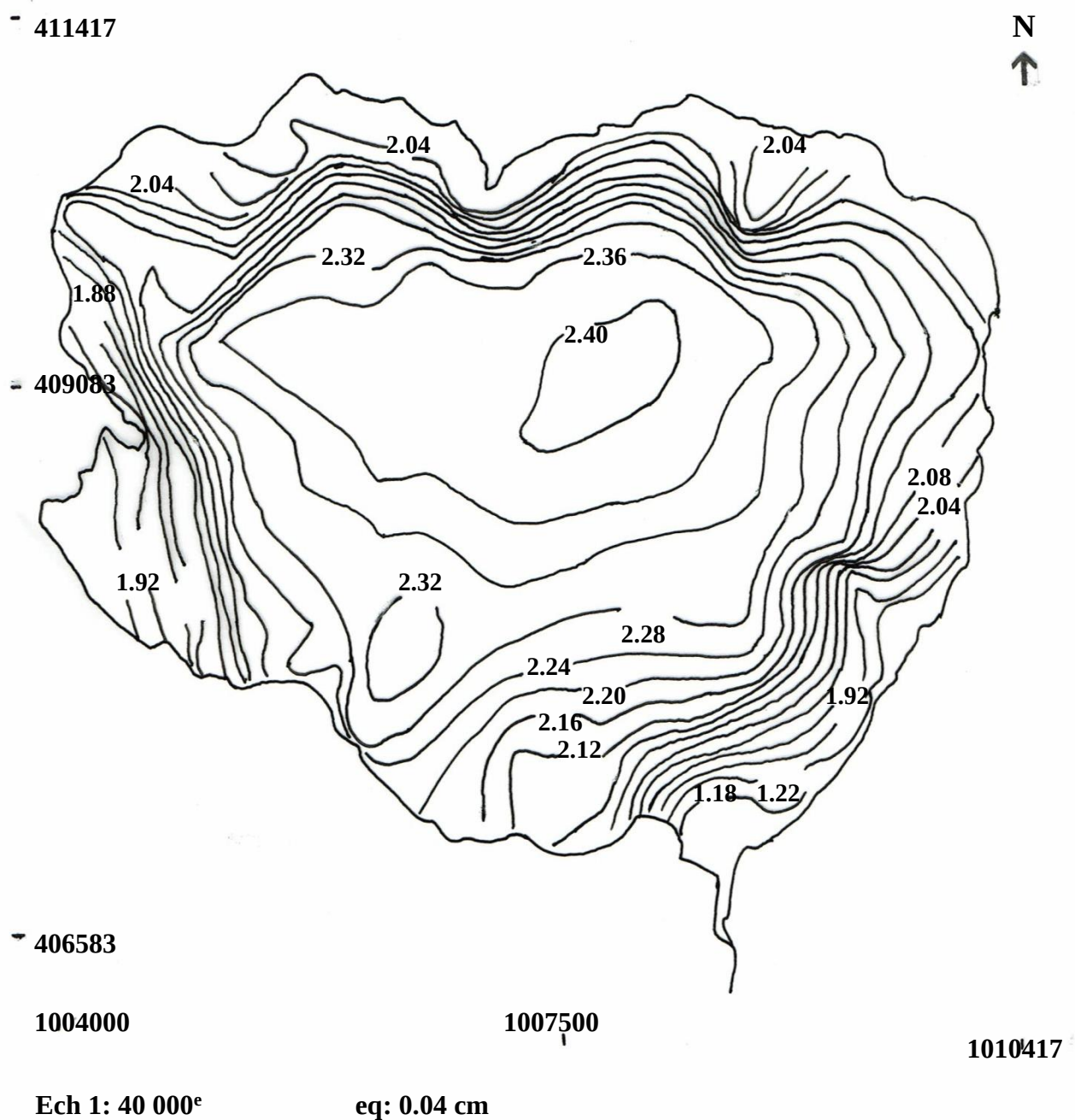


Figure 7: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de mars 2005.

