

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE DES FRERES MENTOURI-CONSTANTINE
FACULTE DES SCIENCES EXACTES
DEPARTEMENT DE CHIMIE

N° d'ordre : 97/D3C/2018

Série : 18/CH/2018

THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat 3^{ème} cycle en chimie

Option: Chimie Analytique et Environnement

Présentée par :

DRICI RIMA

THEME

**EVALUATION ET TRAITEMENT DE LA POLLUTION DES
OUEDS HAMIMIME ET BOUMERZOUG.**

Date de soutenance : 27/09/2018

Devant Le Jury:

Président:	Pr. Louafi Fadila	Université des Frères Mentouri-Constantine.
Rapporteur:	Pr. Mouats Chabane	Université des Frères Mentouri-Constantine.
Examineur:	Pr. Brahmia Ouarda	Université des Frères Mentouri-Constantine.
Examineur:	Pr. Belmokre Kamel	Université de Skikda.
Examineur:	M.C.A. Benmekhbi Lotfi	Université Constantine 3.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé sous la direction de Monsieur le Professeur Mouats Chaabane de l'université des Frères Mentouri-Constantine. La partie expérimentale s'est déroulée dans le laboratoire B2 de l'Unité de Recherche de Chimie de l'Environnement et Moléculaire Structurale (UR CHEMS), et dans le laboratoire du complexe CPG Ain Smara, sous la tutelle de Madame Souhaila Farhi.

Ma profonde gratitude et mes sincères remerciements vont tout d'abord à Monsieur le Professeur Mouats Chabane, qui a accepté de diriger ce travail avec beaucoup d'intérêt et de patience, qui m'a accueillie au sein de son laboratoire, m'a aidé et conseillé. Je le remercie également pour la confiance qu'il m'a donnée et de me laisser la liberté d'action pour réaliser mon sujet de recherche.

Un grand merci à Madame Louafi Fadila, Professeur au département de chimie à l'université des Frères Mentouri-Constantine qui m'a fait l'honneur d'accepter de présider le jury, ainsi qu'aux Monsieur Belmokre Kamel, Professeur à l'université du 20 Août 1955-Skikda et Monsieur Benmekhbi Lotfi, Maître de Conférences à l'université Salah Boubnider-Constantine³ ainsi qu'à Madame Brahmia Ouarda, Professeur à l'université des Frères Mentouri-Constantine d'avoir accepté de juger ce mémoire.

Je tiens à remercier vivement madame Souhaila Farhi, ingénieur de laboratoire du CPG Ain Smara, pour son aide indispensable et son soutien moral durant la réalisation d'une partie de ce travail, ainsi que tous les membres du laboratoire et le siège administratif, merci pour votre disponibilité et vos encouragements.

Mes remerciements s'adressent également à l'ensemble du personnel de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), au chef de service Madame Benlahrache Mounira et à Monsieur Bouhaddede Noureddine pour leur accueil chaleureux et pour toute l'aide qu'ils m'ont apportée.

Mes sincères remerciements vont vers madame Abdennour Chafia et l'équipe du laboratoire contrôle de qualité et de conformité Catalyselab pour son accueil et sa générosité pour faire les analyses microbiologiques.

Je remercie particulièrement Madame Brahmia Ouarda, Professeur à la faculté des sciences exactes, université des Frères Mentouri-Constantine, pour sa disponibilité et ses remarques fructueuses. Merci pour votre temps précieux.

Je tiens également à remercier tous les membres de notre laboratoire, sans oublier Moufida.

Liste des abréviations

Bq: Becquerel.

Ha: Hectare.

R²: Coefficient de Correlation.

DVB: Divinylbenzene.

DO: Densité Optique.

OMS : Organisation Mondial de La Santé.

ONU: Organisation des Nations Unies.

Q.S.P: Quantité Suffisante Pour.

ANRH: Agence Nationale des Ressources Hydrauliques

SEQ-Eau: Système D'évaluation de La Qualité de L'eau.

ISO: Organisation Internationale de Normalisation (International Organization For Standardization)

Site 1: B. AMONT

Site 2: Oued Hamimime.

Site 3: Oued Yagoub.

Site 4: Sisaoui.

Site 5: Chaabat Rerras.

Site 6: Stade Chahid Hamlaoui.

O.B : Oued Bouverzoug.

O.H: Oued Hamimime.

PH : Potentiel Hydrogène.

C.E: Conductivité Electrique.

MES: Matières En Suspensions.

DBO₅: Demande Biochimique En Oxygène.

DCO : Demande Chimique En Oxygène.

O.D: Oxygène Dissous.

NO₃⁻: Nitrate.

NO₂⁻: Nitrite.

NH₄⁺: Ammonium.

PO₄³⁻: Phosphate.

P: Phosphore.

Cl⁻: Chlorure.

SO₄²⁻: Sulfate.

Cr(VI): Chrome Hécavalent.

Cr(III): Chrome Trivalent.

Mn²⁺: Manganèse.

Zn²⁺: Zinc.

CN⁻: Cyanure.

CF: Coliformes Fécaux.

CT: Coliformes Totaux.

PH_{pzc}: Le Point de Charge Zéro.

MEB: Microscopie Electronique A Balayage.

FT-IR: Infrarouges A Transformée de Fourier.

ΔG^o: Energie Libre de Gibbs.

ΔH^o: Enthalpie.

ΔS^o: Entropie.

Liste des Tableaux

Tableau 1: Bassins versants en Algérie.....	7
Tableau 2 : Exemples des résines.	27
Tableau 3 : Les classes des eaux de surface selon l'agence des bassins hydrographiques algérienne (ABH, 2009).	28
Tableau 4 : Grille pour évaluation de qualité des eaux de surface (S.E.Q) ABH 2010.	29
Tableau 5 : Normes Algérienne et international de l'eau potable.	29
Tableau 6 : Températures mensuelles et annuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine)	32
Tableau 7 : Précipitations mensuelles et annuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine).	32
Tableau 8 : Les rejets liquides industriels (commune de Constantine).	33
Tableau 9 : Méthodes d'analyse ds paramètres microbiologiques.	38
Tableau 10: Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques de l'eau de l'oued Boumerzoug durant l'année (2014-2015).	53
Tableau 11: Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques de l'eau de l'oued Hamimime durant l'année (2014-2015).	54
Tableau 12: Comparaison des paramètres chimiques d'O.B (2014 et 2017).	76
Tableau 13: Comparaison des paramètres physiques d'O.B (2014 et 2017).	77
Tableau 14 : Propriétés physicochimiques de la résine Amberlite IRA-67.	79
Tableau 15: Paramètres de la cinétique d'adsorption des nitrites par l'Amberlite IRA-67	85
Tableau 16: Paramètres de la cinétique d'adsorption des phosphates par l'Amberlite IRA-67	85
Tableau 17: Capacité maximale d'adsorption des phosphates (mg/g) de différents adsorbants.	87
Tableau 18: Paramètres d'isotherme de Langmuir et Freundlich pour l'adsorption des phosphates.....	87
Tableau 19: Capacité maximale d'adsorption des nitrites (mg/g) sur différents adsorbants.	88
Tableau 20: Paramètres d'isotherme de Langmuir et Freundlich pour l'adsorption des nitrites.	88
Tableau 21: Paramètres thermodynamiques d'adsorption des nitrites.	90
Tableau 22: Paramètres thermodynamiques d'adsorption des phosphates	90
Tableau 23: Effet du papier absorbant sur l'absorbance.	93
Tableau 24: Valeurs de différents paramètres avant et après traitement des eaux de l'oued Boumerzoug, Hamimime (P2), et l'oued Yagoub (P3) par Amberlite IRA-67.	94
Tableau 24: Valeurs de différents paramètres avant et après traitement des eaux de l'oued Boumerzoug, Hamimime (P2), et l'oued Yagoub (P3) par Amberlite IRA-67 (suite).	95

Liste des Figures

Figure 1: Diagramme de phase de l'eau.	4
Figure 2: cycle de l'eau dans la nature.	5
Figure 3: Localisation des grands bassins hydrographiques de l'Algérie	7
Figure 4: Exemple de membrane purifiant.	15
Figure 5: Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical.	16
Figure 6: Isothermes d'adsorption.	18
Figure 7: Les différents types d'isothermes de Langmuir.	20
Figure 8: Représentation d'une bille de résines échangeuses d'anions.	23
Figure 9 : Carte des groupements administratifs de Constantine.	30
Figure 10: Spectre électromagnétique.	34
Figure 11 : Schéma d'un spectromètre FTIR.	35
Figure 12: schéma d'un microscope électronique à balayage en transmission (MEB).	36
Figure 13: Schéma de principe d'un spectrophotomètre.....	37
Figure 14: courbe d'étalonnage des ions phosphate.	41
Figure 15: Courbe d'étalonnage des nitrates	42
Figure 16: Courbe d'étalonnage des nitrites.	44
Figure 17: courbe d'étalonnage de l'azote ammoniacal.....	45
Figure 18: Courbe d'étalonnage des sulfates.....	46
Figure 19: Courbe d'étalonnage du manganèse.....	47
Figure 20: sites des prélèvements (Google Earth).	49
Figure 21: site1. (B. amont).....	49
Figure 22: Site 2 (Oued Hamimime).....	50
Figure 23: Site3 (Oued Yagoub).....	51
Figure 24: Site 4 (Sissaoui).	51
Figure 25: Site 5 (Chaabat Rerras).	52
Figure 26: Site 6 (Chahid-Hamlaoui).....	52
Figure 27: Valeurs de température pour tous les sites des prélèvements.	55
Figure 28: Valeurs de pH pour tous les sites des prélèvements.....	56
Figure 29: Valeurs de C.E pour tous les sites des prélèvements.	57
Figure 30: Valeurs de MES pour tous les sites des prélèvements.	58
Figure 31: Valeurs de phosphate pour tous les sites des prélèvements.....	59
Figure 32: Valeurs de Nitrite pour tous les sites des prélèvements.	61
Figure 33: Valeurs de Nitrate pour tous les sites des prélèvements.....	61
Figure 34: Valeurs d'Ammonium pour tous les sites de prélèvement.	61
Figure 35: Valeurs de Sulfate pour tous les sites des prélèvements.	62
Figure 36: Valeurs du chrome hexavalent pour tous les sites des prélèvements.	63
Figure 37: Valeurs du chrome trivalent pour tous les sites des prélèvements.....	63
Figure 38: Valeurs de cyanure pour tous les sites des prélèvements.....	65
Figure 39: Valeurs de Magnésium pour tous les sites des prélèvements.	67
Figure 40: Valeurs de Calcium pour tous les sites des prélèvements.	67
Figure 41: Valeurs de Zinc pour tous les sites des prélèvements.	68
Figure 42: Valeurs de Chlorure pour tous les sites des prélèvements.....	69
Figure 43: Valeurs d'O.D pour tous les sites des prélèvements.	70
Figure 44: Valeurs de DBO ₅ pour tous les sites des prélèvements.....	71
Figure 45: Valeurs de DCO pour tous les sites des prélèvements	71

Figure 46: Coliforme fécaux.....	72
Figure 47: Coliforme totaux.	73
Figure 48: germes aérobies à 22°C.	73
Figure 49: germes aérobies à 37°C.	74
Figure 50: 1 ^{er} point de prélèvement en 2014.	76
Figure 51: 1 ^{er} point de prélèvement en 2017.	76
Figure 52: 2 ^{ème} point de prélèvement en 2014.	76
Figure 53: 2 ^{ème} point de prélèvement en 2017.	76
Figure 54: 3 ^{ème} point de prélèvement en 2014.	76
Figure 55: 3 ^{ème} point de prélèvement en 2017.	76
Figure 56: Spectre IR d'Amberlite IRA-67.	81
Figure 57: Images MEB de Amberlite IRA- 67.	82
Figure 58: pH _{pzc} de la résine Ameberlite IRA- 67.	82
Figure 59: Effet du pH sur l'élimination des phosphates.	83
Figure 60: Effet du pH sur l'élimination des nrites.	83
Figure 61: Effet de masse de résine sur l'élimination des phosphates.	84
Figure 62: Effet de masse de résine sur l'élimination des nrites.	84
Figure 63: Elimination des phosphates en fonction du temps.	86
Figure 64: Elimination des nitrites en fonction du temps.	86
Figure 65: Cinétique Pseudo-première-ordre de l'adsorption des phosphates.	86
Figure 66: Cinétique Pseudo-première-ordre de l'adsorption des nitrites.	86
Figure 67: Cinétique Pseudo-deuxième-ordre de l'adsorption des phosphates.	86
Figure 68: Cinétique Pseudo-deuxième-ordre de l'adsorption des nitrites.	86
Figure 69 : Effet de la concentration initiale sur l'adsorption des phosphates.	89
Figure 70 : Effet de la concentration initiale sur l'adsorption des nitrites.	89
Figure 71: Modèle d'isotherme de Freundlich (phosphates)	89
Figure 72: Modèle d'isotherme de Freundlich (nitrites)	89
Figure 73: Modèle d'isotherme de Langmuir (phosphates)	89
Figure 74: Modèle d'isotherme de Langmuir (nitrites)	89
Figure 75: lnKa en fonction de 1/T (phosphates)	91
Figure 76: lnKa en fonction de 1/T (nitrites)	91
Figure 77: Régénération des phosphates.	92
Figure 78: Régénération des nitrites.	92
Figure 79: Valeurs de PO ₄ ³⁻ avant et après traitement au mois de Janvier.	96
Figure 80: Valeurs de PO ₄ ³⁻ avant et après traitement au mois de Janvier.	96
Figure 81: Valeurs de NO ₂ ⁻ avant et après traitement au mois de Janvier.	96
Figure 82: Valeurs de NO ₂ ⁻ avant et après traitement au mois de Février.	96
Figure 83: Valeurs de NO ₃ ⁻ avant et après traitement au mois de Janvier.	97
Figure 84: Valeurs de NO ₃ ⁻ avant et après traitement au mois de Février.	97
Figure 85: Valeurs de SO ₄ ²⁻ avant et après traitement au moi de Janvier.	98
Figure 86: Valeurs de SO ₄ ²⁻ avant et après traitement au mois de Février.	98
Figure 87: Valeurs de MES avant et après traitement au mois de Janvier.	98
Figure 88: Valeurs de MES avant et après traitement au mois de Février.	98
Figure 89: Valeurs de C.E avant et après traitement au mois de Janvier.	99
Figure 90: Valeurs de C.E avant et après traitement au mois de Février.	99
Figure 91: Valeurs de pH avant et après traitement au mois de Janvier.	99
Figure 92: Valeurs de pH avant et après traitement au mois de Février.	99

Sommaire

INTRODUCTION	1
--------------------	---

PARTIE THEORIQUE

CHAPITRE I: RAPPELS BIBLIOGRAPHIQUES

I	Le cycle hydrologique.....	4
II	Les eaux de surface.....	6
III	Les eaux souterraines	6
IV	Ressources en eaux en Algérie	6
V	Pollution de l'eau	8
V.1	Types de pollution de l'eau	8
V.1.1	Pollution naturelle	8
V.1.2	Pollution anthropique	8
V.2	Les paramètres physiques.....	10
V.2.1	Couleur	10
V.2.2	Odeur et goût.....	10
V.2.3	Température	11
V.2.4	Conductivité électrique.....	11
V.2.5	Turbidité	11
V.2.6	Radioactivité	12
V.3	Les paramètres chimiques	12
V.3.1	pH.....	12
V.3.2	Nutriments	13
V.3.3	Détergents	13
V.3.4	Métaux lourds	13
V.4	Les paramètres biologiques	14
VI	Techniques de traitements des eaux.....	14
VI.1	Traitement chimique	14
VI.2	Traitement biologique	15
VI.3	Technologies de membrane	15
VI.4	La phytoépuration	15
VI.5	Adsorption et échange ionique	16
VI.5.1	Adsorption	16
VI.5.2	Isotherme d'adsorption.....	18
VI.5.3	Cinétique d'adsorption	20

VI.5.4	Thermodynamique d'adsorption.....	21
VI.6	Types d'adsorption.....	22
VI.6.1	Adsorption physique (physisorption)	22
VI.6.2	Adsorption chimique (chimisorption)	22
VI.6.3	Echange d'ions	23
VII	Résines	23
VII.1	Forme de résine.....	25
VII.1.1	Résine type gel.....	25
VII.1.2	Résine type macroporeuse	25
VII.2	Classement des résines	25
VII.2.1	Résine échangeuse de cations (cationique).....	25
VII.2.2	Résine échangeuse d'anions (anionique).....	26
VIII	Normes et réglementations	27

CHAPITRE II : ZONE D'ETUDE

I	Présentation de la zone d'étude	30
I.1	Commune de Constantine.....	30
I.2	Commune d'El Khroub	31
I.3	Les caractéristiques de la ville de Constantine	31
I.3.1	La population	31
I.3.2	Aperçu climatologique.....	31
I.3.3	Aperçu géologique de l'oued Boumerzoug	32
I.3.4	Agriculture	32
I.3.5	Industries.....	33

PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE III : METHODES SPECTROSCOPIQUES

I	Spectre électromagnétique	34
II	La spectroscopie infrarouge (IR).....	34
II.1	Appareillage	35
III	Microscopie électronique à balayage.....	35
IV	La spectroscopie Ultra Violet-Visible.....	36

CHAPITRE IV: MATERIELS ET METHODES

I	Analyses microbiologiques	38
II	Analyses physico-chimiques	39

II.1	Parametres Physiques	39
II.1.1	Température (°C)	39
II.1.2	Conductivité électrique (CE)	39
II.1.3	Mésure des matières en suspension.....	39
II.2	Paramètres Chimiques.....	39
II.2.1	Dosage des phosphates	39
II.2.2	Dosage des nitrates.....	41
II.2.3	Dosage des nitrites	42
II.2.4	Dosage de l'azote ammoniacal	44
II.2.5	Dosage des sulfates	45
II.2.6	Dosage du manganèse	46
II.2.7	Dosage de chrome(III), chrome(VI), Zinc et cyanure.....	47
II.2.8	Dosage des chlorures.....	47
II.2.9	Dosage de Calcium et magnésium	47
II.2.10	Dosage de l'oxygène dissous.....	48
II.2.11	Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours (DBO ₅).....	48
II.2.12	Demande Chimique en Oxygène (DCO).....	48

CHAPITRE V : STATIONS DES PRELEVEMENTS

I	Stations de prélèvements.....	49
---	-------------------------------	----

CHAPITRE VI : RESULTATS ET DISCUSSIONS

I	Paramètres physicochimiques	55
I.1	Température.....	55
I.2	pH (potentiel Hydrogène).....	56
I.3	Conductivité électrique (C.E)	56
I.4	Matières en suspension (MES)	57
I.5	Phosphate.....	58
I.6	Nitrates, Nitrites et Ammonium.....	59
I.7	Sulfate.....	62
I.8	Chrome hexavalent et trivalent	63
I.9	Cyanure	64
I.10	Magnésium et calcium	65
I.11	Zinc	67
I.12	Chlorure.....	68

I.13	Oxygène dissous (O.D)	69
I.14	COD et DBO ₅	70
I.15	Manganèse	71
II	Paramètres microbiologiques	72
II.1	Coliformes	72
II.2	Germes aérobies.....	73
II.3	Salmonelles.....	74
III	Aménagement de l'oued Boumerzoug.....	74
CHAPITRE VII : TRAITEMENT		
I	AMBERLITE IRA-67.....	79
II	Mode opératoire.....	80
III	Spectroscopie infrarouge (IR)	81
IV	Image Microscope Electronique à Balayage (MEB)	81
V	Le pH de point de la charge nulle pH _{pzc}	82
VI	Etude d'adsorption.....	83
VI.1	Effet de pH.....	83
VI.2	Effet de masse d'absorbant.....	84
VI.3	Etude Cinétique.....	85
VI.4	Isothermes d'adsorption.....	87
VI.5	Effet de la température	90
VII	Etude de désorption	91
VIII	Effet de papier filtre sur l'adsorption.....	93
IX	Traitement	93
IX.1	Phosphate.....	96
IX.2	Nitrite	96
IX.3	Nitrate.....	97
IX.4	Sulfate et MES	97
IX.5	pH et conductivité électrique	98
CONCLUSION GENERALE		100

INTRODUCTION

INTRODUCTION

La région arabe, qui s'étend du golfe arabe (Est) à l'océan Atlantique (Ouest), est l'une des zones les plus sèches et les plus pauvres en eau au monde. Elle se compose de 22 pays qui occupent une superficie totale d'environ 14,2 millions km², soit environ 10% de la superficie totale du monde. La population de cette zone représente environ 5% de la population mondiale et, en raison de sa situation géographique dans une zone aride et semi-aride, elle ne reçoit que moins de 1% des ressources en eau renouvelables du monde. Bien qu'elle couvre une grande diversité de climats, s'étendant des zones tropicales équatoriales humides dans son extrémité sud jusqu'à la zone méditerranéenne tempérée au nord, 50% de cette région est déserte. L'état de pénurie d'eau qui caractérise la plupart des pays du sud de la Méditerranée continue de constituer une grave menace pour le développement économique.

Les pays de la région ont récemment reconnu l'importance de la sécurité hydrique et ont commencé à formuler de nouvelles stratégies de protection et de conservation des sources en eau telles que, le dessalement des eaux de mer ainsi que le traitement des effluents des eaux usées et les eaux de drainage agricoles. En fait, la réutilisation des eaux usées traitées a été récemment mise en œuvre dans presque tous les pays de la région, les quantités générées dans ces pays ont considérablement augmenté [1].

Les ressources en eau en Algérie sont confrontées à de nombreux problèmes tels que le climat, l'explosion démographique, ainsi que le développement industriel et urbain.

L'Algérie est consciente des problèmes qui se poseront à l'avenir concernant la pénurie d'eau, elle a entrepris alors la construction de barrages et la réutilisation des eaux usées ainsi que l'établissement des stations de dessalement des eaux de mer.

Par conséquent, les surfaces aqueuses constituent aujourd'hui une fortune naturelle précieuse à préserver et restaurer à partir de différents types de polluants produits par des facteurs naturels ou anthropiques.

Après la récente crise économique mondiale et la chute des prix du pétrole, l'Algérie a essayé de renverser la situation et stimuler le secteur agricole, mais cette solution a également fait face à d'autres défis, comme la fluctuation des précipitations et la pollution des ressources en eau. La pollution de l'eau devient graduellement l'un des problèmes majeurs qui perturbe la vie aquatique et humaine. Avec le développement rapide de l'agriculture, de l'urbanisation et les activités industrielles, la contamination des eaux des rivières par les déchets dangereux et les eaux usées devient un phénomène commun. En Algérie, les ressources en eau sont limitées en raison du climat semi-aride qui caractérise la plupart du territoire national, cependant, les rivières sont devenues un site de décharge pour tous types de déchets liquides et solides, de

INTRODUCTION

sorte que la qualité de l'eau et la santé publique peuvent être affectées. L'Algérie a interdit l'irrigation directe à partir des rivières, mais cette interdiction impose un grand défi pour les agriculteurs, à cause du problème de la sécheresse. Certains agriculteurs comptent encore sur l'eau des rivières pour irriguer leurs champs. La ville de Constantine est drainée par les oueds Rhumel et Boumerzoug. Les oueds Hamimime et Yagoub sont les principaux effluents du sous bassin de Boumerzoug. L'eau de ces trois oueds (Boumerzoug, Hamimime, et Yagoub) est utilisée pour l'irrigation des champs situés aux bords de ces cours d'eau pour arroser les arbres fruitiers, les légumes et les céréales.

L'autre préoccupation qu'on doit prendre en considération est que l'oued Boumerzoug se jette dans l'oued Rhumel, et ce dernier se jette dans le barrage de Beni Haroun, alors la qualité de l'oued Boumerzoug et ses effluents (oueds Hamimime et Yagoub) affectent d'une façon directe ou indirect la qualité d'oued Rhumel et les eaux de barrage de Beni Haroun par conséquent. Pour cette raison, le contrôle permanent de qualité de l'eau est très important pour la détection immédiate de toute sorte de pollution (biologique ou physico-chimique) susceptibles d'affecter la santé des êtres humains et la vie aquatique.

L'objectif de notre étude est d'évaluer la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux des oueds Boumerzoug et Hamimime. Les résultats de la qualité de l'eau ont été comparés aux normes algériennes et aux normes de l'organisation mondiale de la santé (OMS) pour l'eau potable. Nous proposons aussi une résine base faible Amberlite IRA-67 pour le traitement de la pollution si elle a existé.

Le présent travail est structuré en:

PARTIE THEORIQUE

Chapitre I: présente le cadre conceptuel:

- ✓ Concepts théoriques et des définitions.
- ✓ Une étude brève de méthode de traitement des eaux.
- ✓ Notions de base sur l'adsorption (isothermes, cinétique, thermodynamique).
- ✓ Brève revue de littérature relative aux résines synthétiques (structure, types).
- ✓ Les lois, réglementations et normes d'utilisation des eaux en Algérie.

Chapitre II: représente la zone d'étude, ainsi qu'un inventaire des sources de pollutions responsables de la contamination de ces cours d'eaux.

PARTIE EXPERIMENTALE

INTRODUCTION

Chapitre III: donne des notions de différentes méthodes d'analyse utilisées dans ce travail comme l'UV-Visible, l'infra rouge (IR) et la microscopie en balayage (MEB).

Chapitre IV: consacré aux modes opératoires utilisés pour les différentes analyses physicochimiques et microbiologiques.

Chapitre V : représente les sites des prélèvements.

Chapitre VI: ce chapitre est consacrée à :

- ✓ Citer les différents résultats obtenus durant notre période d'étude et les comparer avec les normes nationales et internationales.
- ✓ La deuxième partie porte sur une vérification si l'aménagement et la construction du lit et des berges de l'oued Boumerzoug améliore, aggrave ou n'a aucun effet sur la qualité de l'oued en comparant les résultats obtenu avant et après la restauration.

Chapitre VII: L'Amberlite IRA-67 a été utilisée pour l'adsorption des phosphates et des nitrites en solutions synthétiques et naturelles, ce chapitre consiste:

- ✓ Une démonstration de matériels et méthodes utilisées.
- ✓ L'étude de l'effet de différents paramètres affectant le processus d'adsorption puis appliqué cette résine pour le traitement des échantillons prélevés des oueds Boumerzoug et Hamimime.

PARTIE THEORIQUE

CHAPITRE I:

RAPPELS BIBLIOGRAPHIQUES

L'eau ou l'or bleu est la source de vie, mais cet élément est confronté aux problèmes de qualité et de quantité. Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, Rome, Italie), notre planète contient un volume d'eau estimé de 1400 millions km^3 , qui donne la couleur bleue à notre planète visible depuis l'espace. Cependant, 98% de ce volume est occupé par les océans et seulement 45000 km^3 (0.003%) d'eau douce est disponibles pour la consommation, l'hygiène, l'agriculture et l'industrie. En outre, la plupart de ces ressources d'eau douce sont extrêmement difficiles à atteindre (comme l'eau enfermée dans les calottes glacées des pôles) donc en réalité, seulement 9000 à 14000 km^3 sont disponibles pour l'usage humain (FAO, 2002) [2].

I Le cycle hydrologique

L'eau peut exister sous trois états :

- L'état solide: la glace,
- L'état liquide,
- L'état gazeux: la vapeur.

Chaque état physique dépend de différentes conditions de température et pression atmosphérique.

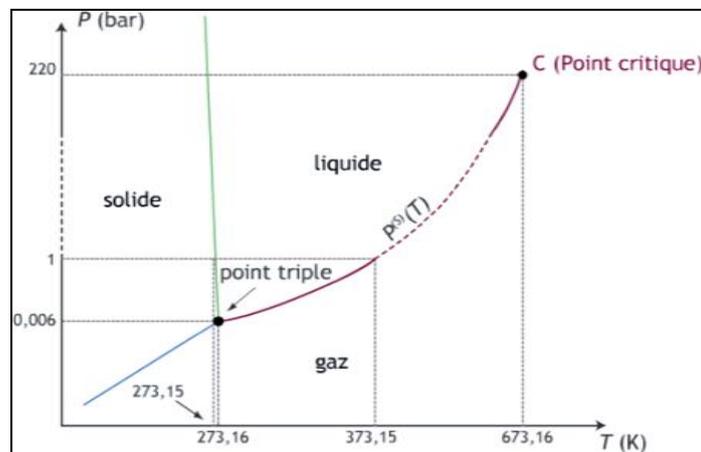


Figure 1: Diagramme de phase de l'eau [3].

Le cycle hydrologique décrit le pèlerinage de l'eau au fur et à mesure que les molécules d'eau se déplacent de la surface de la terre vers l'atmosphère et reviennent. Ce système gigantesque, alimenté par l'énergie du soleil, est un échange continu d'humidité entre les océans, l'atmosphère et la terre. Dans le cycle hydrologique, les molécules d'eau voyagent entre les océans, la vapeur d'eau dans l'atmosphère, l'eau et la glace sur la terre et l'eau souterraine. Les études ont révélé que les océans, les mers et les autres étendues d'eau (lacs,

rivières, cours d'eau) fournissent près de 90% de l'humidité dans notre atmosphère. L'eau liquide quitte ces sources à la suite de l'évaporation. Les 10% restants de l'humidité retrouvée dans l'atmosphère sont libérés par les transpirations des plantes.

Bien que l'évaporation des océans soit le principal vecteur de la partie surface-atmosphère du cycle hydrologique, la transpiration est également significative. Par exemple, un champ de maïs d'une acre peut transpirer jusqu'à 4000 gallons d'eau par jour. Lorsque l'eau pénètre dans la basse atmosphère, les courants d'air montent vers le haut, où l'air se refroidit et perd sa capacité à supporter la vapeur d'eau. En conséquence, l'excès de vapeur d'eau se condense pour former des gouttelettes de nuages qui finissent par croître et produire des précipitations (pluie, neige, pluie verglaçante et grêle) pour transporter l'eau de l'atmosphère vers la surface de la terre. Lorsque les précipitations atteignent la surface de la terre, elles suivent des chemins différents. Une partie de celle-ci s'évapore et retourne dans l'atmosphère, tandis que d'autres s'infiltrent dans le sol et le reste est rejeté dans les rivières et les ruisseaux. Presque toute cette eau se retrouve dans l'océan ou dans d'autres cours d'eaux, où le cycle recommence [4], (Figure 2).

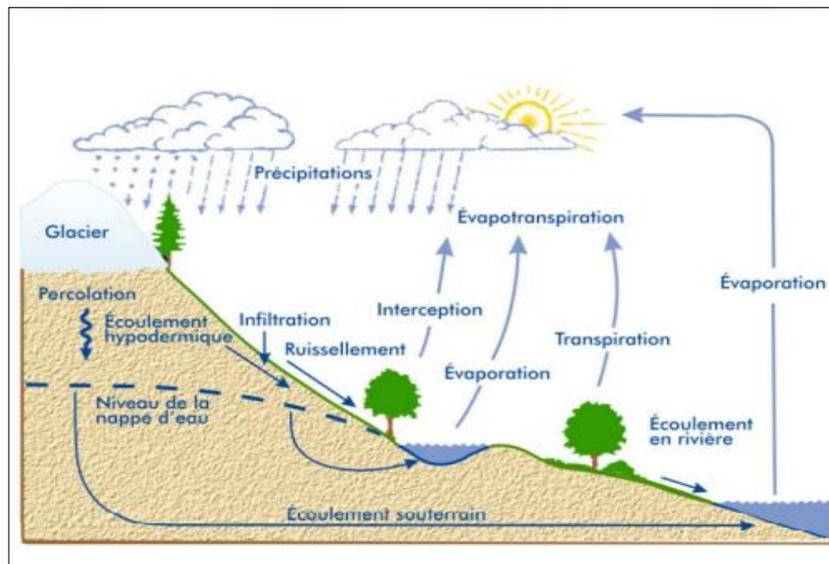


Figure 2: Cycle hydrologique dans la nature [5].

L'eau est généralement classée comme eau de surface ou eau souterraine.

II Les eaux de surface

L'eau de surface est une eau qui est ouverte à l'atmosphère. Les eaux de surface peuvent être présentes sous forme liquides (ruisseaux, rivières, et lacs) ou solides (glaciers et neige).

III Les eaux souterraines

Les eaux souterraines sont la réserve majeure de l'eau douce (provenant de la pluie ou de la fonte des glaces et de la neige) qui pénètre dans le sol et stocker dans les pores entre les roches et les particules de sol. Les eaux souterraines représentent près de 95% des ressources en eau douce du monde. Elles peuvent rester sous terre pendant des centaines de milliers d'années, ou remonter à la surface et aider à alimenter les rivières, les ruisseaux, les lacs, les étangs et les terres humides. Les eaux souterraines peuvent également venir à la surface en tant que sources ou être pompées dans un puits, les deux sont des moyens communs pour obtenir de l'eau souterraine potable.

Les eaux souterraines ne sont généralement pas statiques, mais circulent à travers les roches. La facilité avec laquelle l'eau peut s'écouler à travers une masse rocheuse dépend d'une combinaison de la taille des pores et le degré auquel ils sont interconnectés [6].

IV Ressources en eaux en Algérie

En Algérie, la question de l'eau a souvent été discutée de manière trop optimiste et irrationnelle en tant qu'une ressource renouvelable. Selon une estimation de l'ONU en 1970, le taux d'utilisation des ressources en eaux souterraines était de 85% pour le nord de l'Algérie et de 37% pour le Sahara, l'utilisation des eaux souterraines a beaucoup augmenté depuis lors. La disponibilité de l'eau en Algérie est de 16,9 km³ par an selon une estimation plus récente, qui signifie une disponibilité par habitant de seulement 700 m³ par an. Ce chiffre classe l'Algérie comme le pays le plus pauvre, qui est en dessous du seuil de rareté théorique (1000 m³ par an) fixé par la banque mondiale [7].

Les ressources en eau en Algérie sont menacées par la pollution, la surexploitation, et le problème de réchauffement climatique, face à une telle situation, la réponse des autorités reste toujours insuffisante [8].

Les ressources en eau en Algérie sont divisées en cinq bassins hydrographiques regroupant les 19 bassins versants du pays (tableau 1) [9].

Tableau 1: Bassins versants en Algérie.

Bassins hydrographiques	Superficie en Km ²	Bassin versants
Oranie Chott-Chergui	77169	Côtiers Oranis
		Macta
		Tafna
		Chott Chergui
Chelif –Zahrez	56227	Côtiers Dahra
		Chélif
		Chott Zahrez
Algerois -Hodna –Soummam	47431	Côtiers Algérois
		Sébaou
		Isser
		Soummam
		Chott Hodna
Constantinois - Seybouse – Mellegue	44348	Côtiers Constantinois
		Kébir Rhumel
		Medjerdah Mellegue
		Seybouse
		Haute plateaux Constantinois
Sahara	2018054	Sahara
		Chott Melghir

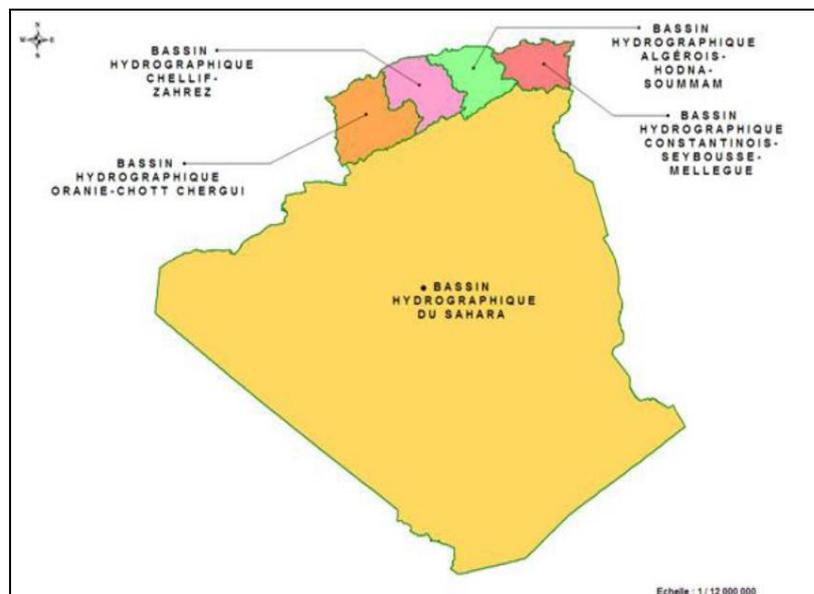


Figure 3: Localisation des grands bassins hydrographiques de l'Algérie [10] .

V Pollution de l'eau

Le terme «pollution» est dérivé du mot «pollué», qui signifie qu'une chose n'est pas pure ou propre à cause de certaines substances ou conditions qui la rendent sale, dangereuse ou inapte à l'utilisation. Il existe plusieurs types de pollution dans l'environnement comme: pollution de l'air, de l'eau, du sol, lumineuse (light pollution), thermique et pollution radioactive. La pollution des eaux est tout changement de propriétés chimiques, physiques et biologiques qui menacent la vie aquatique et humaine.

V.1 Types de pollution de l'eau

La pollution de l'eau peut être classée en fonction de la source (d'origine humaine ou naturelle) ou du type de polluant (chimique, physique ou biologique) inséré dans le milieu aquatique.

V.1.1 Pollution naturelle

Les phénomènes naturels tels que les volcans, la prolifération d'algues, l'érosion des roches qui contiennent naturellement des métaux lourds et des sels minéraux (géogéniques) provoquent des changements majeurs dans la qualité des eaux de surface ou souterraines [11].

V.1.2 Pollution anthropique

V.1.2.1 Pollution domestique

Les effluents des eaux usées sont souvent les principaux facteurs responsables de la dégradation de la qualité de l'eau, car ils ont un grand impact sur les charges chimiques et biologiques reçues par les eaux de surface.

La décharge des eaux usées non traitées dans les cours d'eau est une pratique courante dans de nombreux pays. C'est la cause commune de la pollution des eaux de surface et souterraines en raison du manque des stations d'épuration appropriées et le manque de conscience écologique des populations. En général, les eaux usées municipales sont libérées par les différents établissements résidentiels, institutionnels et commerciaux.

Les eaux usées domestiques contiennent une grande variété de produits organiques et inorganiques, des bactéries et des virus pathogènes qui entraînent des maladies d'origine hydrique. Les eaux domestiques sont polluées par des molécules de haut poids moléculaire tels que les produits pharmaceutiques, les sucres, les graisses, les huiles et les protéines qui entraînent une mauvaise odeur, une couleur, un goût et la croissance des algues. Les niveaux élevés d'azote et de phosphore trouvés dans les eaux usées domestiques proviennent

généralement d'agents de nettoyage rejetés, qui contribuent à l'eutrophisation des eaux de surface et des rivières [12].

V.1.2.2 Pollution agricole

L'agriculture ou bien la domestication des plantes et des animaux est apparue il y a environ 10000 ans; au début, ce processus paysan a généré peu de déchets dangereux, mais sous la pression de la croissance de la population et le progrès technologiques, l'agriculture traditionnelle a été substituée par une agriculture moderne et sophistiquée qui cause beaucoup de problèmes en déversant différents types de polluants dans l'air, l'eau et le sol. On trouve plusieurs produits chimiques qui sont utilisés pour améliorer et multiplier la production animale et végétale tels que les engrais, les herbicides et les pesticides. L'application de pesticides et d'herbicides pour lutter contre une grande variété de parasites a contribué énormément à l'augmentation des rendements agricoles et garanti la sécurité alimentaire de plusieurs pays, mais parallèlement a engendré des effets négatifs sur la santé des écosystèmes. En outre, il y a d'autres activités agricoles pouvant générer beaucoup de déchets incontrôlables tels que :

- Les différents types d'élevage d'animaux (laitier, volaille, poisson), considérés comme une source de pollution microbienne provient des excréments des poissons et des animaux.
- L'abattage de bétail produit des eaux usées et du sang non-traité qui peuvent dégrader énormément la qualité des milieux récepteurs.
- Les industries de la transformation des produits de l'arboriculture fruitière et de vigne, qui utilisent des quantités massives des engrais, et donc plus de fumier d'azote et de phosphate qui vont être libérés dans l'environnement. [13]

V.1.2.3 Pollution industrielle

L'industrialisation a considérablement augmenté dans le monde entier, avec tous les avantages comme la réduction du chômage et de la pauvreté. Les pays en développement confrontés à des problèmes économiques et sociaux (éducation, santé, augmentation de la criminalité,..etc.) considèrent les problèmes environnementaux comme un luxe [14]. Certaines industries, afin d'éviter le coût élevé des technologies modernes, utilisent des technologies périmées, bien qu'elles soient moins efficaces que les technologies modernes mais produisent plus de polluants [15]. De nombreux établissements industriels sont situés à proximité des rivières ou des cours d'eau et malgré que l'évacuation des rejets industriels dans l'environnement soit encadrée par des réglementations spécifiques, plusieurs entreprises industrielles déchargent leurs effluents non traités dans ces cours d'eau. Ces effluents peuvent contenir des métaux

lourds hautement toxiques comme le chrome, l'arsenic, le plomb, le mercure, ainsi que des déchets organiques et inorganiques dangereux (acides, bases, cyanures, chlorures...etc.). Citant comme exemple l'industrie laitière, textile, alimentaire, du sucre, du papier, des tanneries, du caoutchouc, de pesticides, mines et carrières.