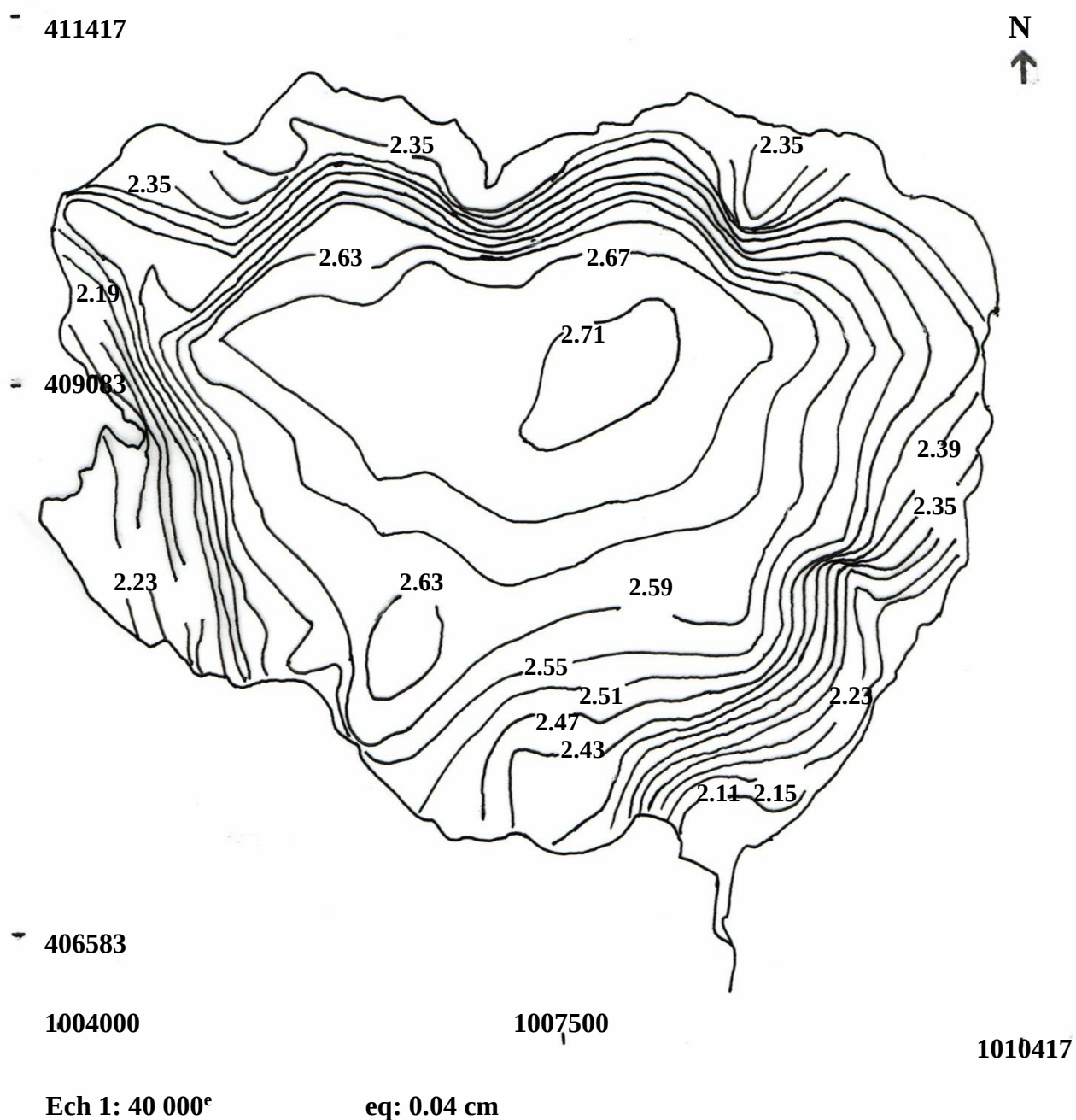
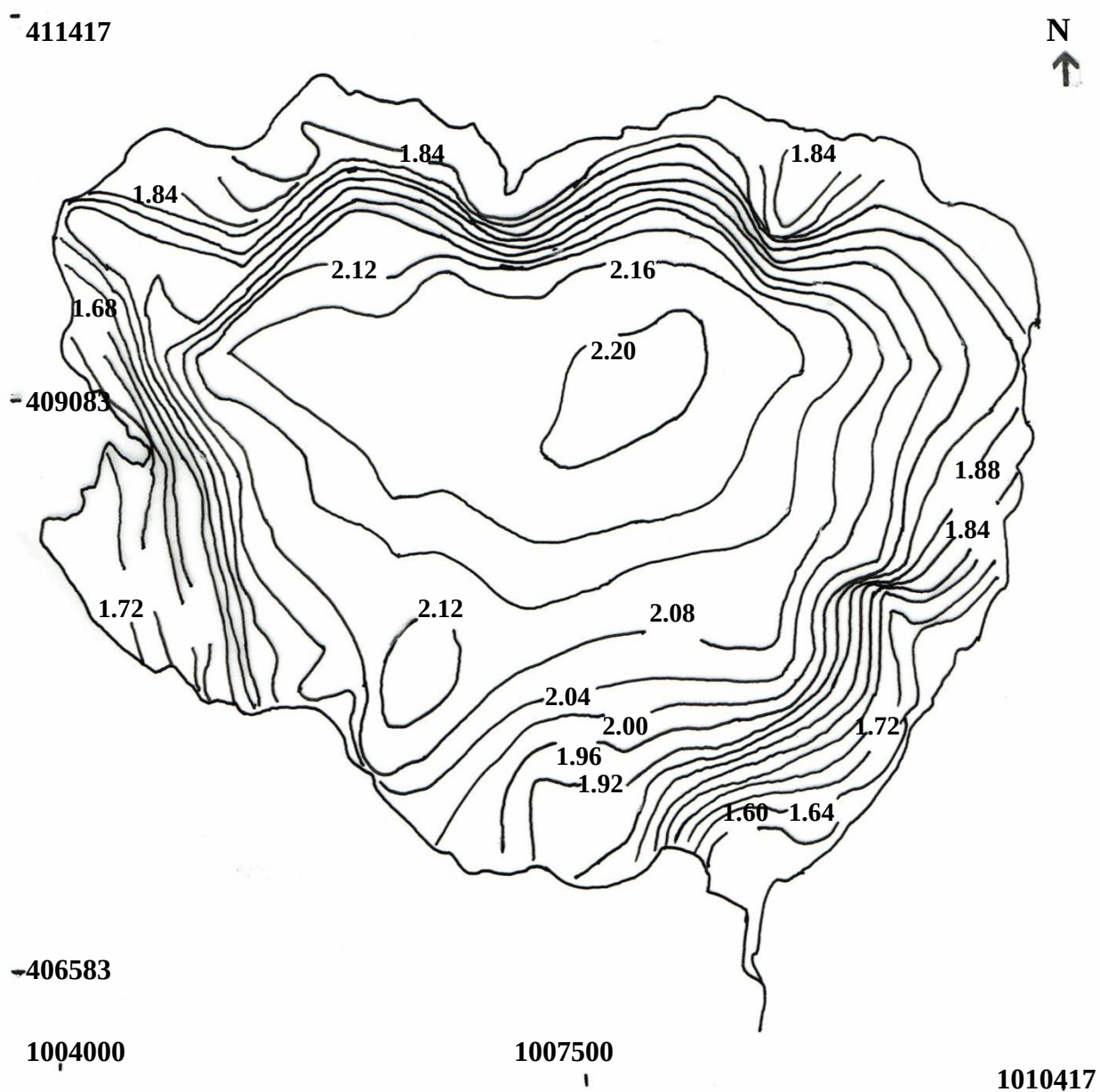