Il existe un autre classement de la pollution basé sur la nature du polluant.

Voici les catégories générales des paramètres de contamination de l'eau:

V.2 Les paramètres physiques

Les contaminants physiques affectent principalement les propriétés physiques et organoleptiques de l'eau comme la couleur, le goût, l'odeur, la température, la conductivité, le total des solides dissous (TDS), la turbidité, et la radioactivité [16].

V.2.1 Couleur

La coloration des eaux de surface ou souterraine a été toujours reliée au terme de la contamination. L'homme a toujours raisonné qu'une eau limpide est propre et une eau colorée est sale. En général, toute eau transparente et incolore n'est pas toujours saine comme on croit, en raison de l'existence de plusieurs contaminants qui n'ont pas une couleur spécifique.

La coloration des masses d'eau est causée par différents types de polluants comme les métaux, les colorants, les particules de sol et les algues. Il y a des espèces typiques d'algues qui colorent les ressources en eau comprenant les Cyanobactéries (algues bleu-vert), les Chlorophycées (algues vertes) et autres. Une autre cause de la coloration des eaux est liée aux différents types de colorants synthétiques déchargés par les usines, les tanneries et l'industrie textile. La plupart de ces colorants synthétiques sont des substances persistantes et parfois ils sont toxiques [17].

V.2.2 Odeur et goût

Le goût et l'odeur dépendent de la stimulation des cellules réceptrices humaines, qui sont situées dans les papilles gustatives pour le goût et la cavité nasale pour l'odeur. Les problèmes de goût et d'odeur font partie essentiellement des paramètres organoleptiques de l'eau potable qui sont en relation direct avec la source d'eau, de la méthode de traitement, du système de distribution ou d'une combinaison de ces trois derniers [18]. Les composés responsables des goûts et des odeurs peuvent être produits par des algues microscopiques. Les odeurs peuvent être causées par une variété de substances nocives telles que H_2S , NH_3 et des composés organiques volatils (COV), qui entraînent une menace pour l'environnement et la santé humaine [19].

V.2.3 Température

Les eaux de surface sont soumises à l'effet de la température ambiante et peuvent être chaudes pendant la saison sèche [20].

La pollution thermique est l'augmentation de la température d'un cours d'eau. La cause principale de la pollution thermique est l'utilisation de l'eau comme fluide de refroidissement par les centrales électriques et les usines industrielles. Les températures élevées diminuent les niveaux d'oxygène, qui conduit à la mort des poissons, et peuvent modifier la composition de la chaîne alimentaire. Les eaux usées urbaines peuvent également élever la température des eaux de surface [21].

La température peut avoir une grande influence sur la vie aquatique. Si la température globale du système d'eau change, les communautés aquatiques changeront [22].

V.2.4 Conductivité électrique

La conductivité électrique d'une eau donne une mesure de la capacité d'une solution aqueuse à transporter un courant électrique. Cette capacité dépend de la présence des ions, leur concentration totale, leur mobilité et leur valence [23].

La conductivité électrique (CE) de l'eau donne une estimation de la quantité des solides totaux dissous dans l'eau, mais elle ne fournit aucune information sur sa composition ionique. La conductivité électrique dépend de la température de l'eau, plus la température est élevée, plus la conductivité électrique sera élevée. La conductivité électrique de l'eau va augmenter de 2 à 3% pour une augmentation de 1 degré Celsius de la température de l'eau.

La conductivité est un paramètre important parce que les animaux et les plantes aquatiques sont adaptés à une certaine gamme de salinité. En dehors de cette gamme, ils seront affectés négativement et peuvent mourir. Certains animaux peuvent gérer une salinité élevée, mais pas une faible salinité, tandis que d'autres peuvent gérer une faible salinité, mais pas une salinité élevée [24].

V.2.5 Turbidité

La turbidité ou la nébulosité de l'eau est exprimée en UTN (Unité de Turbidité Néphélométrique). La turbidité désigne la présence des particules en suspension telles que les argiles, les matières organiques de tailles fines, les planctons et d'autres microorganismes [25]. La turbidité de l'eau est un paramètre important qui influence la pénétration de la lumière dans l'eau et affecte ainsi la vie aquatique et empêche le processus de photosynthèse [26].

V.2.6 Radioactivité

Les radiations nucléaires présentes dans la biosphère sont naturelles ou artificielles. L'exposition aux rayonnements à forte dose peut causer des dommages physiologiques immédiats en quelques jours ou semaines et peut mener jusqu'au point de mort, dans le cas des concentrations plus faibles, il peut causer des cancers et d'autres maladies [27]. Les principales sources de pollution radioactive sont la décharge des eaux usées des centrales nucléaires dans la mer, que les courants océaniques transportent ensuite dans le monde entier [28]. Le niveau maximal admissible de radioactivité dans l'eau potable est de 0,2 Bq/L [29]. Lorsque de grandes quantités de radionucléides sont déchargées dans l'environnement, elles peuvent s'accumuler dans les rivières et les mers, en se déposant sur les poissons et les fruits de mer. Une fois les matières radioactives sont dans l'environnement, elles peuvent également être incorporées dans les aliments car elles sont absorbées par les plantes, ou ingérées par les animaux [30]. Ce type de pollution est très dangereux parce qu'il est difficile à traiter et caractérisé par une longue durée de vie. Quand on parle de pollution radioactive on est obligé de citer le désastre de Tchernobyl en Ukraine (1987) et de Fukushima au Japon (2011) et ses impacts sur l'environnement et la santé publique.

V.3 Les paramètres chimiques

L'environnement aquatique est susceptible d'être contaminé par une variété de polluants générés par diverses sources (industrielles, agricoles et domestiques). Les pesticides, les métaux lourds et les détergents sont les principales causes de contamination des milieux aquatiques en raison de leur toxicité, leur persistance et leur tendance à s'accumuler dans les organismes [31].

V.3.1 pH

Le pH est une mesure de l'acidité ou de l'alcalinité de l'eau. Le pH est un paramètre simple mais il est extrêmement important, car la plupart des réactions chimiques dans l'environnement aquatique sont contrôlées par toute modification de sa valeur. Tout milieu qui est très acide ou alcalin tue la vie aquatique. Les organismes aquatiques sont sensibles aux changements de pH, pour cela le traitement biologique des eaux nécessite un contrôle ou une surveillance du pH. Les eaux de surface ayant des valeurs de pH inférieures à six peuvent être dangereuses pour la vie aquatique. Ainsi, le pH a une importance primordiale pour décider la qualité des effluents des eaux usées [32].

V.3.2 Nutriments

Les nutriments (comme le phosphore et l'azote) sont nécessaires à la croissance des plantes, mais une trop grande quantité de ces nutriments peut conduire à une forme dangereuse de pollution appelée eutrophisation. L'eutrophisation favorise la croissance des algues, du phytoplancton et des plantes dans les lacs, les rivières ou les zones côtières. Lorsque ces organismes meurent et se décomposent, ils consomment de l'oxygène, provoquant une «zone morte» ou une hypoxie ce qui constitue une énorme menace pour la biodiversité des écosystèmes aquatiques. Les niveaux élevés de nutriments dans les lacs et autres cours d'eaux sont principalement le résultat de la pratique humaine. Les rejets des stations d'épuration et le ruissellement des terres agricoles polluent les plans d'eau, provoquant un excès de phosphore et d'autres éléments nutritifs, conduisant à la fin à l'eutrophisation [33].

V.3.3 Détergents

Quotidiennement on utilise différentes marques et différents types de produits pour laver la vaisselle, les vêtements, la voiture ou bien pour nettoyer les surfaces comme la salle de bain et les toilettes, mais en réalité nous polluons plus que nous nettoyons. Les savons et les détergents sont les principaux agents nettoyants utilisés dans les tâches ménagères quotidiennes. Aujourd'hui, de nombreux détergents merveilleux sont disponibles sur le marché. Ces détergents se composent de différents composants chimiques comme les agents de blanchiment, tensioactifs, enzymes, parfums, couleurs, et azurants, qui rendent nos vêtements plus clairs et plus brillants en absorbant la lumière ultraviolette et réfléchissant une lumière bleue [34]. La plupart des ingrédients du savon sont biodégradables, mais pas celles des détergents. Par conséquent, les détergents polluent plus l'eau que le savon. Les eaux usées domestiques déversées dans les lacs, les rivières et les océans peuvent provoquer plusieurs problèmes :

- Les détergents agissent comme des substances tensio-actives.
- Les enzymes présentes dans ces produits provoquent plusieurs types d'allergies.
- Le phosphate favorise la croissance des algues qui causent l'eutrophisation et conduit à l'asphyxie des écosystèmes aquatiques et la mort d'organismes aquatiques [35].

V.3.4 Métaux lourds

Les métaux lourds sont des éléments ayant une densité atomique supérieure à 6 g/cm^3 , ils sont également appelés éléments en trace métalliques. Ils sont l'un des polluants les plus persistants et caractérisés par leur toxicité, ils comprennent l'arsenic, le plomb, le mercure, le cadmium, le chrome, le cuivre, et le nickel. La libération de grandes quantités de métaux lourds

dans l'environnement provoquera de graves problèmes à la santé. Bien que les métaux lourds se retrouvent naturellement dans la croûte terrestre, mais la plupart des sources de contaminations résultent d'activités anthropiques telles que l'exploitation minière, la production des produits industriels, domestiques et agricoles contenant des métaux lourds. Les phénomènes naturels tels que les éruptions volcaniques sont également signalés comme contribuant d'une manière significative à la pollution par les métaux lourds.

Les métaux lourds sont introduits dans le corps humain par inhalation, ingestion et absorption par la peau. Ils ont des effets néfastes sur la santé, ils peuvent être toxiques, neurotoxiques, cancérigènes, mutagènes ou tératogènes [36].

Chaque métal a des effets sur la santé humaine et produit différents changements physiologiques et cognitifs chez les individus exposés [37].

V.4 Les paramètres biologiques

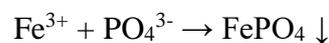
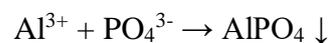
L'exposition à des eaux contaminées par des agents pathogènes (virus, bactéries et protozoaires) est l'origine de plusieurs maladies infectieuses telles que la salmonellose, le choléra, l'hépatite A et d'autres maladies diarrhéiques [38].

VI Techniques de traitements des eaux

Les techniques de traitements des eaux polluées sont diverses et incluent:

VI.1 Traitement chimique

Les précipitations chimiques ont été longtemps utilisées comme un processus de traitement des eaux. Les produits chimiques les plus utilisés sont les sels du calcium, d'aluminium et du fer. Les points d'addition de ces produits chimiques se font durant l'étape de traitement secondaire, ou tertiaire. Voici un exemple d'un traitement chimique du phosphate:



Les études montrent que le processus est plus complexe que les expériences chimiques théoriques dans les laboratoires [39]. Il dépend de la concentration des phosphates, les cations de sels, du pH et la température. La précipitation chimique est une technique éprouvée, relativement simple et efficace mais elle est souvent très coûteuse.

VI.2 Traitement biologique

Les principaux procédés biologiques pour le traitement des eaux usées sont:

- a) les procédés aérobies tels que les lits bactériens, les biodisques, les boues activées, et le lagunage facultatif aéré.
- b) les procédés anaérobies tels que le procédé de digestion anaérobie.
- c) les procédés anoxiques (environnement pratiquement exempt d'oxygène) tels que la dénitrification.

Les inconvénients de processus biologique sont:

Des fortes précipitations, la limitation des nutriments, l'apport excessif de nitrate dans le réacteur anaérobie peuvent provoquer des perturbations du processus et affecter l'efficacité de l'élimination des phosphates.

VI.3 Technologies de membrane

La purification par membrane est basée sur les propriétés semi-perméables d'une membrane de séparation sélective: certains composants peuvent traverser la membrane, tandis que d'autres sont capturés (Figure 4) [40].

Le traitement par membrane est coûteux et n'est pas utilisé actuellement pour l'élimination de certains polluant comme le phosphore, cependant, les membranes sont utilisées pour un autre objectif (par exemple, l'élimination des solides dissous totaux) [41].

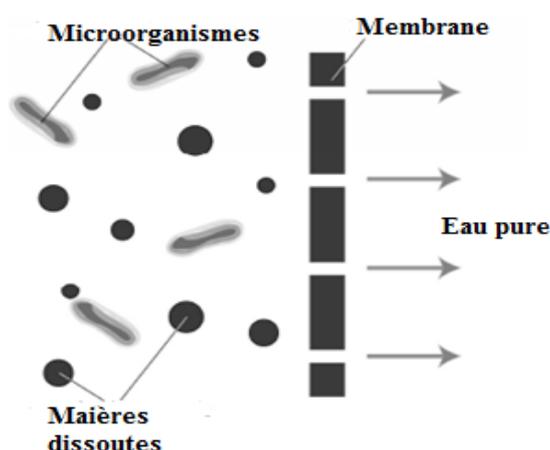


Figure 4: Exemple de membrane purifiant: matériaux dissous incapables de traverser la membrane, de sorte que seule l'eau purifiée sort [40].

VI.4 La phytoépuration

La phytoremédiation également appelé assainissement vert, botano-assainissement, agro-assainissement et assainissement végétatif [42], est une procédé écologique qui utilise des

plantes pour la dépollution des eaux et des sols. On cite des exemples de manières de rétention ou de réduction de polluants environnementaux par ce processus tels que absorption, l'assimilation, la dégradation, et l'accumulation des métaux lourds, hydrocarbures, pesticides et éléments nutritifs comme les nitrates et les phosphate.

L'utilisation des filtres plantés de phragmites et de roseaux pour le traitement des eaux usées est en augmentation aux États-Unis, en Europe et un peu partout dans le monde. Aux États-Unis, il existe autour de 8000 installations, tandis qu'en Allemagne l'estimation est d'environ 50000 [43]. En 2012, plus de 2500 stations ont été installées sur le territoire français. Ce procédé présente de nombreux avantages tels que la faible consommation d'énergie, faible production de boues et sa bonne perception par les populations grâce à son intégration naturelle dans le paysage [44]. L'inconvénient majeur de la phytoremédiation est la lenteur du processus ainsi que la demande d'une grande superficie de terrain pour l'assainissement.

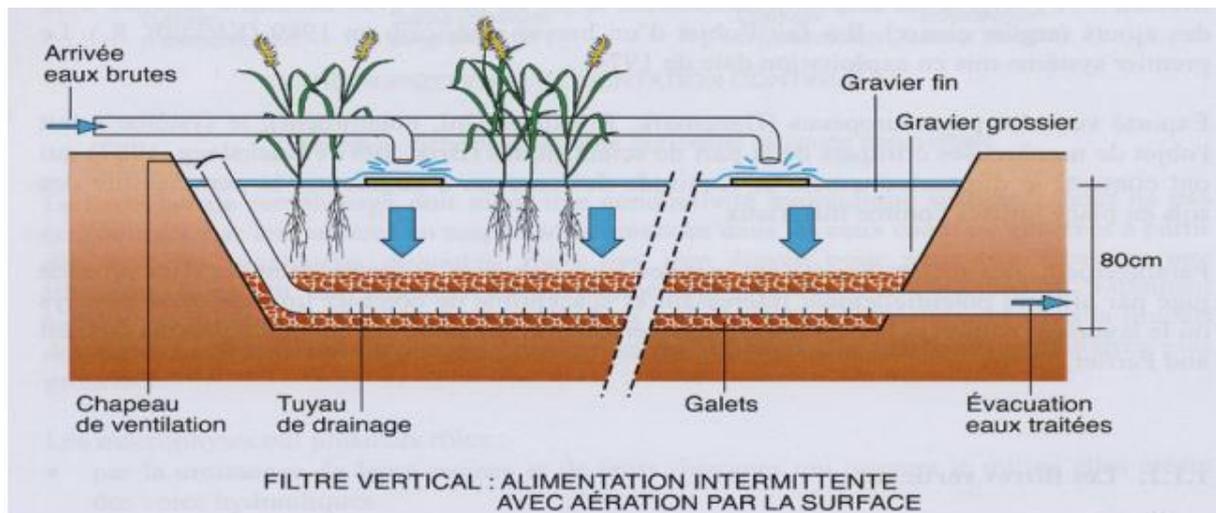


Figure 5: Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical [45].

VI.5 Adsorption et échange ionique

VI.5.1 Adsorption

Le terme «adsorption» a été utilisé pour la première fois en 1881 par le physicien allemand Heinrich Kayser (1853-1940). L'adsorption est un phénomène de surface dans lequel les molécules liquides ou gazeuses s'adhèrent à la surface d'un matériau solide[46].

- L'adsorbat est la substance adsorbée sur la surface de l'adsorbant.
- L'adsorbant est défini comme le matériau solide qui adsorbe d'autres molécules (généralement un matériau poreux avec une grande surface spécifique).

VI.5.1.1 Adsorbants

L'adsorption est une méthode de séparation qui peut impliquer divers types d'adsorbants naturels ou synthétiques [47], y compris les hydroxydes de fer ou d'aluminium, les échangeurs d'ions, les oxydes métalliques tels que le fer, le manganèse et le titane, les argiles, les zéolites, et le charbon actif [48]. Chaque adsorbant a ses propres caractéristiques tels que la nature de ses surfaces adsorbantes, les groupements chimiques, la taille des particules et la taille des pores.

La porosité est définie comme toute cavité présente sur une surface solide qui a un rapport profondeur: largeur de $\sim 10: 1$. La porosité peut être divisée en trois catégories selon la taille des pores [49]:

- macropore : $> 500\text{\AA}$.
- mesopore : $20 - 500\text{\AA}$.
- micropore : $< 20\text{\AA}$.

Les facteurs affectant l'adsorption sont:

- la surface spécifique d'adsorbant,
- la taille des particules d'adsorbant et d'adsorbat,
- la température,
- le pH,
- le temps de contact,
- la dose d'adsorbant et leurs interactions.

VI.5.1.2 Méthodes d'adsorption

Le processus d'adsorption peut se dérouler soit en mode discontinu dit méthode en batch ou en méthode dynamique en colonne, le concept de la méthode dynamique en colonne est basée sur l'écoulement d'un fluide à travers d'un lit filtrant.

L'adsorption selon la méthode en batch est toujours réalisée à une température constante. Elle consiste à la mise en contact d'une masse de support avec une solution contenant le polluant à retirer. L'ensemble du mélange est agité pendant un temps approprié jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. La séparation de l'adsorbat s'effectue par filtration, centrifugation, ou décantation.

En général, la méthode en batch est influencée par les conditions opératoires telles que la température, le pH, la masse d'adsorbant, la concentration initiale, le temps de contact et la vitesse d'agitation. D'autre part, la méthode en colonne dépend de paramètres comme la

granulométrie de l'adsorbant, la hauteur de colonne, la concentration initiale, la température et la pression.

L'adsorption a été largement étudiée comme une méthode rentable pour éliminer une grande variété de matières dangereuses, telles que les colorants et les métaux lourds, à partir de solutions aqueuses ou l'air. L'adsorbant le plus répandu pour la séparation des polluants est le charbon actif. La plupart des recherches sur l'adsorption se concentrent sur l'étude des processus isothermes, cinétiques et thermodynamiques [50].

VI.5.2 Isotherme d'adsorption

L'adsorption est généralement décrite par des isothermes. L'isotherme d'adsorption est définie comme une représentation graphique montrant la relation entre la quantité adsorbée par une unité de masse d'adsorbant et la quantité d'adsorbant restante à l'équilibre. Bien qu'il existe de nombreux modèles pour la description des isothermes d'adsorption dans la littérature, les plus utilisés sont de Freundlich et Langmuir [51].

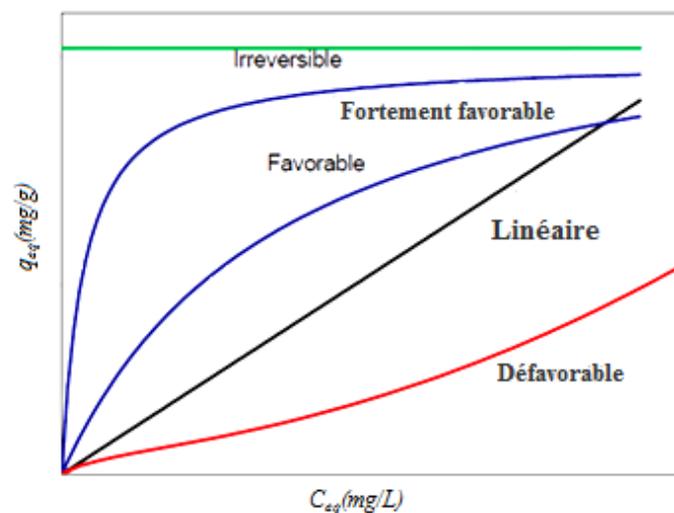


Figure 6: Isothermes d'adsorption [52].