Figure 8: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de mai 2005.



Ech 1: 40 000^{eq}: 0.04 cm

Figure 9: Carte de la bathymétrie moyenne mensuelle du lac Oubeira durant le mois de juin 2005.

Tableau 1: Formules ioniques et faciès chimiques durant les mois de mars à mai 2004 des eaux du lac Oubeira.

Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Mars 2004		
05/03/2004	A $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
23/03/2004	A $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien

Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Avril 2004		
06/04/2004	A $r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C $r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D $r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E $r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
20/04/2004	A $r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien

	Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Mai 2004			
05/05/2004	A	$r \text{Cl}^- > r \text{SO}_4^{2-} > r \text{HCO}_3^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calciq
	B	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calciq
23/05/2004	A	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calciq
	B	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calciq
	D	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calciq
	E	$r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calciq

Tableau 2: Formules ioniques et faciès chimiques durant les mois de juin à août 2004 des eaux du lac Oubeira.

	Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Juin 2004			
06/06/2004	A	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
21/06/2004	A	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Juillet 2004			
10/07/2004	A	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B	$r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C	$r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D	$r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E	$r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
26/07/2004	A	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien

Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Août 2004		
06/08/2004	A $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
26/08/2004	A $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien

Tableau 3: Formules ioniques et faciès chimiques durant les mois de septembre à novembre 2004 des eaux du lac Oubeira.

	Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Septembre 2004			
18/09/2004	A	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
28/09/2004	A	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Octobre 2004			
16/10/2004	A	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E	$r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
28/10/2004	A	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E	$r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique

Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Novembre 2004		
08/11/2004	A $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
27/11/2004	A $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Mg}^{++} > r \text{Ca}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^- - r \text{Ca}^{++} > r \text{Mg}^{++} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique

Tableau 4: Formules ioniques et faciès chimiques durant les mois de décembre 2004 à mars 2005 des eaux du lac Oubeira.

Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Décembre 2004		
15/12/2004	A $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
30/12/2004	A $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Janvier 2005		
14/01/2005	A $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Ca}^{++} > r\text{Mg}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
31/01/2005	A $r\text{Cl}^- > r\text{SO}_4^- > r\text{HCO}_3^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	B $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	D $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^- - r\text{Mg}^{++} > r\text{Ca}^{++} > r(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien

Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Février 2005		
14/02/2005	A $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Mg}^{2+} > r \text{Ca}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	C $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Mg}^{2+} > r \text{Ca}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
28/02/2005	A $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique

Stations	Formules ioniques	Faciès chimiques
Mars 2005		
16/03/2005	A $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	E $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
31/03/2005	A $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	B $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	C $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Ca}^{2+} > r \text{Mg}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-calcique
	D $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Mg}^{2+} > r \text{Ca}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien
	E $r \text{Cl}^- > r \text{HCO}_3^- > r \text{SO}_4^{2-} - r \text{Mg}^{2+} > r \text{Ca}^{2+} > r (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	chloruré-magnésien

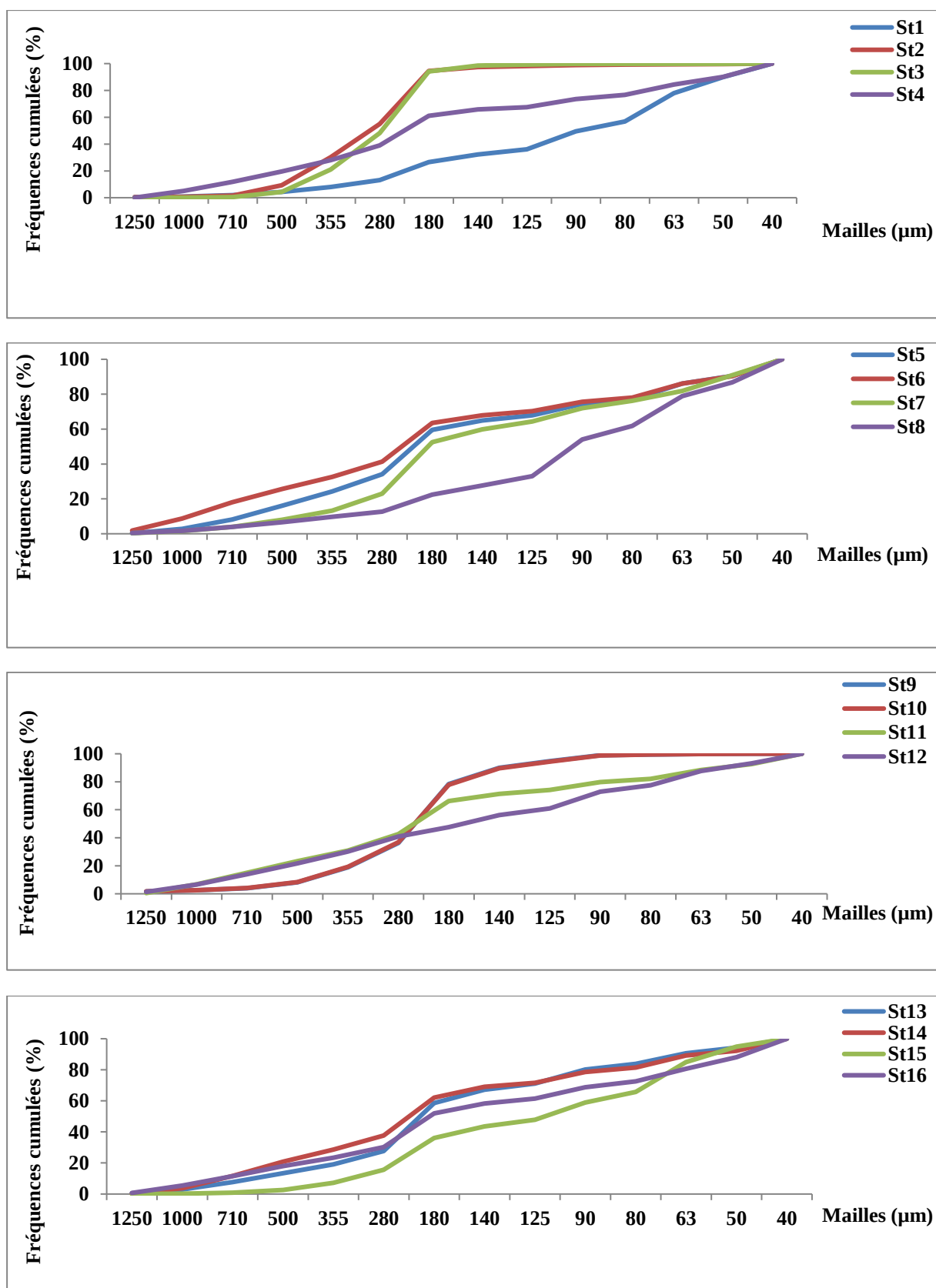


Figure 10: Courbes des fréquences cumulées des stations (de 1 à 16) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.