❖ L'isotherme de Langmuir

L'isotherme de Langmuir est un modèle théorique reposant sur l'hypothèse qu'il existe un nombre fini de sites actifs qui sont répartis de façon homogène sur la surface de l'adsorbant. Ces sites actifs ont une affinité similaire pour former une couche unique de molécules adsorbées, mais sans aucune interaction entre eux [53].

Le modèle d'isotherme de Langmuir est représenté par la formule suivante [54]:

$$q_e = \frac{q_{\max} k_L C_e}{1 + k_L C_e} \quad \text{eq(1)}$$

C_e : la concentration à équilibre des ions restants en (mg/L),

q_e : la quantité d'adsorbat à l'équilibre, exprimée en (mg/L),

q_{\max} : capacité d'adsorption lorsque le support est saturé (mg/L),

K_L : constante d'équilibre de langmuir (mg^{-1}),

La forme linéaire du modèle de Langmuir est représentée par (eq2):

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\max} k_L} + \frac{C_e}{q_{\max}} \quad \text{eq(2)}$$

L'équation ainsi obtenue est celle d'une droite de pente $\frac{1}{q_{\max} k_L}$ et d'ordonnée à l'origine $\frac{1}{q_{\max}}$

ce qui permet de déterminer les deux paramètres caractéristiques de l'équilibre q_{\max} et K_L .

❖ Types des isothermes de Langmuir

Type S: La partie initiale de la courbe S montre qu'il y a peu d'interaction entre le contaminant et le solide à faible concentration. Cependant, une fois que le soluté s'adsorbe, il est plus facile pour une quantité supplémentaire se fixer, les interactions entre les molécules adsorbées aidant à les maintenir à la surface.

Type L: la pente initiale montre que le contaminant a une forte affinité pour la surface. Au fur et à mesure que plus de sites sont remplis, il devient de plus en plus difficile pour les autres molécules de trouver un site vacant.

Type H: la courbe H est un cas particulier de la courbe L, dans laquelle le contaminant a une telle affinité pour le solide, alors il est complètement adsorbé, ou du moins il n'y a pas de quantité mesurable restante en solution. La partie initiale de l'isotherme est donc vertical.

Type C: La courbe C est caractérisée par la répartition constante du soluté entre la solution et le solide, jusqu'à l'adsorption maximale possible. La linéarité montre que le nombre de sites d'adsorption reste constant [55].

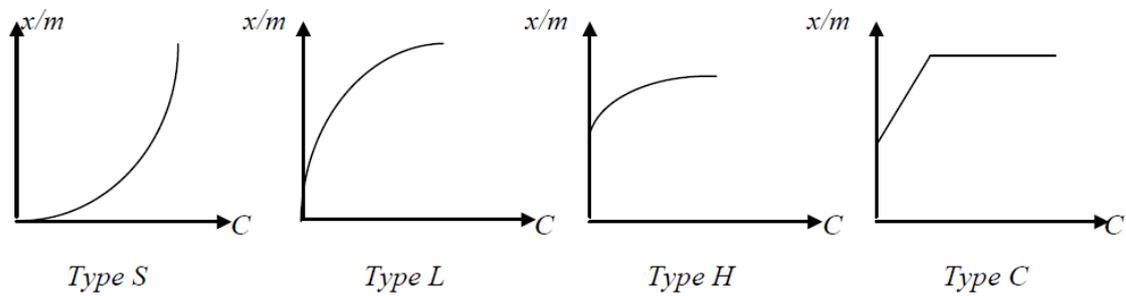


Figure 7: Les différents types d'isothermes de Langmuir [56].

❖ L'isotherme de Freundlich

Le modèle isotherme de Freundlich est une équation empirique d'adsorption sur des surfaces hétérogènes avec des interactions entre molécules adsorbées dans plusieurs monocouches.

L'expression bien connue pour le modèle de Freundlich est donnée comme la formule [57]:

$$q_e = K_F C_e^n \quad \text{eq(3)}$$

La linéarisation de l'équation précédente permet la détermination graphique de K_F et n , elle prendra dans ce cas la forme:

$$\ln q_e = \ln K_F + n \ln C_e \quad \text{eq(4)}$$

Où K_F et n sont des constantes de Freundlich qui correspondent respectivement à la capacité d'adsorption et à l'intensité l'adsorption. En outre, l'exposant (n) fournit une indication de favorabilité et de capacité du système adsorbant/adsorbat.

VI.5.3 Cinétique d'adsorption

La cinétique d'adsorption montre l'évolution de la capacité d'adsorption avec le temps de contact entre le solide et l'adsorbant, elle est également nécessaire pour identifier les mécanismes d'adsorption dans un système donné. Les modèles suivants sont utilisés pour décrire la cinétique d'adsorption:

❖ Modèle de Pseudo-premier-ordre

En 1898, Lagergren a présenté le modèle de Pseudo-premier-ordre pour décrire la cinétique de processus d'adsorption d'acide oxalique et de l'acide malonique sur le charbon [58].

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad \text{eq(5)}$$

K_1 : constante de vitesse (min^{-1}).

q_e : quantité d'adsorbat à l'équilibre (mg/g).

q_t : quantité d'adsorbat à un moment donné (mg/g).

t : temps de contact (min).

La forme linéaire du modèle de Lagergren est exprimée par (eq6):

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - K_1 t \quad \text{eq(6)}$$

Dans la plupart des études de cinétique d'adsorption dans la littérature, l'équation de pseudo-premier ordre de Lagergren n'est pas adaptée pour toute la gamme de temps de contact, elle est généralement applicable pendant les 20 à 30 premières minutes du contact [59].

❖ Modèle de Pseudo-deuxième-ordre

En 1995, Ho a décrit la cinétique d'adsorption d'ions métalliques bivalents sur la tourbe (Ho et McKay, 1998b) [60]. Le modèle du pseudo-deuxième ordre est théoriquement utilisé pour décrire les phénomènes d'adsorption de type chimisorption impliquant un partage ou un échange d'électrons entre l'adsorbat et l'adsorbant et il s'exprime selon l'équation [61]:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad \text{eq(7)}$$

La linéarisation et l'intégration, de l'équation précédente donne :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \left(\frac{1}{q_e} \right) t \quad \text{eq(8)}$$

K_2 : constante de vitesse de cinétique pseudo-deuxième-ordre (g/mg.min).

q_e : quantité d'adsorbat à l'équilibre (mg/g).

q_t : quantité d'adsorbat retenu à l'instant t (mg/g).

t : temps de contact (min).[62]

L'équation de pseudo-deuxième ordre est habituellement réussit pour représenter les données cinétiques d'adsorption de la plupart des polluants [63].

VI.5.4 Thermodynamique d'adsorption

Les propriétés thermodynamiques fournissent des informations précieuses pour une meilleure compréhension de la spontanéité d'un mécanisme d'adsorption. L'adsorption est un processus spontané s'il se produit par une diminution de l'énergie libre totale du système. Le changement de l'énergie libre de Gibbs est une mesure clé de la spontanéité. L'enthalpie (ΔH°)

et l'entropie (ΔS°) sont déterminés graphiquement à partir de la pente et de l'ordonnée à l'origine de $\ln(K_a)$ en fonction de l'inverse de température ($1/T$) en utilisant l'équation (11) [64].

Les valeurs de ΔG° sont déterminées à l'aide de l'une des équations (9) ou (10):

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_a \quad \text{eq(9)}$$

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad \text{eq(10)}$$

$$\ln K_a = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad \text{eq(11)}$$

R est la constante des gaz parfaits ($8,314 \text{ J}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$), T est la température en Kelvin et K_a est le coefficient de distribution du soluté dans l'adsorbant et dans la solution, il peut être calculé à partir de l'équation (12):

$$K_a = \frac{C_{ads}}{C_e} \quad \text{eq(12)}$$

k_d : constante de distribution,

C_{ads} : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g),

C_e : concentration de soluté restante en solution à l'équilibre (mg/L).

VI.6 Types d'adsorption

VI.6.1 Adsorption physique (physisorption)

L'adsorption physique est un phénomène causé par l'attraction intermoléculaire (électrostatique) entre les molécules de soluté et la surface solide, il est généralement réversible. Il peut s'agir des:

- interactions entre les espèces chargées,
- interactions entre les dipôles,
- interactions du type Van Der Waals,
- liaisons hydrogène.

Au cours du processus d'adsorption physique, plusieurs couches d'atomes peuvent être adsorbées à la surface du matériau.

VI.6.2 Adsorption chimique (chimisorption)

Elle est caractérisée par une chaleur d'adsorption plus élevée et par le fait qu'elle implique de fortes liaisons chimiques entre l'adsorbant et l'adsorbé. La chimisorption est généralement

irréversible, produisant une modification des molécules adsorbées, en général une seule couche d'atomes est adsorbée.

VI.6.3 Echange d'ions

L'échange d'ions implique le remplacement des ions à la surface des matériaux par des ions en solution. L'utilisation la plus courante de ce procédé est l'adoucissement de l'eau domestique. Les principaux avantages par rapport aux autres méthodes de traitements alternatifs sont l'efficacité d'élimination, et la faible exigence chimique [65].

VII Résines

Les résines sont des édifices macromolécules. Elles sont des polymères insolubles et électriquement neutres, portant des groupes fonctionnels (sulfonique, amine tertiaire, etc.) et des ions échangeables appelés contre ions. Les résines sont capables de capter et d'éliminer d'autres ions en solutions aqueuses jusqu'à l'arrivée au stade de saturation. Lorsque la résine est saturée elle peut être régénérée par un simple lavage avec une solution contenant le même contre ion.

Les résines échangeuses d'ions sont largement utilisées dans les procédés d'adoucissement et la déminéralisation, ainsi que dans les industries pharmaceutique ou agro-alimentaire. La résine est généralement composée de copolymères de styrène ou d'acrylique réticulés avec des ponts de divinylbenzène (DVB). Le divinylbenzène est un agent qui confère aux billes de résine leur résistance physique sans laquelle la résine devient soluble.

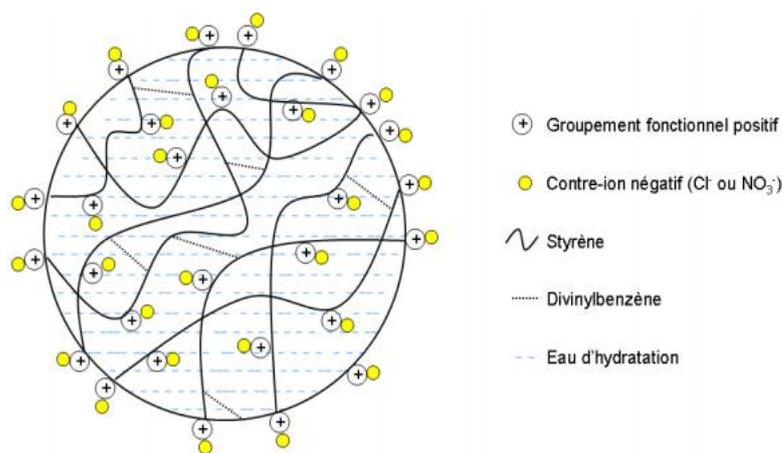


Figure 8: Représentation d'une bille de résines échangeuses d'anions [66].

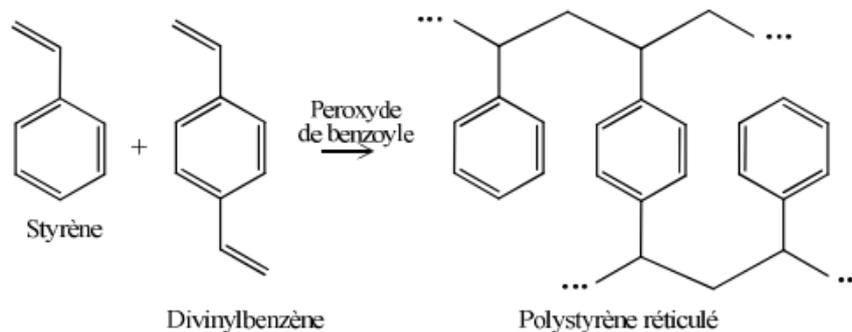


Schéma 1 : Réticulation du styrène par le divinylbenzène [67].

Il existe des autres types de résines à base du polyester acrylique. Elles sont synthétisées à partir d'un ester acrylique et de divinylbenzène. Les polyesters acryliques sont activés avec des polyamines contenant les groupes fonctionnels souhaités [68].

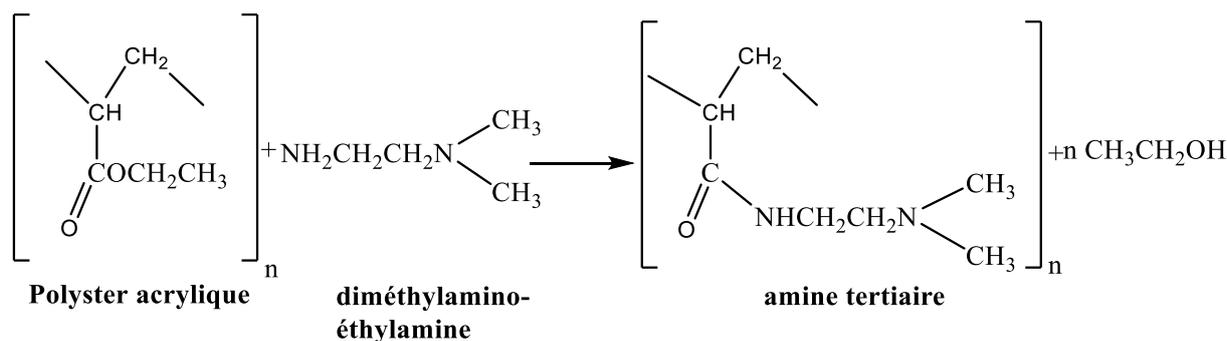
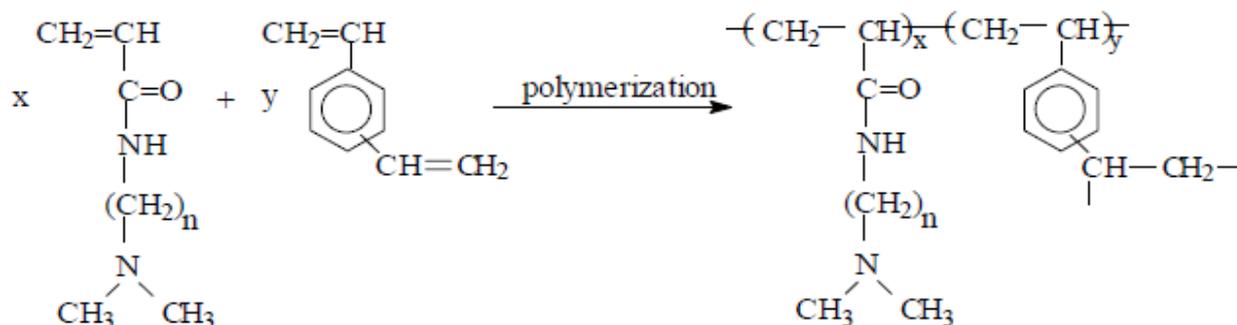


Schéma 2: Exemple d'activation d'un polyester acrylique.



n = 2 ou 3

Schéma 3 : Exemple de préparation d'une résine acrylique à base faible [69].

Amberlite IRA-67 est une résine à base faible, elle a une structure de poly (3-N,N-diméthylaminopropylacrylamide) de la forme [70]:

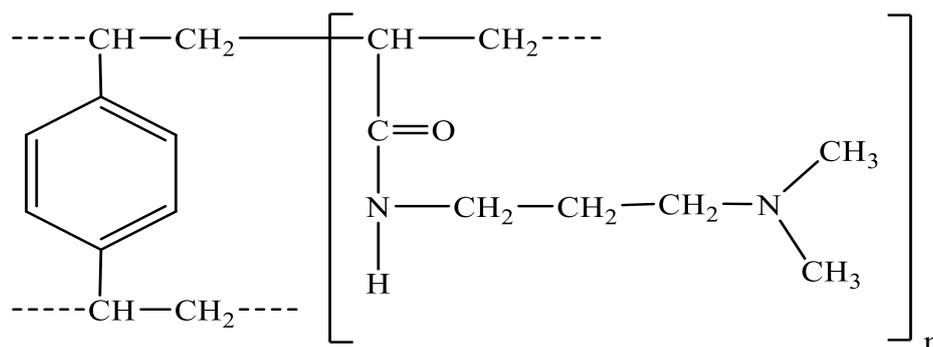


Schéma 4 : Structure d'Amberlite IRA-67 [70].

VII.1 Forme de résine

Les résines peuvent être présentées sous forme de gel ou macroporeuse.

VII.1.1 Résine type gel

L'espace entre les chaînes de polymères (les pores) est très petit et leur taille n'est que de quelques angströms dans ce type de résine. De plus, les résines type gel possèdent des faibles quantités en DVB que les résines macroporeuses.

VII.1.2 Résine type macroporeuse

Les résines macroporeuses (le diamètre moyen des pores est de l'ordre de 1000 Angströms) présentent beaucoup d'avantages par rapport aux résines type gel.

La résine macroporeuse offre une meilleure rétention des grosses particules en raison de la grande taille des pores par rapport à la résine type gel. [71]

VII.2 Classement des résines

Les résines échangeuses d'ions sont classées en fonction de la charge du contre-ion échangeable (échangeur de cations ou échangeur d'anions) et selon la force ionique engagée (échangeur fort ou échangeur faible).

On distingue quatre classes principales:

VII.2.1 Résine échangeuse de cations (cationique)

Elles sont subdivisées en deux classes:

VII.2.1.1 Résines cationiques fortes (acides forts)

Les résines acides fortes sont des copolymères de styrène et de DVB contenant des groupes SO_3^-/H^+ ou les sels correspondants $\text{SO}_3^-/\text{Na}^+$ [72], ces matériaux sont caractérisés par leur capacité à échanger des cations sur toute la gamme de pH. Par conséquent, la capacité d'échange des résines acide fort est indépendante du pH de la solution. Après la saturation, la

résine est régénérée par son contact avec une solution d'acide fort [73]. Exemples : Amberlite IRC-120, Dowex 50w.

VII.2.1.2 Résines cationiques faibles (acides faibles)

Les Résines cationiques faibles sont fabriquées à partir des réactions des acides acrylique; métacrylique ou leurs dérivés avec le divinylbenzène [74]. Les résines acide faible contiennent des groupes COO^-/H^+ , elles ont une forte affinité pour l'ion hydrogène, elles sont donc facilement régénérées avec des acides forts (la capacité de cette résine dépend fortement du pH de la solution) [75]. Exemples: Amberlite IRC-50.

VII.2.2 Résine échangeuse d'anions (anionique)

VII.2.2.1 Résines anioniques fortes

Les Résines anioniques fortes contiennent des groupements aminés quaternaires, elles sont classées en Type I et Type II.