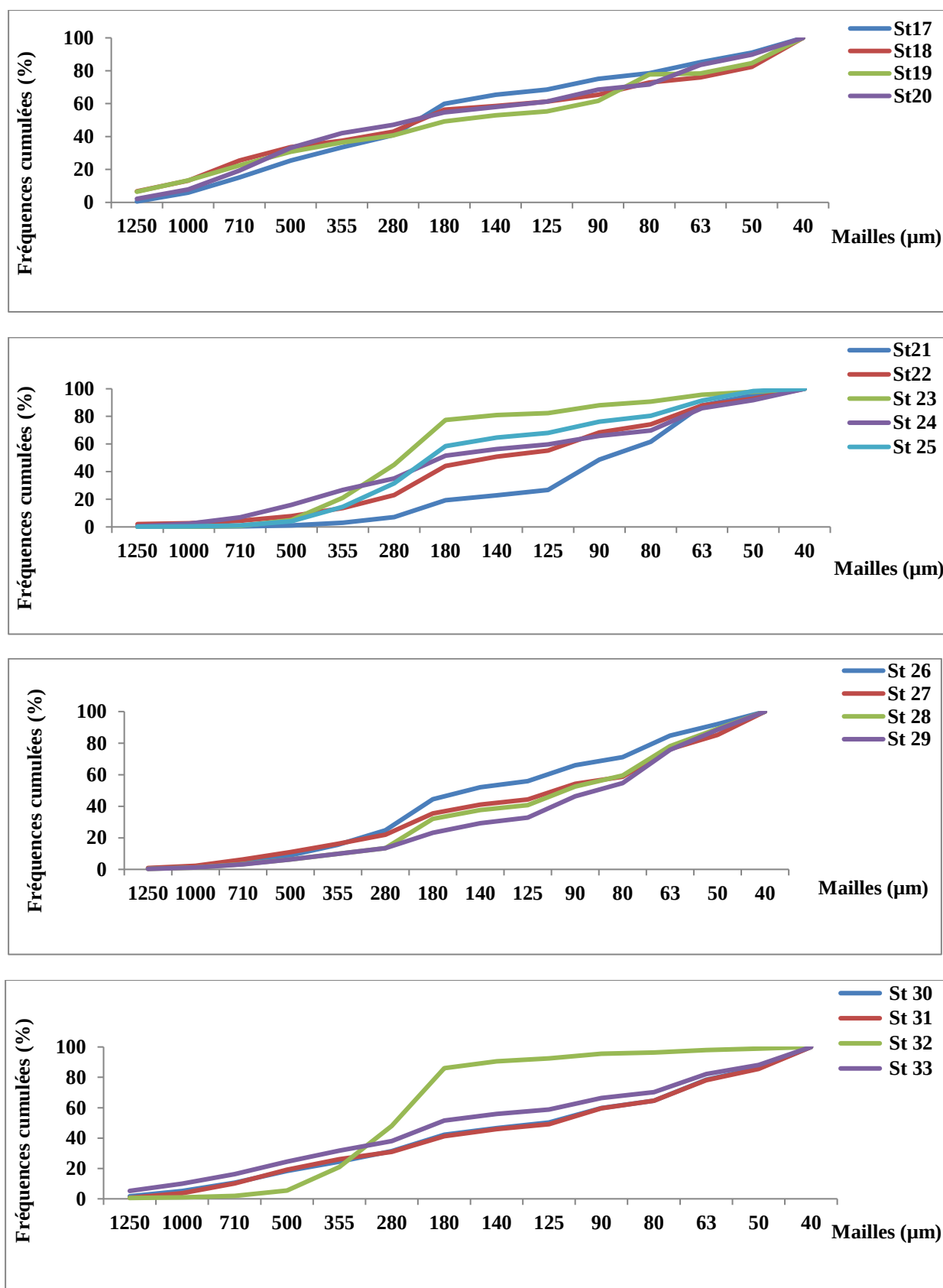


Figure 11: Courbes des fréquences cumulées des stations (de 17 à 33) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.

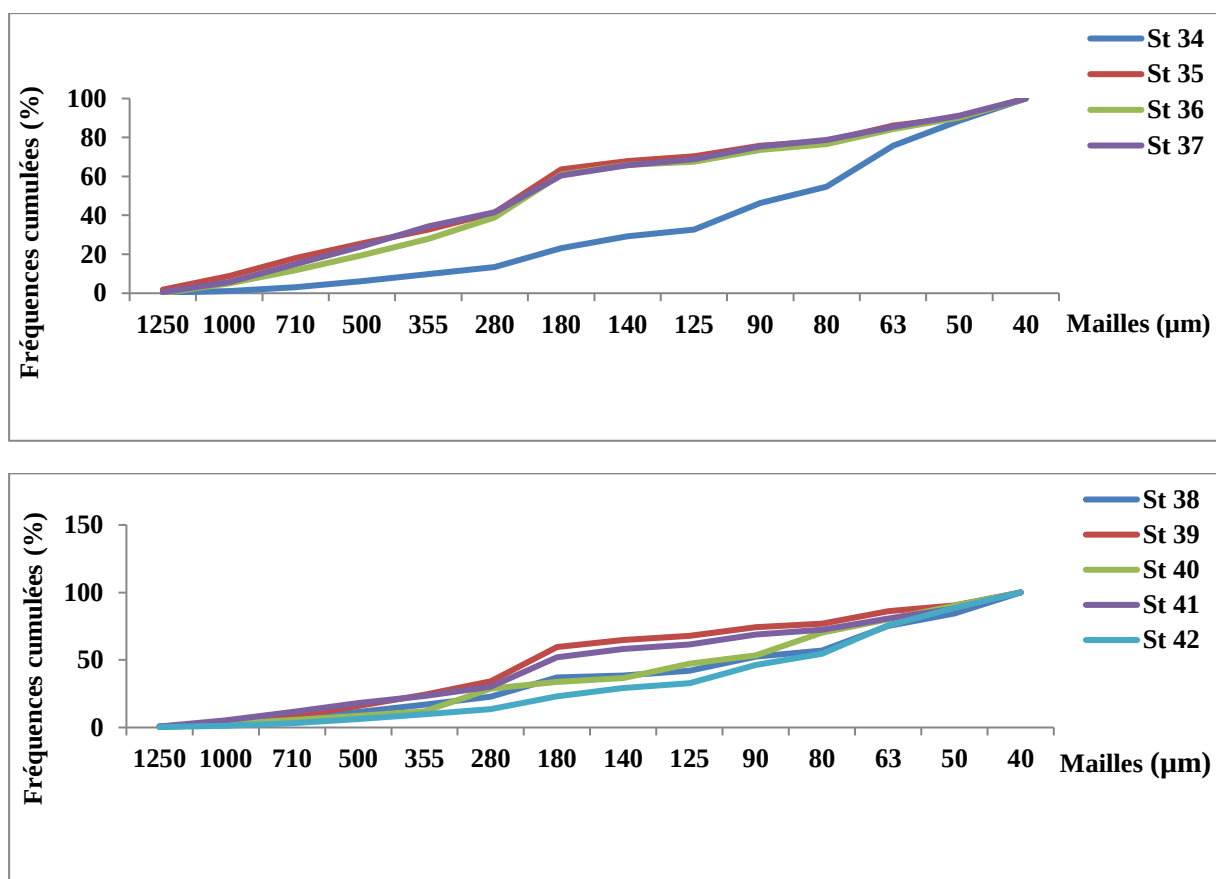


Figure 12: Courbes des fréquences cumulées des stations (de 34 à 42) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.