Résines du type I

Les résines du type I contiennent des groupements $-\text{CH}_2\text{N}(\text{CH}_3)_3$, elles ont une grande affinité pour les acides faibles tels que l'acide silicique et l'acide carbonique qui sont généralement présents lors d'un processus de déminéralisation de l'eau.[76]

Résines du type II

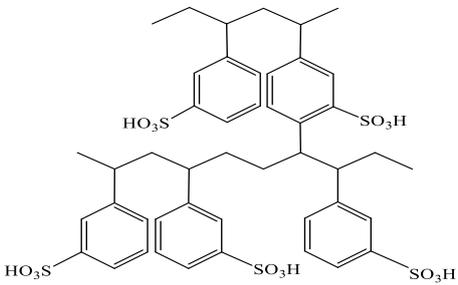
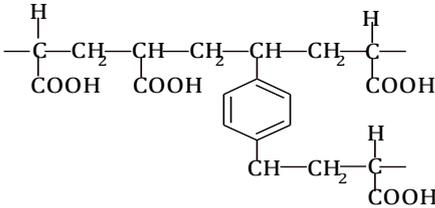
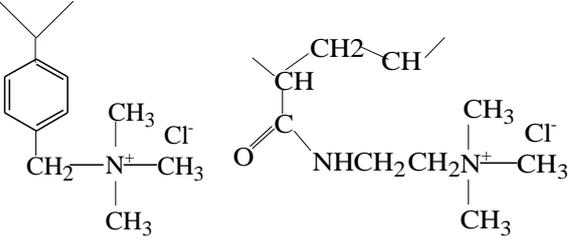
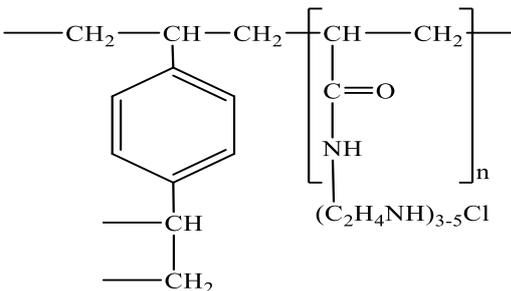
Les résines du type II contiennent des groupes $-\text{CH}_2\text{N}(\text{CH}_3)_2(\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH})$, elles sont obtenues par réaction du copolymère styrène-DVB avec de la diméthyléthanolamine. Cette amine quaternaire a une basicité inférieure à celle de la résine du type I [77], mais elle est suffisamment élevée pour éliminer les acides faibles particulièrement. La stabilité chimique des résines du type II n'est pas aussi bonne que celle des résines du type I, les résines de type I étant préférées pour les applications à haute température [78]. Exemples: Amberlite IRA-400, Dowex 1.

VII.2.2.2 Résines anioniques faibles (base faible)

Les résines échangeuses d'anions contiennent des groupes fonctionnels d'amine primaires ($-\text{NH}_2$), secondaires ($=\text{NH}$) ou tertiaires ($\equiv\text{N}$) sous forme de chlorure ou d'hydroxyde [79]. Les résines à base faibles sont caractérisées par une capacité élevée à adsorber les acides forts, elles sont facilement régénérées avec de la soude caustique. Le degré de dissociation d'une résine bases faible est fortement influencé par le pH de la solution, par conséquent, la capacité d'échange des résines base faibles devient minimale à un pH supérieur à 7,0 [80]. Exemples: Amberlite IR-45, Dowex 3.

Le tableau 2 résume quelques exemples de résines.

Tableau 2 : Exemples des résines [81].

Type de résine	Formule chimique	Structure chimique (exemple)
Echangeuse de cation Acide fort	Acide sulfonique $R-SO_3^-H^+$ $R-SO_3^-Na^+$	 [82]
Echangeuse de cation Acide faible	Acide carboxylique $R-COOH$	 [83]
Echangeuse d'anion Base forte	Ammonium IV $R_4N^+Cl^-$ $R_4N^+OH^-$	Polystyrene-DVB Polyacrylic-DVB  [84]
Echangeuse d'anion Base faible	amines tertiaires $R_3NH^+Cl^-$ $R_3NH^+OH^-$	 [85]

VIII Normes et réglementations

La qualité des eaux est déterminée en comparant ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques avec des normes standards. Ces normes sont proposées par des organisations mondiales comme l’OMS (Organisation Mondial de la Santé) et l’EPA (Agence de Protection de l’Environnement). Chaque pays impose ses propres normes, mais les normes internationales,

en particulier de l'OMS, doivent être pris en compte car ils sont considérés comme des valeurs directrices pour la protection de l'environnement et la prévention des dangers susceptibles de menacer la vie ou la santé des êtres humains, des animaux, des plantes et de la flore. Pour cet objectif, l'Algérie a adopté et promulgué un certain nombre de lois et décrets exécutifs relatifs pour la protection de l'environnement, citant comme exemples:

- Loi sur la protection de l'environnement N° 83-3 de 1983. Cette loi mentionne spécifiquement la pollution de l'eau.
- Loi N° 83-17 sur l'eau "Le Code des Eaux (révisée en 1996 en vertu de la loi n° 96-13) [86].
- La loi 03-10 du 19 Juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.
- Décret exécutif n°06-141 du 19 Avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.
- Décret exécutif n°07-300 correspondant au 27 septembre 2007 définissant les modalités d'application de la taxe complémentaire sur les eaux usées industrielles.

Un système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-Eau) a été adopté par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), pour distinguer la qualité des eaux et son diagnostic est basé sur des types d'altérations. La qualité de l'eau peut être divisée en cinq catégories: Très bonne (couleur bleue), Bonne (couleur verte), Passable (couleur jaune), Mauvaise (couleur orange) et Très Mauvaise (couleur rouge).

Il existe des ensembles de paramètres de même nature ou de même effet qui décrivent les types de dégradation de la qualité de l'eau. Ces groupes sont appelés des altérations:

- Matériaux organiques et oxydables.
- Substances azotées, à l'exception des nitrates.
- les nitrates.
- Substances contenant du phosphore.[87]

Tableau 3 : Les classes des eaux de surface selon l'agence des bassins hydrographiques algérienne (ABH, 2009).

Classe	Très Bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
Qualité chimique	Eau exempte de pollution.	Eau de qualité moindre pouvant satisfaire tous les usages.	Eau de qualité médiocre, suffisante pour les usages peu exigeants.	Eau polluée, inapte à la vie biologique.	Eau très polluée inapte à tous les usages, pouvant constituer une menace pour la santé publique et l'environnement.

Tableau 4 : Grille pour évaluation de qualité des eaux de surface (S.E.Q) ABH 2010.

Classe de qualité	Unité					
O ₂ dissous	%	90	70	50	30	<30
DBO ₅	mg O ₂ /L	3	6	10	25	>25
DCO	mg O ₂ /L	20	30	40	80	>80
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	0.5	1.5	2.8	4	>4
Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/L	0.1	0.5	1	2	>2
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	2	10	25	50	>50
Classe de qualité	Unité					
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	0.03	0.3	0.5	1	>1
Turbidité	NTU	1	35	70	100	>100
Chlorures	mg/L	62.5	125	190	250	>250

Dans cette étude nous avons comparé les résultats obtenus avec les normes du décret exécutif N° 34 du 19 juin 2011 concernant la qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau potable des populations, et les normes OMS de l'eau potable.

Tableau 5 : Normes Algérienne et international de l'eau potable.

PARAMETERS	UNITES	NORMES ALGÉRIENNES [88]	OMS [89]
PH	-	6,5-8,5	6,5-8,5
T	°C	25	-
Conductivité électrique	(μS/cm)	2800	-
Chlorure	mg/L	600	250
Sulfate	mg/L	400	250
O ₂ D	mg O ₂ /L	-	-
DBO ₅	mg/L	7	-
DOC	mg/L	30	-
Ammonium	mg/L	4	0.5 [90]
Nitrite	mg/L	-	0,2
MES	mg/L	25	25 [91]
Nitrate	mg/L	50	50
Phosphate	mg/L	-	0,1 [92]
Chrome (VI)	mg/L	-	0,05
Cyanures	mg/L	0.1	0,07
Manganèse	mg/L	1	0.05
Zinc	mg/L	5	3
Calcium	mg/L	-	-
Magnésium	mg/L	-	-

CHAPITRE II :
ZONE D'ETUDE

I Présentation de la zone d'étude

I.1 Commune de Constantine

Constantine ou l'ancienne Cirta, est la troisième plus grande ville d'Algérie, la ville de Constantine est située au nord-est de l'Algérie, à une latitude de 36°,23 et une longitude de 7°,35. Constantine se trouve à une distance de 437 km de la capitale Alger. Elle couvre une superficie de 2297,2 Km², elle est limitée par la wilaya de Skikda au Nord, la wilaya d'Oum El Bouaghi au Sud, la wilaya de Guelma à l'Est et la wilaya de Mila à l'Ouest. Elle est caractérisée par son climat continental avec un été chaud et sec (25-38°C) et un hiver rigoureux (0-12°C).

La wilaya de Constantine est constituée de six chefs-lieux de daïra, avec un total de douze communes (Figure 9), comme indiqué ci-dessous:

- La daïra de Constantine: Commune de Constantine.
- La daïra d'El Khroub: communes d'El Khroub, d'Aïn Smara, et d'Ouled Rahmoune.
- La daïra d'Aïn Abid: communes d'Aïn Abi, et de Ben Badis.
- La daïra de Hamma Bouziane: communes de Hamma Bouziane et de Didouche Mourad.
- La daïra d'Ibn Ziad: communes d'Ibn Ziad et de Messaoud Boudjeriou.
- La daïra de Zigoud Youcef: communes de Zigoud Youcef et de Béni Hamidane.[93]

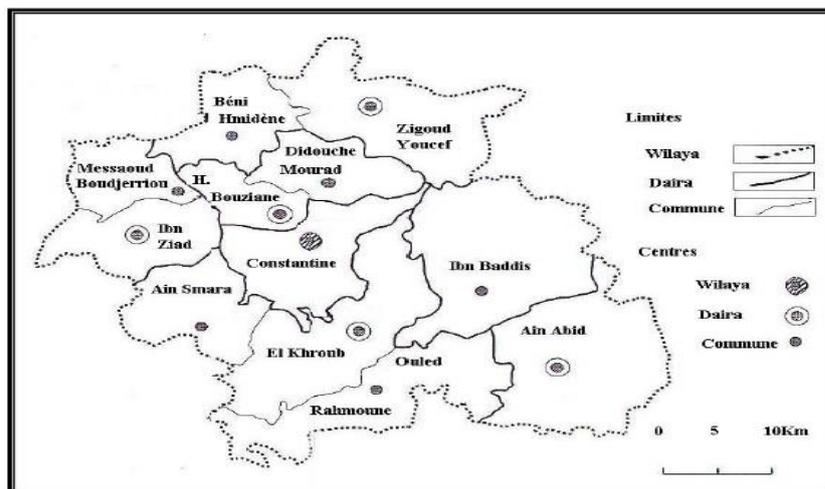


Figure 9 : Carte des groupements administratifs de Constantine [94].

I.2 Commune d'El Khroub

Le nom El Khroub vient du mot arabe "kherba", qui signifie une maison en ruine. Ancien territoire de la tribu Chorfa, son histoire remonte à l'Antiquité, les inscriptions latines de 26 avant JC et le tombeau dit "Soumaa" du roi Massinissa de Numidie sont authentiques.

La daïra d'El Khroub couvre une superficie de 648,76 Km² à 16 km au Sud/Est de Constantine.

Cette superficie est représentée comme suit :

- El Khroub 255,00 Km²,
- Ain Smara 123,81 Km²,
- Ouled Rahmoun 269,95 Km². [95]

I.3 Les caractéristiques de la ville de Constantine

I.3.1 La population

La wilaya de Constantine est densément peuplée avec 987,774 habitants (recensement Mars 2008) avec une densité de 431,72 habitants au kilomètre carré. L'agglomération urbaine de Constantine est constituée de plusieurs communes avec 1010 habitants au kilomètre carré. Le chef-lieu de la Wilaya est toujours en tête, avec 2895 habitants au kilomètre carré. Pour les autres communes, la densité varie de 216 à 900 habitants au kilomètre carré. Les communes situées à l'extérieur de groupement urbain n'enregistrent que 87 habitants par kilomètre carré. Ben Badis et Zigoud Yousef ont une différence significative de 49 habts/km² et 133 habts/km² respectivement. [96]

I.3.2 Aperçu climatologique

Les facteurs météorologiques du bassin hydrographique sont d'une grande importance pour le comportement hydrologique du cours d'eaux. Les précipitations, en particulier, sont le principal facteur affectant le débit des rivières. Les conditions météorologiques affectent directement l'écoulement des eaux courantes (rivières par exemple), et donc affecte le transport et la dilution des matières organiques et minérales. [97]

Le climat de notre zone d'étude (région de Constantine) est doublement influencé par le régime méditerranéen qui donne un climat tempéré au Nord et dans une moindre mesure, un régime subtropical au Sud. L'éloignement de la mer (une centaine de kilomètres) et la présence de reliefs élevés de la chaîne Numidique au Nord, créant une barrière, provoquant l'assèchement progressif des masses d'air venant du Nord. Néanmoins, les précipitations frontales sont toujours les plus exubérantes. Le processus de changement climatique déplacera

les étages bioclimatiques méditerranéens vers le nord, conduisant à une augmentation des zones arides et désertiques en Afrique du Nord.[98]

Les tableaux 6 et 7 montrent cet aspect particulier.

Tableau 6 : Températures mensuelles et annuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine) [99] .

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
1997	8,3	9,1	9,1	12,3	19,6	24,9	25,5	25,3	21,0	16,7	11,7	8,3
1998	7,1	8,1	9,4	13,3	16,2	23,6	26,5	25,4	22,2	14,5	10,0	6,4
1999	7,1	5,5	10,0	13,3	21,0	24,2	25,4	28,8	23,1	19,3	10,4	7,5
2000	4,6	8,2	11,2	14,7	20,1	22,3	26,9	26,4	21,9	15,9	12,3	9,1
2001	8,0	7,4	14,3	12,4	17,2	23,8	27,1	26,3	21,6	20,2	10,9	6,6
2002	6,4	8,6	11,1	14,0	18,7	24,8	25,6	25,0	21,3	17,9	12,3	9,2
2003	7,0	6,3	10,5	14,0	17,7	25,3	28,4	27,4	20,9	18,6	12,0	6,8
2004	7,2	8,8	10,6	11,9	15,1	21,4	25,7	26,9	21,0	19,4	9,9	7,9
2005	4,6	4,7	10,8	13,2	19,2	23,9	26,8	24,7	21,1	17,8	11,8	7,0
2006	5,5	6,9	11,0	15,6	20,1	24,9	26,8	24,4	21,0	19,1	12,5	8,4

Tableau 7 : Précipitations mensuelles et annuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine) [99].

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
1997	33,1	22,4	59	57,7	18	33,2	1,2	17,2	38,9	50,2	110	65,5
1998	36,4	52,7	37,4	70,8	49,6	18,3	0	8,9	75,2	32,6	135,3	53,1
1999	73,7	42,1	57,6	31,7	10,5	20,4	3,3	7,7	58,7	35,7	79,2	93,6
2000	17,4	36	14,4	32,9	84,4	43,6	0	15,7	18,4	38,3	31,7	57,7
2001	123,4	44,7	17,6	38,3	52,9	0	0,2	10,4	79,2	48,3	28,5	20
2002	23,5	53,3	18,2	31,8	17	4,5	19,4	24	22,3	26,8	134,7	109,7
2003	231,2	50,2	31,7	120,1	44,4	1,2	2,4	11,1	61,5	46	19,8	148
2004	87,2	11,5	66,4	47,5	66,2	29,7	0,6	12,9	24,5	30,4	142,9	181,2
2005	46	55,8	28,7	61,4	6,8	13,9	7,9	6,8	14,4	2,1	18,6	63,1
2006	78,9	50,3	33,4	14,7	83,8	3,6	0,9	18,6	26,2	10	19,1	118,8

I.3.3 Aperçu géologique de l'oued Boumerzoug

Le bassin de l'oued Boumerzoug fait partie des régions telliennes, il est constitué, en particulier par l'empilement de trois couches géologiques, premièrement, il se trouve un ensemble carbonaté nitrique d'âge Jurassique-Crétacé. Suivi par un massif composé de marnes allant du Sénonien supérieur au Paléocène et dernièrement une série détritique hétérogène Mio-Plio-Quaternaire. [100]

I.3.4 Agriculture

Le bassin du Kébir-Rhumel se caractérise par une agriculture mixte (traditionnelle et moderne), tout dépend du type de culture. Les majors cultures irrigués sont essentiellement les

horticulture et l'arboriculture [101]. L'agriculture est l'un des secteurs les plus consommatrice d'eau sans conteste. La wilaya de Constantine dispose de 6500 ha (5,08%) de terres irrigables pour une SAU (superficie agricole utilisée) de 127,840 ha [102]. Mais les vicissitudes considérables du climat semi-aride font que la wilaya reçoit bon an mal an entre 30 et 560 mm de pluie contrebalancée par une forte évaporation, Cela signifie qu'il y a souvent une pénurie d'eau et que la demande d'irrigation de 6 500 hectares est encore largement insuffisante [103].

I.3.5 Industries

Le secteur manufacturier et industriel à Constantine a connu une grande évolution juste après l'indépendance, citons à titre d'exemple les industries de construction mécanique (Complexe Moteurs Tracteurs (CMT) et l'Entreprise Moteurs Constantine (EMO)). Malgré les stricts décrets et lois juridiques qui imposent des conditions rigoureuses sur la qualité de déchets industriels libérer dans l'environnement, les petits ateliers et les entreprises artisanales en noir représentent le problème major de la pollution des eaux de surface de la wilaya de Constantine et surtout les eaux d'oued Hamimime et Boumerzoug.

Tableau 8 : Les rejets liquides industriels (commune de Constantine) [104].

UNITE	SITUATION	REJETS LIQUIDES INDUSTRIELS	
		Nature de rejet	Milieu récepteur
Unité national de la production du gaz industriel (ENGI).	Zone Industrielle Palma.	Eau chargées de lait de chaux.	Oued Rhumel.
Unité national de la vente et de l'entretien des véhicules industriels (SNVI).	Zone Industrielle Palma.	Eaux issues de lavage des véhicules chargées d'hydrocarbures.	Oued Rhumel.
Laiterie NUMIDIA (ONALAIT).	Chaabat Ressas (tissu urbain).	Eau de nettoyage Eaux chargées de matière organique (Lactoserum).	Oued Boumerzoug.
Limonaderie LIMONADE PULPA.	Constantine (tissu urbain).	Eux chargées de matières organiques (Soda).	Oued Rhumel.
Limonaderie LIMONADE MIMOZA.	Constantine (tissu urbain).	Eux chargées de matières organiques (Soda).	Oued Boumerzoug.
Unité de confection COTEST.	Chaabat Erressas (tissu urbain).	Eux chargées de matières organiques et teinte.	Oued Boumerzoug.
S.N.T.A (prod. de Tabac et allumette).	Z.I Ibn badis.	Eux chargées de matières organiques.	Oued Boumerzoug.
Abattoir.	El Khroub.	Eux chargées de matières organiques. biologiques et de sang.	Oued Boumerzoug.
ENPMO (Entreprise Nationale de Production de Machines-Outils) L'entreprise CMT (COMPLEXE MOTEURS TRACTEURS-CONSTANTINE).	Z.I.O Hamimime (El Khroube).	Eux chargées de métaux, de nitrites, et de cyanure.	Oued Hamimime.

PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE III :
METHODES SPECTROSCOPIQUES

I Spectre électromagnétique

L'un des aspects les plus étonnants de la physique est le spectre électromagnétique: ondes radio, micro-ondes, lumière infrarouge, lumière visible, lumière ultraviolette, rayons X et rayons gamma. Les applications du spectre électromagnétique dans la vie quotidienne commencent au moment où une personne se réveille le matin et "voit la lumière". La lumière visible, été la seule partie familière du spectre avant le dix-neuvième siècle, mais depuis le début du vingtième siècle, des autres régions de spectre électromagnétique ont été utilisées comme les ondes radio et les signaux de télévision, ainsi que les micro-ondes utilisés en cuisine. [105]

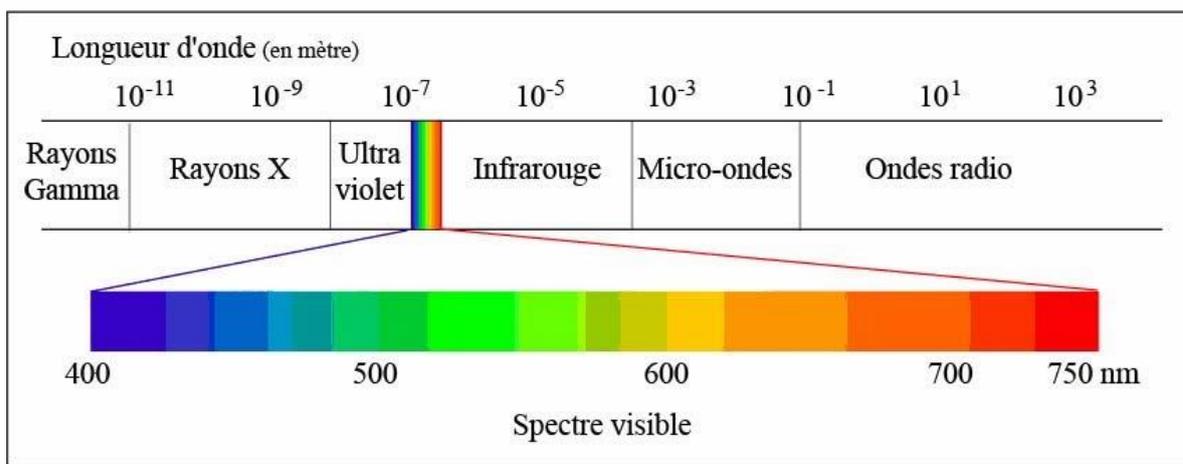


Figure 10: Spectre électromagnétique [106].