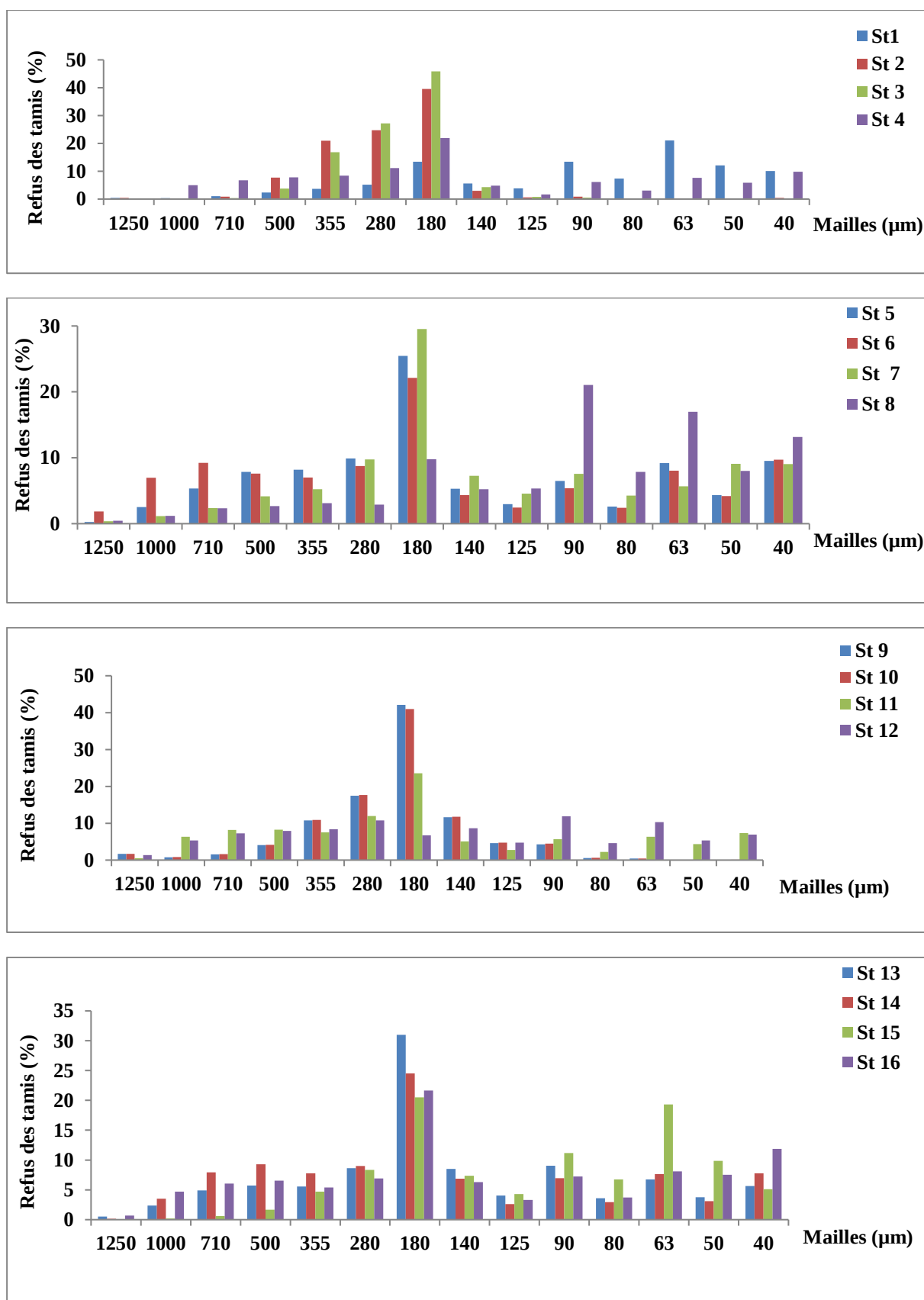


Figure 13: Histogrammes de fréquence des stations (de 1 à 16) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.