La spectroscopie est une méthode d'analyse basée sur l'interaction entre les rayonnements électromagnétiques et la matière. La chimie expérimentale moderne utilise de nombreuses techniques spectroscopiques, parmi lesquelles la spectroscopie ultraviolette et visible, la spectroscopie infrarouge et la spectroscopie de résonance magnétique nucléaire [107].

II La spectroscopie infrarouge (IR)

Le terme «infrarouge» se réfère généralement à tout rayonnement électromagnétique de la région s'étalant entre 0,7 et 1000 μm . Cependant, la région entre 2,5 μm et 25 μm (4000 à 400 cm^{-1}) est la plus intéressante pour l'analyse chimique. Cette région "IR moyenne" comprend les fréquences correspondant aux vibrations fondamentales pratiquement de tous les groupes fonctionnels de molécules organiques. Les bandes spectrales sont généralement étroites et distinctes, permettant d'identifier les fonctions spécifiques d'une structure chimique donnée [108]. Quand le rayonnement IR traverse un échantillon, une partie du rayonnement est absorbée par l'échantillon et une partie est transmise. Le spectre représente l'absorption et la transmission moléculaires, créant une empreinte moléculaire de l'échantillon. Cela permet à la spectroscopie infrarouge d'être largement utilisée pour vérifier de nombreux types d'analyses [109].

II.1 Appareillage

Le spectre infrarouge peut être obtenu par la technique principale appelée balayage ou transformée de Fourier (Fourier's Transform ou FT).

Les principaux composants du spectromètre infrarouge sont: une source de rayonnement infrarouge, un système de séparation des rayonnements (monochromateur), un détecteur du signal et un système de traitement des données [110].

Un appareil (I. Affinity-1 SHIMADZU) a été utilisé dans notre étude. L'analyse a été faite dans le domaine infrarouge entre 4000 et 400 cm^{-1} . Le principe de fonctionnement d'un spectromètre FTIR est représenté par la Figure 11.

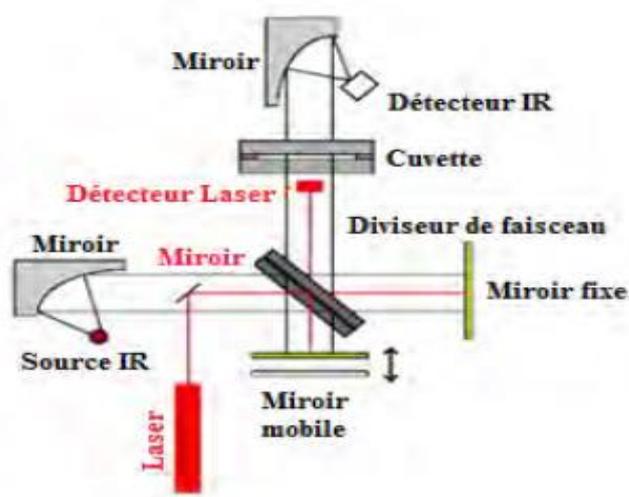


Figure 11 : Schéma d'un spectromètre FTIR [111].

III Microscopie électronique à balayage

La microscopie électronique à balayage (MEB) est une technique de l'observation de la morphologie des surfaces [112]. Le principe de fonctionnement des microscopes optiques conventionnels est d'utiliser une série de lentilles en verre pour amplifier les ondes lumineuses et générer des images agrandies, tandis que les microscopes électroniques à balayage utilisent des électrons au lieu d'ondes lumineuses pour générer des images [113]. L'imagerie de (MEB) est basé sur l'interaction entre la surface d'un échantillon solide et un faisceau d'électrons. Ces interactions permettent la formation de différents types d'électrons, dans lesquels on retrouve des électrons secondaires, ce qui permet d'obtenir des images avec une résolution généralement inférieure à 5 nm [114]. Pour améliorer la qualité des images d'échantillons isolants on métallise la surface par une fine couche de métal conducteur (comme l'or) d'épaisseur ~ 1 nm ou bien par le carbone. La raison du choix de l'or est qu'il ne s'oxyde pas [115].

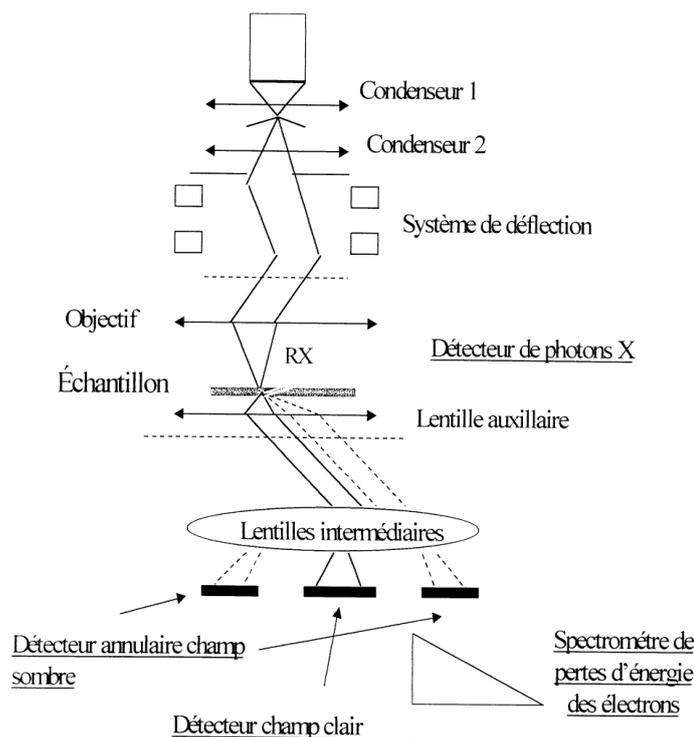


Figure 12: schéma d'un microscope électronique à balayage en transmission (MEB) [116].

IV La spectroscopie Ultra Violet-Visible

La spectroscopie UV-Vis est une technique efficace dans divers domaines de recherche, tels que la chimie, la physique et la biologie, pour l'analyse qualitative et quantitative des composés organiques et inorganiques, elle utilise des rayonnements électromagnétiques entre 190 et 800 nm, divisée en régions ultraviolettes (UV, 190-400 nm) et visibles (VIS, 400-800 nm). La spectrophotométrie UV-Vis est une mesure du rayonnement ultraviolet ou visible absorbé (A) ou transmise (T) par une substance chimique qui se trouve dans une petite cellule transparente en verre ou quartz (généralement 1 cm de largeur).

La transmittance T est la fraction du rayonnement incident qui est transmise par l'échantillon:

$$T = \frac{I}{I_0}$$

Où I_0 et I représentent l'intensité du rayonnement, avant et après le passage dans le milieu absorbant respectivement.

L'absorbance d'une solution est définie par :

$$A = \text{Log} \left(\frac{1}{T} \right) = \text{Log} \left(\frac{I_0}{I} \right)$$

La spectroscopie UV-Vis est basée sur le principe de Beer-Lambert qui indique que l'Absorbance d'une solution (A) est directement proportionnelle à la largeur de substance traversée (l) et sa concentration (c) lorsque la longueur d'onde de la lumière d'incidence reste fixe.

$$A = \epsilon l c$$

A est l'absorbance.

l est le chemin optique traversé en cm.

c est la concentration de l'espèce chimique absorbant le rayonnement en mol.L⁻¹.

$\epsilon(\lambda)$ est le coefficient d'extinction molaire en L.mol⁻¹cm⁻¹. Le coefficient d'extinction d'un composé ϵ est une propriété du composé dans un solvant. La loi de Beer-Lambert n'est pas valable que pour des solutions diluées et pour une lumière incidente monochromatique.

Un spectrophotomètre est constitué de:

- une source de lumière (tungstène-halogène).
- un monochromateur.
- Une cuve pour l'emplacement d'échantillon et de témoin.
- un détecteur.
- un système de traitement du signal.

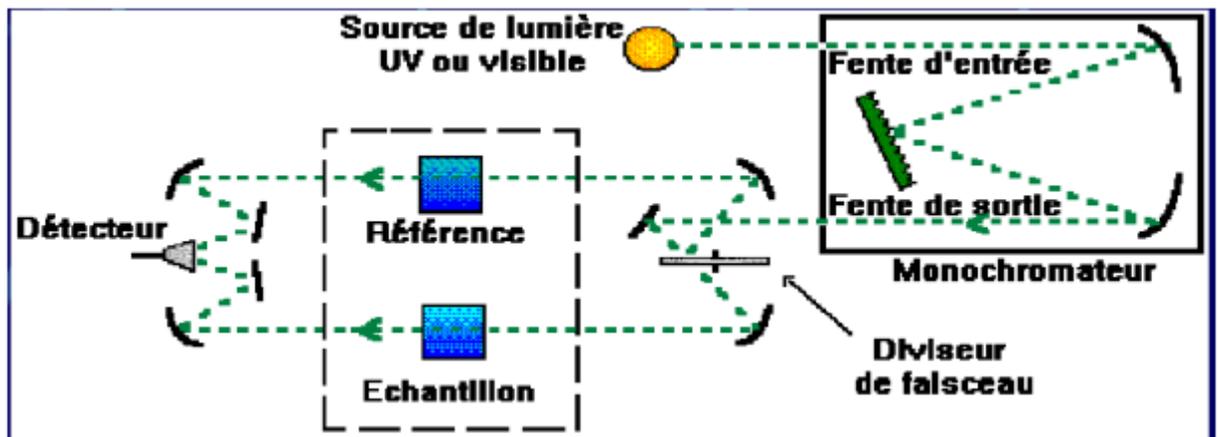


Figure 13: Schéma de principe d'un spectrophotomètre [117].

CHAPITRE IV:
MATERIELS ET METHODES

Pour la mesure des paramètres physico-chimiques, des échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène prélavées avec du HCl dilué et de l'eau distillée. Les échantillons ont été transportés dans une glacière. La conductivité électrique, le pH, et la température ont été mesurés sur terrain. Les paramètres chimiques ont été mesurés par les méthodes spectrophotométriques et volumétriques dans les 24 heures qui suivent les prélèvements.

I Analyses microbiologiques

Pour les analyses microbiologiques, l'eau a été échantillonnée dans des bouteilles en verre stériles de 250 mL. Les analyses ont été effectuées au sein du laboratoire Catalyse lab-Constantine.

La technique de filtration sur membrane suivie d'une incubation sur un milieu de gélose lactosé au TTC et Tergitol 7 à 37 et 44,5 °C pendant 24 à 48 heures a été utilisée pour la quantification des coliformes totaux (CT) et des coliformes fécaux (CF) respectivement. Les résultats ont été exprimés en Unité Formant Colonie (UFC) par 100 mL d'eau échantillonnée (UFC/100 mL).

L'identification et l'énumération des colonies de germes aérobies ont été effectuées par l'incubation de 1 mL d'échantillons d'eau diluée dans le milieu PCA (Palt Count Agar) à 22 et 37°C pendant 48 à 72 heures. Seules les boîtes contenant 30 à 300 colonies ont été comptées. Les résultats ont été exprimés en Unité Formant Colonie (UFC) par 1 mL d'eau échantillonnée (UFC/mL).

L'isolement de Salmonelle a été effectué sur le milieu d'Hektoen, incubé à 37°C pendant 24 à 48 heures.

Tableau 9 : Méthodes d'analyse des paramètres microbiologiques.

Paramètres microbiologiques	Méthodes
Germes aérobies à 37°C	Dénombrement de colonies ISO 4833
Germes aérobies à 22°C	Dénombrement de colonies ISO 4833
Coliformes totaux	NA 764-ISO 9308-1 2000
Coliformes fécaux	NA 764-ISO 9308-1 2000
Salmonelles	NF EN ISO 19250

II Analyses physico-chimiques

II.1 Paramètres Physiques

II.1.1 Température (°C)

La température de l'eau été prise (in situ) avec un thermomètre à mercure.

II.1.2 Conductivité électrique (CE)

La conductivité et le pH ont été mesurés par un multiparamètre portable. La lecture est effectuée après stabilisation de la valeur.

II.1.3 Mesure des matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont la totalité des particules insolubles véhiculées par l'eau exprimé en mg/L. La méthode gravimétrique est la méthode la plus utilisée pour déterminer ce paramètre, un échantillon d'eau a été filtré puis un volume de 10 ml de filtrat été transféré dans une capsule d'évaporation en verre préalablement pesée. L'eau filtrée été séchée dans une étuve à 105 °C pendant 2 heures. Une deuxième pesée a été effectuée après le refroidissement de la capsule dans un dessiccateur à température ambiante.

$$[\text{MES}] \text{ (mg/L)} = \frac{[(A - B) \times 1000]}{\text{Volume d'échantillon (ml)}}$$

Dans cette formule, A représente le poids de la capsule d'évaporation + le filtrat après l'évaporation, B représente le poids de la capsule vide. [118]

II.2 Paramètres Chimiques

Les paramètres chimiques ont été analysés selon les méthodes décrites dans le livre de Rodier [119].

❖ *Dosage spectrophotométrique*

II.2.1 Dosage des phosphates

Les ions phosphate réagissent en milieu acide avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe phosphomolybdique qui réduit par l'acide ascorbique et développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrophotométrique à la longueur d'onde de 720 nm selon les réactions chimiques suivantes [120]:

(1) acidification des phosphates :



(2) complexation de l'acide phosphorique par l'acide molybdique :

Acide orthophosphorique + Acide molybdique → Complexe phosphomolybdique

(1 molécule)

(12 molécule)

(1 molécule)

(3) réduction du complexe phosphomolybdique par l'acide ascorbique :

Complexe phosphomolybdique + Acide ascorbique + Antimoine → Complexe réduit de phosphomolybdate et d'antimoine

Les réactions d'équilibre (2) et (3) sont déplacées vers la droite par un excès d'acide molybdique (molybdate d'ammonium acidifié) et d'acide ascorbique. [121]

Etablissement de la courbe d'étalonnage:

Introduire dans une série de fioles jaugées:

Numéro des fioles	T	1	2	3	4	5
Solution de phosphore à 1 mg/L (mL)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (mL)	20	19	15	10	5	0
Concentration en mg/L de phosphore	0	0,04	0,2	0,4	0,6	0,8

Nous ajoutons 01 ml de solution d'acide ascorbique à chaque flacon, puis nous ajoutons 04 ml de réactif combiné, mélangeons bien et complétons le volume à 25 ml avec notre échantillon. Attendez 30 minutes jusqu'à ce que la couleur se stabilise et utilisez un spectrophotomètre pour lire la densité optique à une longueur d'onde de 720 nm, ce qui donne la courbe d'étalonnage illustrée à la figure 14:

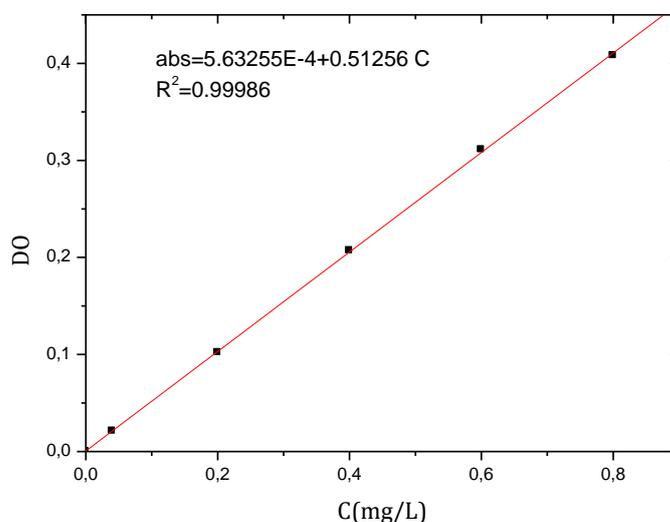
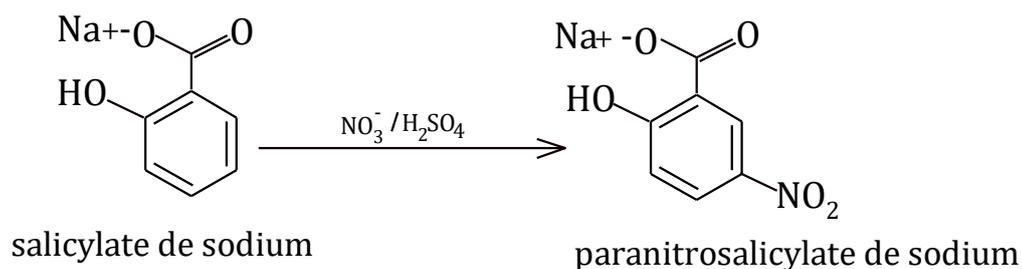


Figure 14: courbe d'étalonnage des ions phosphate.

II.2.2 Dosage des nitrates

L'analyse est basée sur la réaction du nitrate avec le salicylate de sodium dans un milieu acide (présence de l'acide sulfurique), formant un sel de couleur jaune de paranitrosalicylate de sodium susceptible d'être dosé par la méthode spectrophotométrique à 415 nm.



Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de capsules, introduire successivement :

Numéro de la capsule	T	1	2	3	4	5
Solution étalon d'azote nitrique à 0.005 (g/L) (mL)	0	0.2	0.4	0.8	1	2
Eau distillé (mL)	2	1.8	1.6	1.2	1	0
Solution de salicylate de sodium (mL)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Correspondance en mg/L d'azote nitrique	0	0.5	1	2	2.5	5

On prend 2 mL d'échantillon, on ajoute 0,2 mL de salicylate de sodium et attendre 5 minutes, l'ensemble a été évaporé à l'aide d'un bain-marie (75-80°C) et laisser refroidir. Le résidu a été dissous ensuite par 1 ml d'acide sulfurique. Après 10 minutes, 3 ml d'eau distillée et 3mL de la solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium ont été ajouté. En Utilisant un spectrophotomètre, on a dosé le complexe jaune formé à une longueur d'onde de 415 nm.

La courbe d'étalonnage obtenue est représentée sur la Figure15.

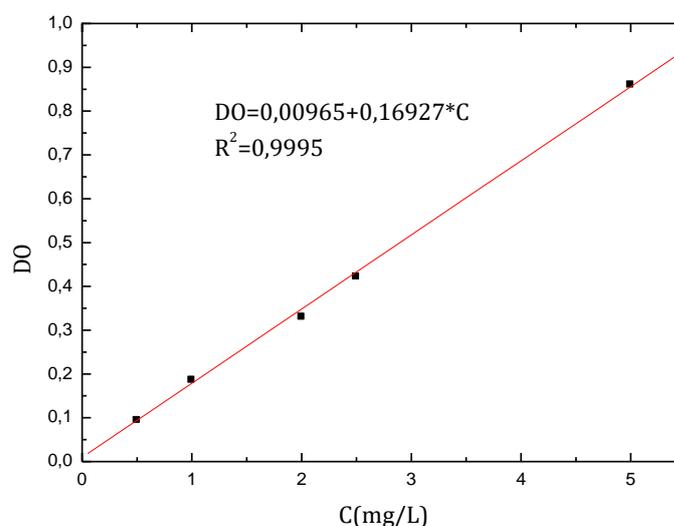
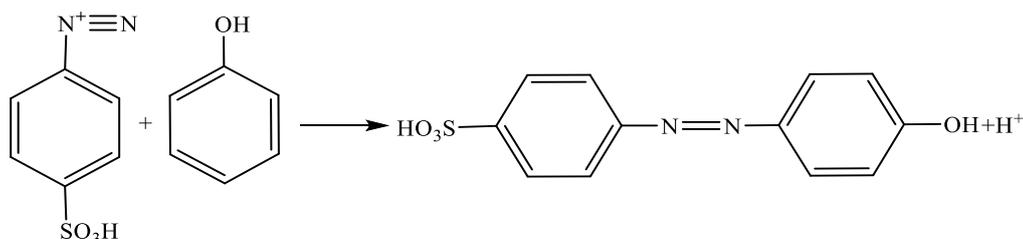
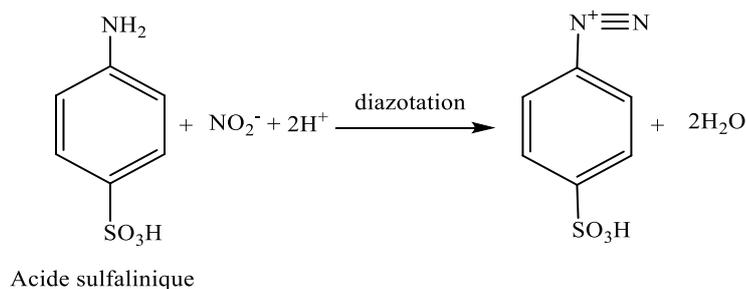


Figure 15: Courbe d'étalonnage des nitrates

II.2.3 Dosage des nitrites

Les ions nitrites peuvent réagir avec l'acide sulfanilique (une amine aromatique) en milieu chlorhydrique pour produire un sel de diazonium et en présence de phénol, ils forment un complexe aromatique coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en ions nitrite.



Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Introduisez séquentiellement les réactifs dans une série de tubes à essai numérotés, en secouant après chaque ajout:

Numéro des tubes	T	1	2	3	4
Solution fille étalon à 0,0023g/L (mL)	0	2	3	4	5
Eau distillée (ml)	10	8	7	6	5
Réactif de ZAMBELLI (mL)	2	2	2	2	2
Chloroforme (mL)	1	1	1	1	1
C (NO ₂ ⁻) (mg/L)	0	0.46	0.69	0.92	1.15

Attendre 10 minutes, puis ajouter :

Ammoniaque pur (ml)	2	2	2	2	2
---------------------	---	---	---	---	---

Nous prenons un échantillon de 10 ml et y ajoutons 2 ml de réactif Zambelli. On Ajoute 10 minutes plus tard; 2 ml d'ammoniaque. L'analyse a été réalisée à une longueur d'onde de 435 nm.

La courbe d'étalonnage obtenue est représentée sur la Figure 16.

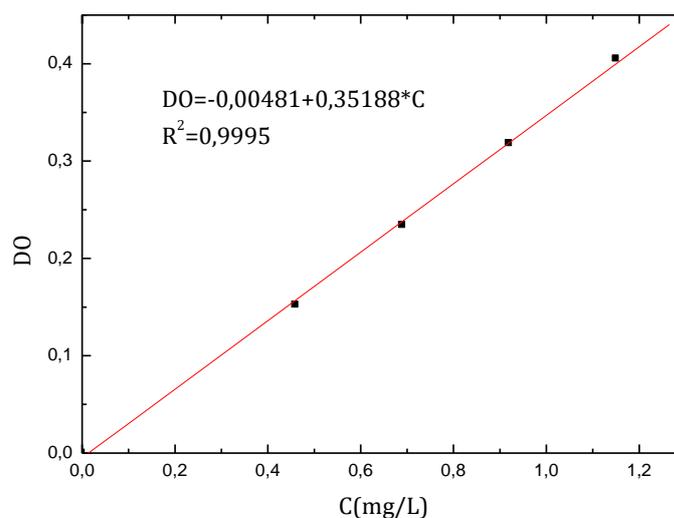


Figure 16: Courbe d'étalonnage des nitrites.

II.2.4 Dosage de l'azote ammoniacal

En présence d'ions ammonium en milieu alcalin, le réactif NESSLER (K_2HgI_4) devient jaune, indiquant la présence de sel d'ammonium. Comme pour les autres dosages, on utilise la méthode spectrophotométrique à 420 nm.



Etablissement de la courbe d'étalonnage :

On introduit séquentiellement les réactifs dans une série de tubes à essai numérotés, en agitant après chaque ajout. :

Numéro des tubes	T	1	2	3	4	5
Solution standard d'ammonium 0,01g/L (mL)	0	0,5	1,5	2,5	3,5	5
Eau distillée (mL)	5	4,5	3,5	2,5	1,5	0
Réactif de NESSLER (mL)	2	2	2	2	2	2
$C(NH_4^+)$ en (mg/L)	0	1	3	5	7	10

On agite, on laisse reposer pendant 10 min puis on effectue la lecture à la longueur d'onde 420 nm et on trace la courbe (Figure 17).

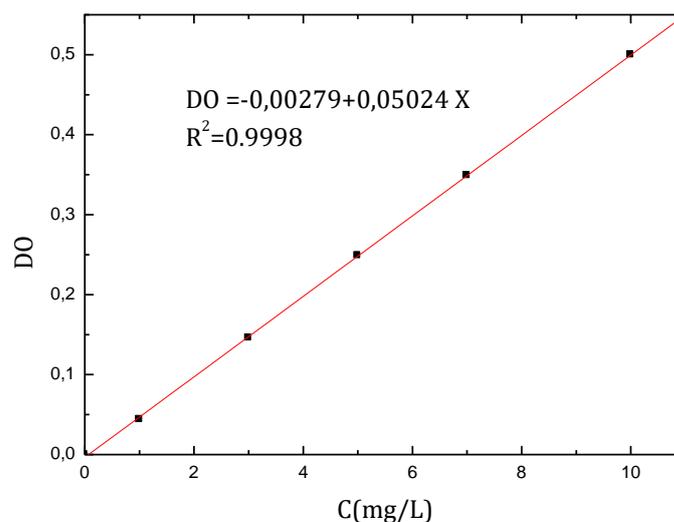
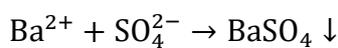


Figure 17: courbe d'étalonnage de l'azote ammoniacal.

II.2.5 Dosage des sulfates

Les sulfates sont précipités en milieu chlorhydrique en présence de chlorure de baryum à l'état de sulfate de baryum (méthode néphélométrique).



La solution de Tween 20 a été utilisée pour stabiliser le précipité obtenu. La suspension homogène a été mesurée par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 650 nm.

Etablissement de la courbe d'étalonnage :

On introduit dans des erlenmeyers numérotés:

Erlenmeyers	T	1	2	3	4	5
Solution étalon 150 mg /L de SO_4^{2-} (mL)	0	0,5	1,5	2,5	3,5	5
Eau distillée (mL)	25	24,5	23,5	22,5	21,5	20
HCl 1/10(mL)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Solution à 200 g/L de BaCl_2 (mL)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Concentration en mg/L de SO_4^{2-}	0	3	9	15	20	30

On agite énergiquement et on laisse reposer 15min puis on agite à nouveau et on fait la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde 650nm, ce qui nous donne la courbe d'étalonnage (Figure 18) :

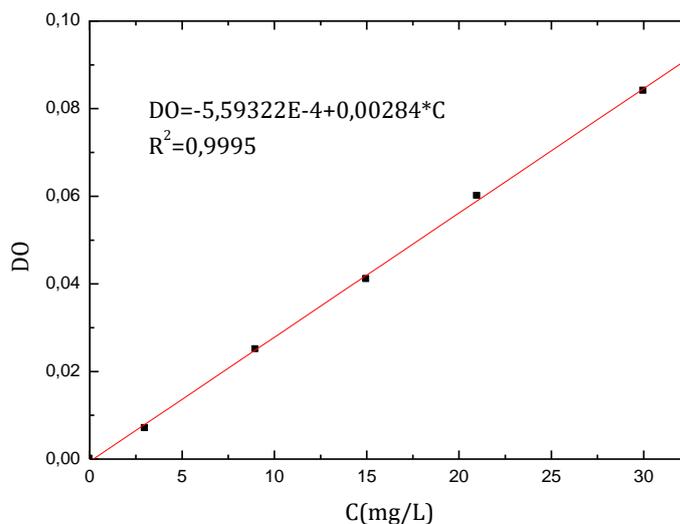
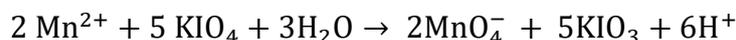


Figure 18: Courbe d'étalonnage des sulfates.

II.2.6 Dosage du manganèse

Les ions manganèse (Mn^{2+}) en solutions aqueuses sont incolores. Les ions manganèse s'oxydent facilement en milieu acide pour former des ions permanganate (MnO_4^-), une espèce intensément violette. Le periodate de potassium, KIO_4 a été utilisé pour oxyder le Mn^{2+} en ions violets de MnO_4^- , selon l'équation [123]:



Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de ballons numérotés, introduire successivement.

Numéro de bécher	T	1	2	3	4	5
Solution étalon de manganèse à 0.02 (g/L) (mL)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (mL)	10	19	15	10	5	0
Acide sulfurique à 50 % (mL)	5	5	5	5	5	5
Correspondance en mg/L de manganèse	0	1	5	10	15	20

On chauffe jusqu'à l'ébullition à l'aide d'un système à reflux tout en ajoutant 0,3g de periodate de potassium. On porte à douce ébullition pendant 15 minutes pour faire apparaitre la coloration. On refroidit et on effectue les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde 525nm. La courbe d'étalonnage obtenue est représentée sur la Figure 19.

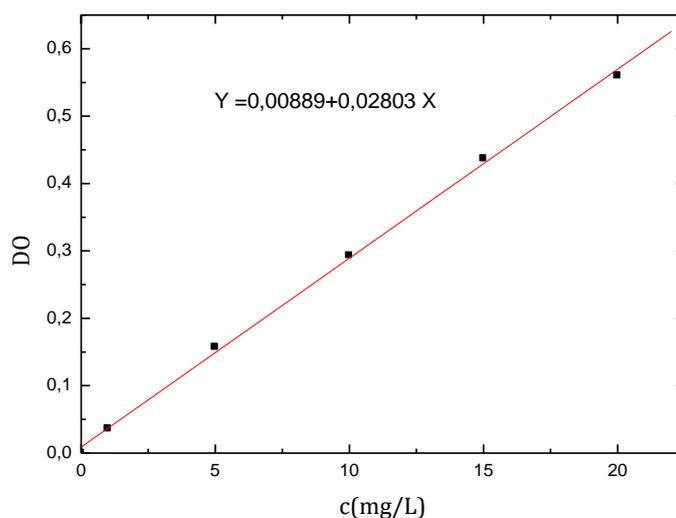


Figure 19 : Courbe d'étalonnage du manganèse.

II.2.7 Dosage de chrome(III), chrome(VI), Zinc et cyanure

Le chrome (III), chrome (VI), Zinc et le cyanure ont été mesurés à l'aide d'un appareil spectrophotomètre UV-Visible Hach (DR/4000 technique).

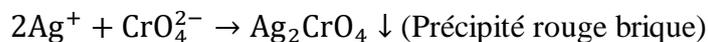
❖ Dosages Volumétriques

II.2.8 Dosage des chlorures

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution de nitrate d'argent (0,1N) en présence de 10% de chromate de potassium (méthode de Mohr).



La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent.



II.2.9 Dosage de Calcium et magnésium

Les ions éthylènediaminetétraacétate (EDTA) réagissent avec les ions calcium et magnésium en milieu basique, pour former des complexes incolores très stables.

Le dosage de la dureté totale (calcium et magnésium) a été effectué à pH=10 et en présence de l'indicateur de NET. Le dosage de la dureté calcique (calcium) a été effectué à pH=12 en présence de l'indicateur de murexide. La concentration de magnésium est calculée par la différence entre la dureté totale et la dureté calcique.

II.2.10 Dosage de l'oxygène dissous

Le principe de la méthode de WINKLER est repose sur la précipitation de manganèse divalent ($MnCl_2$) par l'adition de (KOH/KI). Le précipité obtenu d'hydroxyde de manganèse $Mn(OH)_2$ reagit avec l'oxygène dissous et forme le $MnO(OH)_2$. Sous l'action d'un acide; ce précipité libère l'iode I_2 qui est suceptible à dosé par le thiosulfate de sodium en présence d'empois d'amidon.

1. $Mn^{2+} + 2 OH^- \rightarrow Mn(OH)_2$
2. $2Mn(OH)_2 + O_2 \rightarrow 2MnO(OH)_2$ (précipété marron)
3. $2MnO(OH)_2 + 8H^+ + 4I^- \rightarrow 2Mn^{2+} + 2I_2 + 6H_2O$
4. $2S_2O_3^{2-} + I_2 \rightarrow S_4O_6^{2-} + 2I^-$

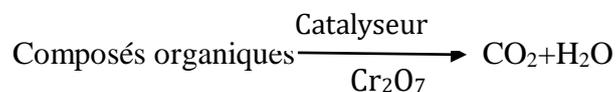
Finalemnt, 4 moles de thiosulfate correspondent 1 mole d'oxygène.

II.2.11 Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours (DBO₅)

La DBO₅ est mesurée au bout de 5 jours à 20°C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'O₂) et à l'obscurité (afin d'éviter toute photosynthèse parasite). Deux échantillons sont nécessaires, le premier sert à la mesure de la concentration initiale et le second à la mesure de la concentration résiduaire en O₂ au bout de 5 jours. La DBO₅ est la différence entre ces deux concentrations. Les mesures seront effectuées sur le même volume, le second échantillon sera conservé 5 jours à l'obscurité et à 20°C [124].

II.2.12 Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La détermination de la DCO se fait essentiellement par oxydation avec le bichromate de potassium, $K_2Cr_2O_7$, dans une solution portée à ébullition à reflux pendant deux heures en présence d'ions Ag^+ comme catalyseurs d'oxydation et d'ions Hg^{2+} permettant de complexer les ions chlorures (Norme NFT 90-10, équivalente ISO 6060). D'une manière simplifiée, on peut décrire cela par la réaction :



Plus il y a de substances oxydables dans un échantillon d'eau, plus on utilise de bichromate. La DCO est déterminée par le dosage de l'excès de bichromate titré avec du sulfate de fer et d'ammonium (sel de Mohr), la quantité de matière oxydable est proportionnelle au bichromate réduit.

CHAPITRE V :
STATIONS DES PRELEVEMENTS

I Stations de prélèvements

Les prélèvements sont réalisés à 6 stations réparties sur les oueds Boumerzoug et Hamimime (Figure 20).



Figure 20: sites des prélèvements (Google Earth).

- **Site1 (B. amont)** (latitude 36°18'28,09"N, longitude 6°40'13,99"E).



Figure 21: site1 (B. amont).

Ce site situe à l'amont de l'oued Boumerzoug, il est caractérisé par :

- ✓ Une forte activité agricole (des champs disséminés le long ce cours d'eau).
- ✓ Une décharge sauvage des déchets de construction sur les bords de l'oued.
- ✓ Un déversement direct des eaux usées municipales qui est traduit par une mousse blanchâtre apparaît à la surface de l'eau (Figure 21).

- **Site2 (Oued Hamimime)** (latitude 36°18'29,29"N, longitude 6°40'14,53"E).

Oued Hamimime (situé dans la commune d'El Khroub-Constantine) est le milieu récepteur des eaux usées de l'industrie mécanique (complexes CMT, PMA, PMO). Ces eaux usées sont généralement traitées en STEP au sein des complexes industriels, mais l'efficacité de traitement n'est pas toujours maximal. La région proche de se site est également caractérisée par une forte activité agricole.



Figure 22: Site 2 (Oued Hamimime).

- **site3 (Oued Yagoub)** (latitude 36°19'13,48"N, longitude 6°39'47,28"E).

On a choisi ce point parce que cet oued se jette dans l'oued Boumerzoug et donc il peut éventuellement affecter la qualité de ce dernier. La région à côté de cet oued est totalement agricole mais il reçoit également les eaux municipales des villes voisines. L'autre raison est que les agriculteurs irriguent leurs cultures et permettent à leur bétail de s'abreuver directement de ce cours d'eau malgré sa qualité douteuse.

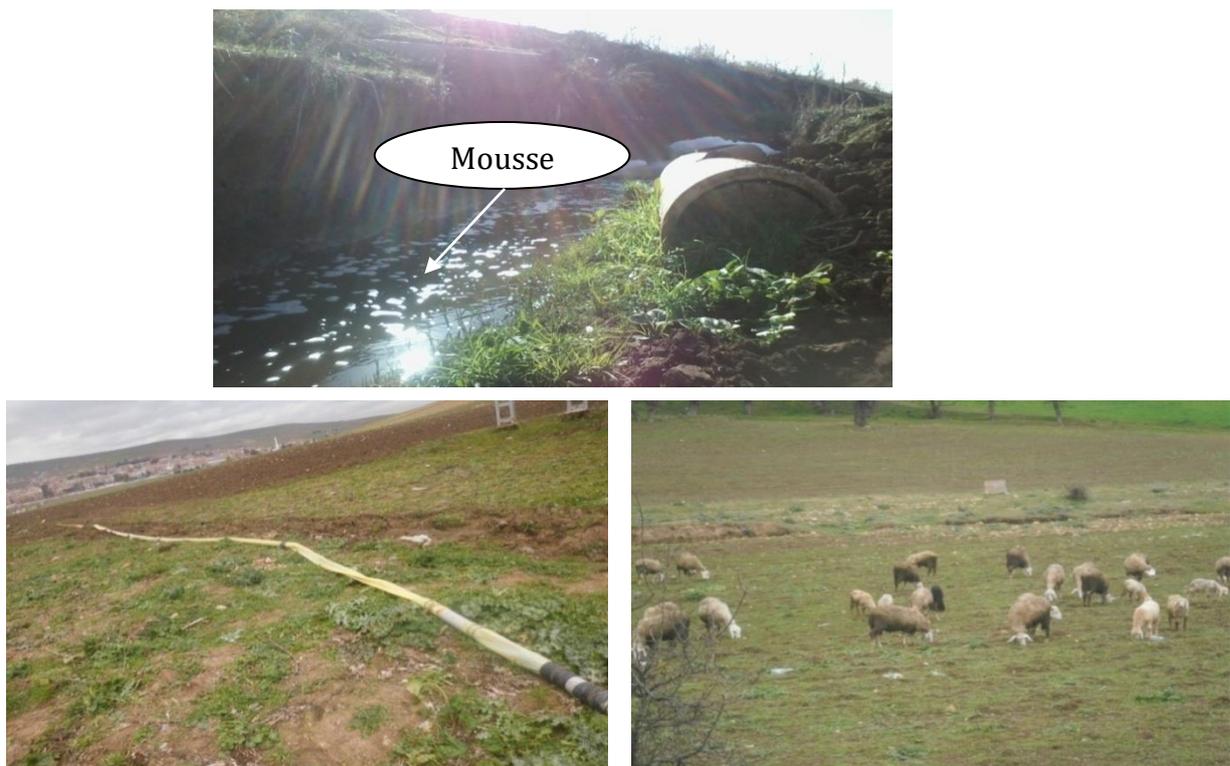


Figure 23: Site3 (Oued Yagoub).

- **Site 4 (Sissaoui)** (latitude 36°19'19,09"N, longitude 6°38'55,95"E).

Ce site collecte plusieurs types de pollution tels que le déversement illégal d'ordures ménagères, de pneus de voiture, de déchets de marché de poissons et de déchets de construction.



Figure 24: Site 4 (Sissaoui).

- **Site 5 (Chaabat Ressas)** (latitude 36°19'50,97"N, longitude 6°37'58,79"E).

Ce site est situé à côté de la cité Chaabat Ressas, il englobe une densité de population assez élevée, avec une forte distribution des stations de lavage automobile à côté des activités agricoles et industrielles.



Figure 25: Site 5 (Chaabat Ressas).

- **Site 6 (Stade Chahid Hamlaoui)** (latitude 36°20'54,01"N, longitude 6°37'20,88"E).

Ce point est situé au-dessous du pont Boumerzoug à côté du stade Chahid Hamlaoui. Il se trouve dans un tissu urbain (bidonville) et un tissu industriel comme la laiterie NUMIDIA et l'unité de production textile COTEST.



Figure 26: Site 6 (Stade Chahid Hamlaoui).

CHAPITRE VI :
RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau 10: Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques de l'eau de l'oued Boumerzoug durant l'année (2014-2015).