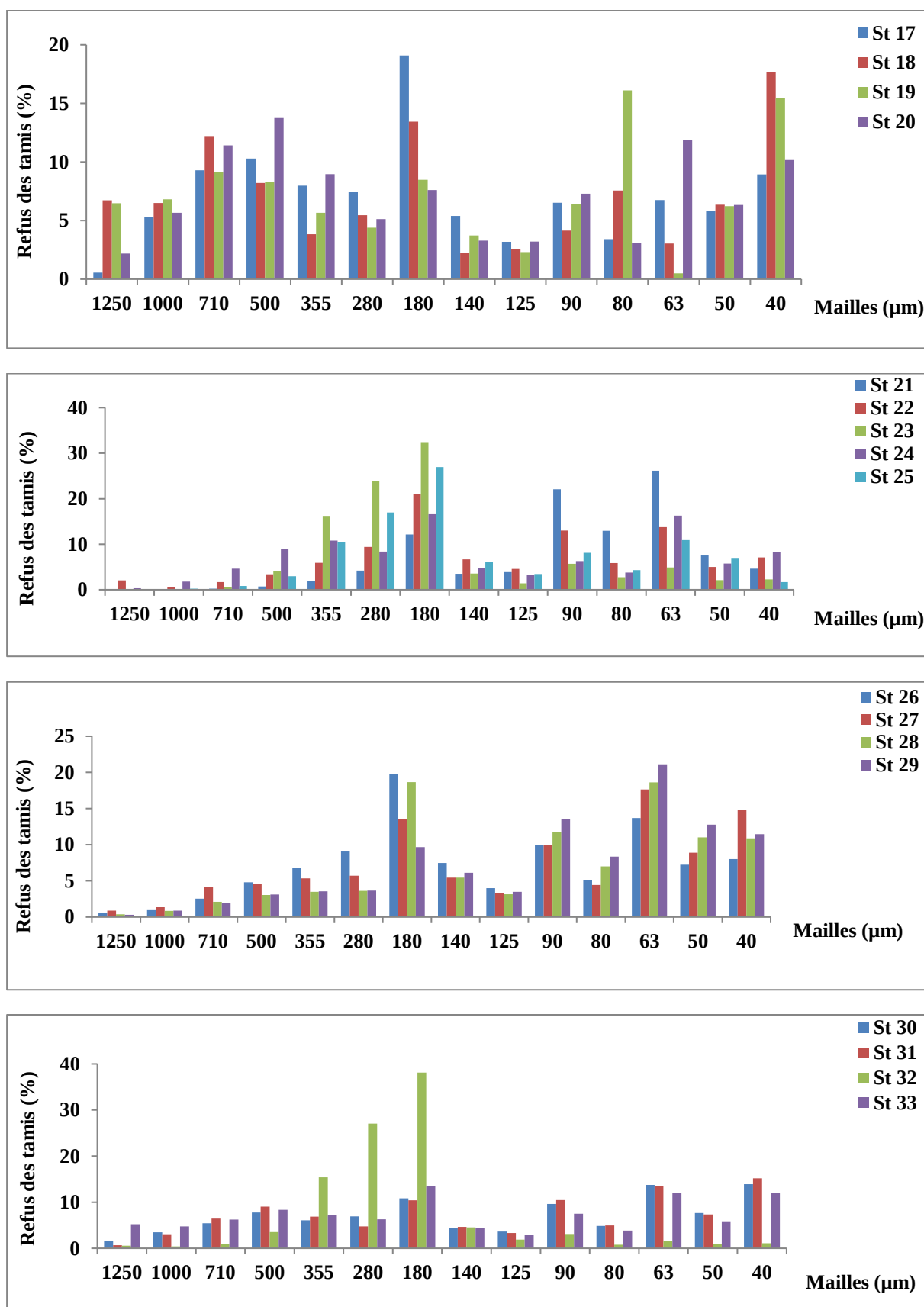


Figure 14: Histogrammes de fréquence des stations (de 17 à 33) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.

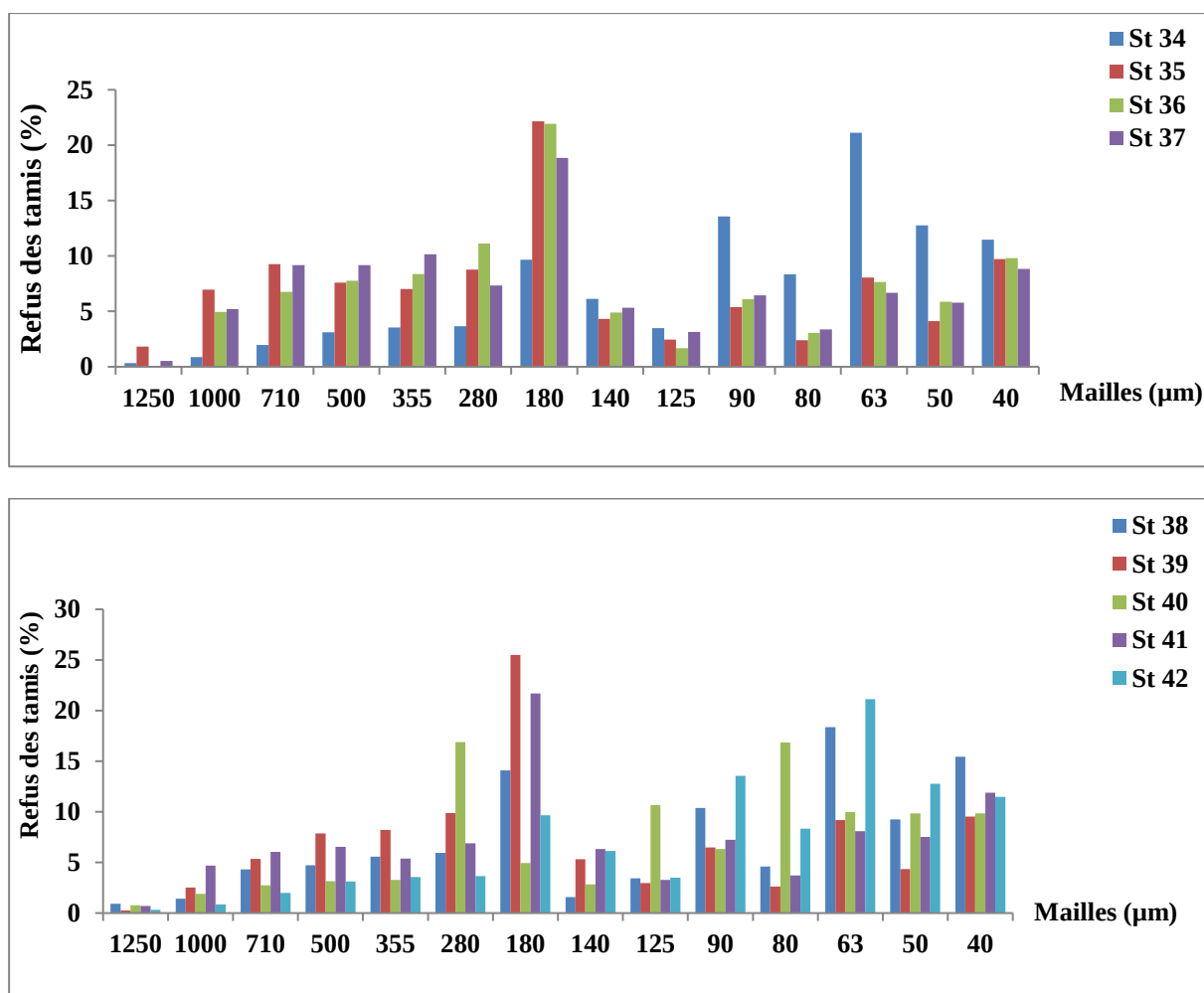


Figure 15: Histogrammes de fréquence des stations (de 34 à 42) prospectées dans le sédiment du lac Oubeira.