	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Moy	Unites	Normes Alg	OMS
T	10,3	16,2	22,9	24,9	26,9	22,3	13,3	11,3	10,3	16,7	17,51	°C	25	-
PH	7,6	6,9	6,8	6,8	6,9	7,83	7,52	7,48	8,07	7,9	7,38	-	6,5-8,5	6,5-8,5
C.E	0,45	0,76	0,74	0,45	1,71	1,6	1,42	1,59	1,08	1,54	1,134	mS/cm	2,8	-
NH₄⁺	4,04	5,4	8,34	11,63	4,53	16,51	59,37	45,1	60,94	45,64	20,94	mg/L	4	0,5
MES	440,8	385	376	1100	2380	1340	1000	1280	1320	1040	1066,18	mg/L	25	25
PO₄³⁻	1,96	6,46	4,06	4,68	0,94	2,7	5,7	4,48	3,09	1,9	3,597	mg/L	-	0,1
NO₃⁻	18,2	19,3	13,3	10,5	7,4	9,18	5,2	3,4	6	6,2	9,868	mg/L	50	50
NO₂⁻	0,23	2,06	0,39	0,26	0,42	0,50	0,76	0,38	1,27	0,76	0,703	mg/L	-	0,2
SO₄²⁻	300	299,3	637,3	328,3	337,2	380,3	438,8	415,8	293,3	319,2	374,95	mg/L	400	250
Cl⁻	212,3	233,1	239,5	247,02	240,6	232,5	221,8	256,5	231,9	189,3	230,45	mg/L	600	250
CN⁻	0,013	0,015	0,018	0,019	0,012	0,015	0,018	0,014	0,03	0,012	0,0166	mg/L	0.1	0,07
DBO₅	14	15,50	12	25,5	37,5	9,83	3,5	6,33	4,98	4,34	15,02	mg/L	7	-
DCO	26,6	54,3	46,8	55,6	51,50	61,5	58,5	59,06	52,9	48,66	51,54	mg/L	30	-
O.D	6,3	6,85	7,67	6,96	6,44	6,40	5,70	7,76	7,12	3,91	6,511	mg O ₂ /L	-	-
Ca²⁺	171,5	153,5	129	129,5	68,5	118	144	102	136,75	157	130,97	mg/L	-	-
Mg²⁺	108	105	118,5	108,75	294,5	54,06	39,87	85	64,1	47	102,47	mg/L	-	-
Zn²⁺	1,59	0,185	0,106	0,1	0,105	0,106	0,408	0,09	0,147	0,217	0,3054	mg/L	5	3
Cr(VI)	0,009	0,01	0,008	0,009	0,009	0,017	0,019	0,012	0,01	0,021	0,0124	mg/L	-	0,05
Cr(III)	0,021	0,014	0,017	0,014	0,014	0,004	0,011	0,015	0,011	0,011	0,0132	mg/L	-	-

Tableau 11: Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques de l'eau de l'oued Hamimime durant l'année (2014-2015).

	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Moy	Unites	Normes Alg	OMS
T	11	15,5	23	23,5	26,7	22,4	13,1	11,8	9	16,7	17,27	°C	25	-
PH	7,64	7	6,75	7	6,9	7,94	7,89	7,9	8,17	8,02	7,521	-	6,5-8,5	6,5-8,5
C.E	0,4	0,89	0,87	0,4	1,43	1,55	1,38	1,23	0,6	0,6	0,935	mS/cm	2,8	-
NH₄⁺	3,73	2,95	2,73	2,38	4,77	6,66	3,93	19,12	5,42	10,45	6,214	mg/L	4	0,5
MES	376	250	280	1000	3200	1300	1100	1900	600	200	1020,6	mg/L	-	25
PO₄³⁻	0,30	1,07	1,2	1,06	0,1	0,23	5,17	1,07	0,53	0,32	1,105	mg/L	-	0,1
NO₃⁻	5.84	19	20	9	26.16	40.8	12.4	9	5	5	11,166	mg/L	50	50
NO₂⁻	0,062	2,71	0,71	0,29	1,3	0,09	0,59	0,317	0,3	0,13	0,65	mg/L	-	0,2
SO₄²⁻	212	146	210	312	330	300	319	301	134	78	234,2	mg/L	400	250
Cl⁻	98	120,7	209,45	237,85	230	215	202,4	223,65	88,75	63,9	168,97	mg/L	600	250
CN⁻	0,019	0,021	0,017	0,021	0,02	0,019	0,013	0,011	0,01	0,007	0,0158	mg/L	0.1	0,07
DBO₅	8	4	1	35	2	3	1	1	1,95	0,5	5,745	mg/L	7	-
DCO	35	26	26	88	53	44	32	20	32	28	38,4	mg/L	30	-
O.D	8	7.3	8.2	5.03	8	5.7	3.2	9.5	8.7	8.7	8	mg O ₂ /L	-	5-7
Ca²⁺	205	208	196	250	180	124	160	160	108	88	167,9	mg/L	-	-
Mg²⁺	120	109	136	172	140	87,5	53,5	56	2,8	51	97,4	mg/L	-	-
Zn²⁺	0,351	0,168	0,112	0,099	0,152	0,105	0,406	0,101	0,085	0,256	0,1835	mg/L	5	3
Cr(VI)	0,009	0,007	0,01	0,015	0,013	0,012	0,009	0,011	0,017	0,016	0,020	mg/L	-	0,05
Cr(III)	0,006	0,008	0,01	0,018	0,016	0,005	0,014	0,003	0,002	0,009	0,0091	-	-	-

Les villes, l'agriculture et l'industrie rejettent, volontairement ou accidentellement des différents polluants dans les eaux de surface, en particulier dans les rivières [125]. Selon les résultats démontrés ci-dessous on va estimer l'influence de la pollution de la Wilaya de Constantine sur la qualité des eaux des oueds Boumerzoug et Hamimime.

I Paramètres physicochimiques

Les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques mesurés de Mars 2014 à Février 2015 ont été indiquées dans les tableaux 10 et 11:

I.1 Température

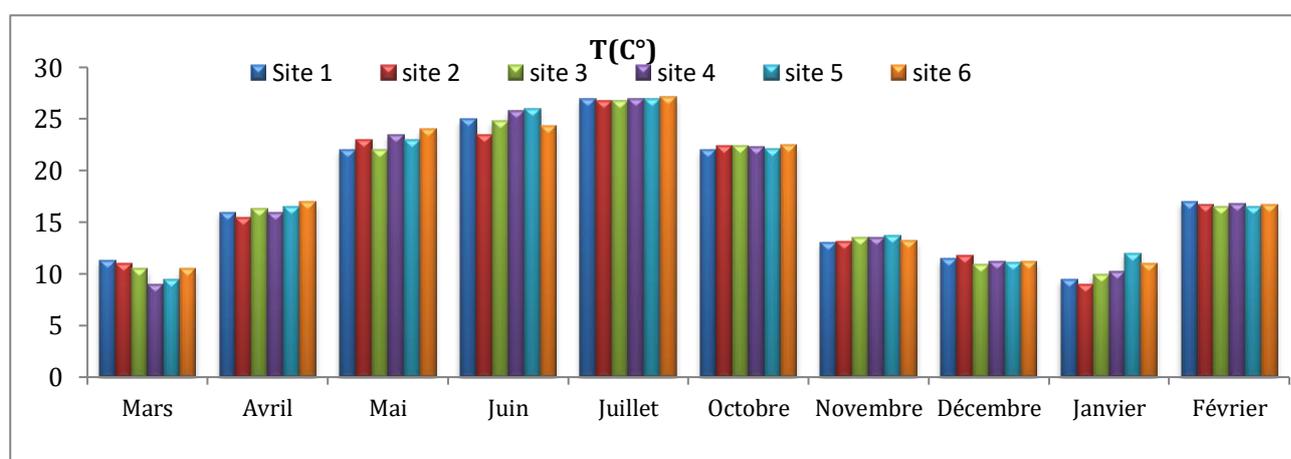


Figure 27: Valeurs de température pour tous les sites des prélèvements.

La température de l'eau de surface est associée aux saisons, à la période de mesure pendant le jour, aux conditions météorologiques, à la taille de la masse d'eau et aux coordonnées de l'eau (latitude et longitude) [126].

Elle a un effet profond sur la densité, la viscosité de l'eau et affecte aussi la solubilité de l'oxygène. Elle exerce une influence majeure sur les réactions chimiques et biochimiques, ainsi que sur la croissance des organismes vivants dans l'eau et en particulier les microorganismes [127]. Dans notre zone d'étude, nous avons constaté que la température ne varie pas considérablement d'un point à l'autre, les valeurs de température sont incluses dans une gamme de 10-27,1 °C avec une valeur moyenne de 17,51°C pour (O.B) et de 9-26,7 °C avec une valeur moyenne de 17,27 °C pour (O.H). Les résultats sont dans la limite permise des normes algériennes.

I.2 pH (potentiel Hydrogène)

Le pH est considéré comme l'un des paramètres les plus importants pour l'évaluation de la qualité de l'eau. Des valeurs de pH supérieures à 8,5 rendent le goût amer et provoquent une irritation des yeux, un pH supérieur à 11 provoque des troubles cutanés. Un pH compris entre 3,5 et 4,5 affecte la vie aquatique.[128]

Les valeurs de pH variaient entre une valeur maximale de 8,21 au mois de Janvier au niveau d'oued Yagoub et une valeur minimale de 6,5 au Site 1 (B.Amont) au mois d'Avril avec une valeur moyenne de 7,38 pour oued Boumerzoug, et une valeur moyenne de 7,52 pour (O.H). Toutes les valeurs sont conformes aux normes algériennes et de l'OMS (6,5-8,5). Les valeurs de pH sur tous les sites évoluent faiblement en raison de la géologie du sol de Constantine qui est riche en carbonate, et qui a donc plus tendance à tamponner le milieu [129].

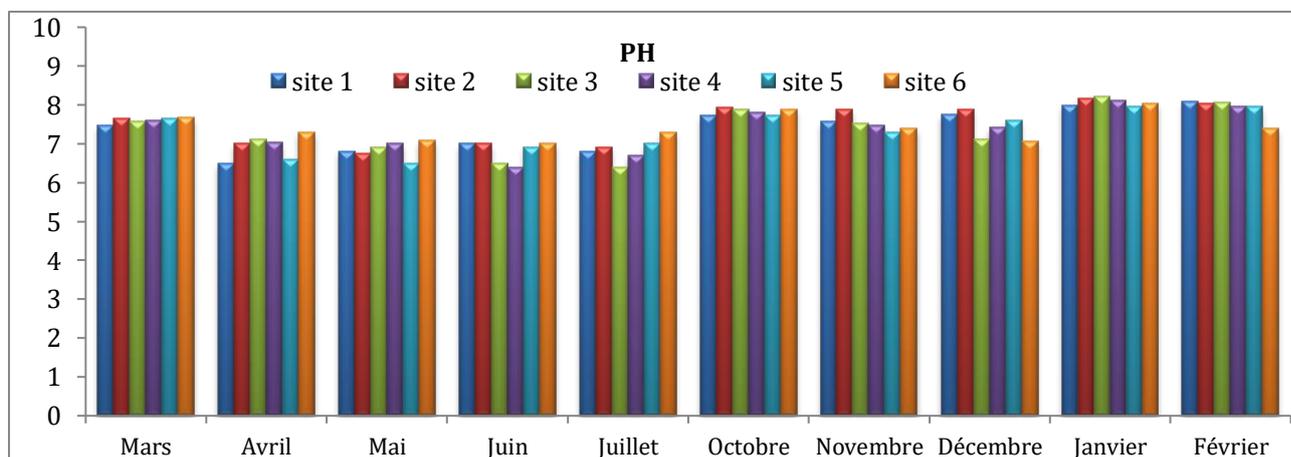


Figure 28: Valeurs de pH pour tous les sites des prélèvements.

I.3 Conductivité électrique (C.E)

La conductivité électrique évalue la quantité de sels dissous dans les écosystèmes aquatiques. Les valeurs de la conductivité électrique variaient entre 0,11 et 2,08 ms.cm^{-1} pour (O.B) et entre 0,4 et 1,55 ms.cm^{-1} pour (O.H). Les résultats ont montré une valeur moyenne de 1,13 ms/cm pour (O.B) et de 0,93 pour (O.H). Cela peut être attribué à la salinité du sol, ou à cause de la présence des polluants minéraux dissous dans tous les sites d'échantillonnage, mais il convient de mentionner que les eaux d'oued Hamimime sont moins minéralisées par rapport aux eaux des autres sites.

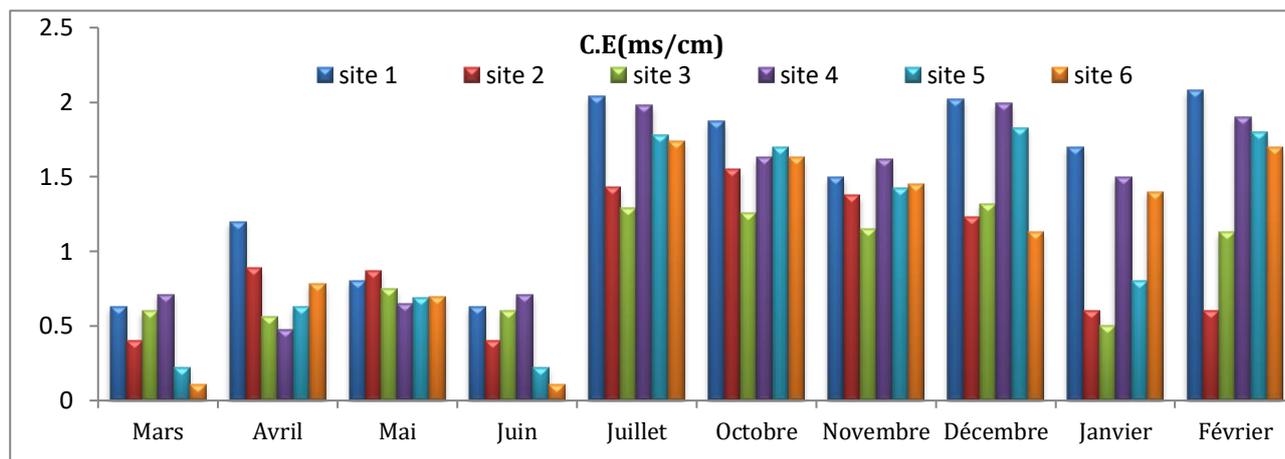


Figure 29: Valeurs de C.E pour tous les sites des prélèvements.

I.4 Matières en suspension (MES)

Le transport des matières solides et dissoutes dans les eaux d'une rivière dépend principalement de précipitations dans le bassin versant. En outre, les propriétés hydrauliques et l'état de la pollution dans la région du bassin de la rivière sont des paramètres primordiaux [130]. Les MES sont l'une des causes les plus fréquentes de la dégradation de la qualité de l'eau. MES est un terme utilisé pour décrire les particules de tailles nanométriques jusqu'aux tailles de sable suspendues dans les cours d'eau, les rivières et les lacs. L'eau contenant des MES doit être traitée plus rigoureusement avant la consommation, ce qui entraîne des coûts de traitement plus élevés. Les MES affectent également la faune et les écosystèmes aquatiques. La direction européenne de la pêche en eau douce (EU Freshwater Fisheries Directive), stipule que les concentrations en MES ne doivent pas dépasser 25 mg/L [131]. Les valeurs des matières en suspension dans notre étude sont comprises entre 200 et 4100 mg/L, donc toutes les valeurs sont largement supérieures aux normes. La valeur maximale été enregistrée au mois de Juillet au niveau du site Stade Chahid Hamlaoui (site 6), cette valeur est attribuée aux précipitations qui précèdent le jour de prélèvement.

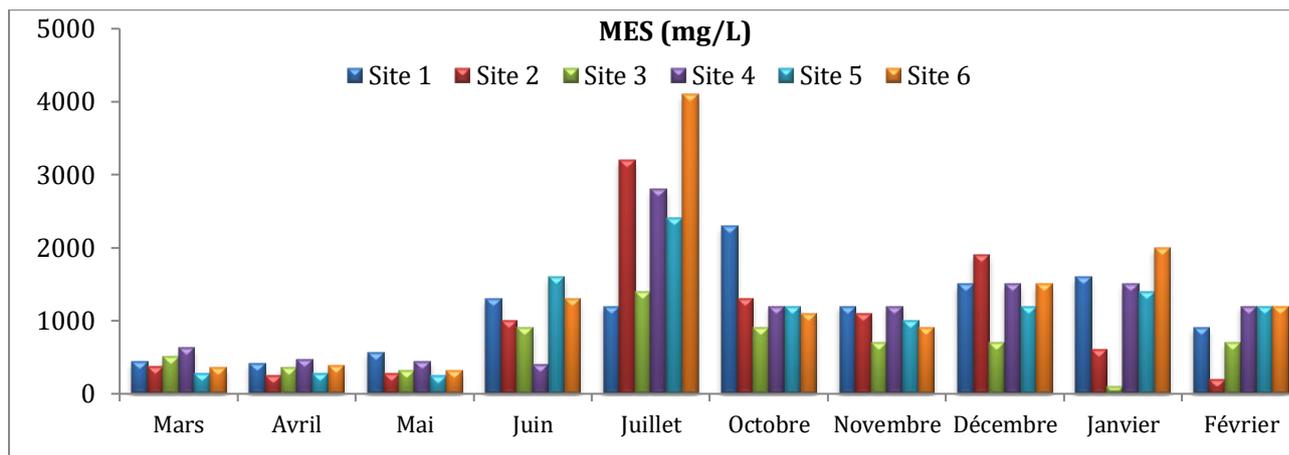


Figure 30: Valeurs de MES pour tous les sites des prélèvements.

I.5 Phosphate

La présence d'azote et de phosphore en excès dans les cours d'eaux est souvent considérée comme la cause principale d'eutrophisation qui donne de graves conséquences telles que l'apparition des odeurs et goûts désagréables, la mort des poissons et autres organismes vivants et la perte de biodiversité [132]. Les concentrations de phosphates varient entre 0,56 et 16,8 mg/L, avec une valeur moyenne de 3,59 mg/L pour (O.B) et entre 0,3 et 5,17 avec une valeur moyenne de 1,1mg/L pour (O.H). Ces valeurs sont supérieures à la limite fixée par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA) pour les cours d'eau et les rivières (0,1 mg/L) [133].

On remarque que le site (O.H) enregistre de faibles concentrations en phosphates pendant toute la durée d'étude. On constate aussi que les concentrations en cet élément sont les plus faibles au mois de Juillet dans tous les sites, par contre, les MES (matières en suspension) montrent des valeurs maximales pour le même mois. Cela peut s'expliquer par comportement unique du phosphore dans les eaux peu profondes. Le phosphore dans son état ionique s'adsorbe rapidement à la surface des boues et rentre dans la colonne d'eau [134]. Des niveaux élevés de phosphate peuvent provenir des rejets d'eaux usées municipales (riches en détergents [135]) et/ou à cause de l'érosion des terres agricoles surfertilisées [136]. Le phosphate peut également être présent dans les différentes phases de sédiments, comme la calcite, l'apatite, le phosphate bicalcique et autres [137]. Le pic enregistré au niveau de site de Chaabat Ressas (Site 5) durant le mois d'avril peut être s'explique par les rejets domestiques (collectifs ou individuels) et industriels [138] qui contribuent à l'accroissement rapide des concentrations en phosphore dans les milieux aquatiques le jour de prélèvement (sources ponctuelles) [139].

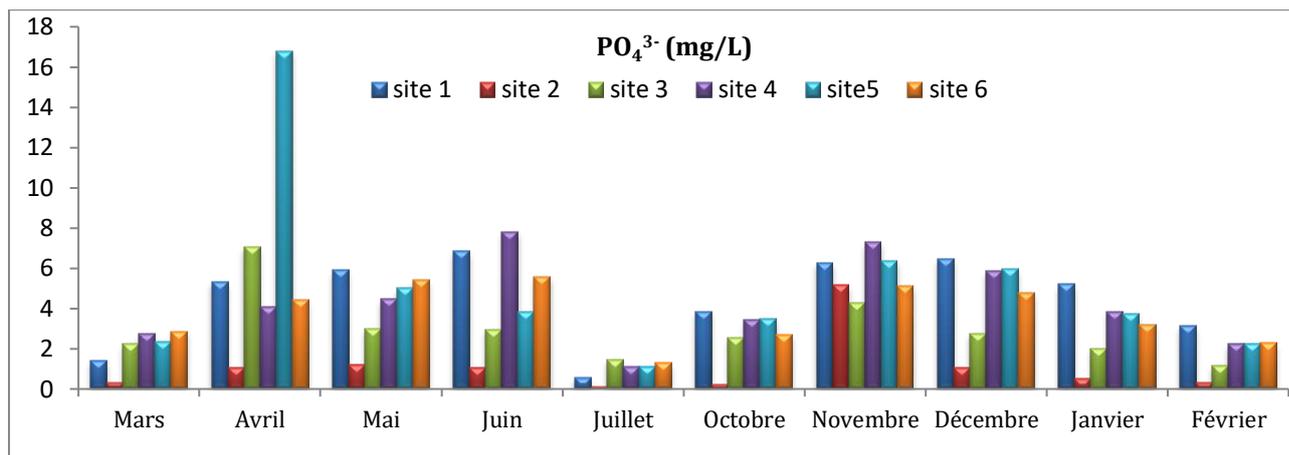


Figure 31 : Valeurs de phosphate pour tous les sites des prélèvements.

I.6 Nitrates, Nitrites et Ammonium

Les ions ammonium sont la première étape de la dégradation des substances azotées et leur existence indique une pollution récente [140]. Ils résultent de la dégradation des protéines animales (cycle de l'azote), des effluents domestiques (urée) et du ruissellement urbain [141]. Les concentrations maximales d'ammonium dans (O.B) et (O.H) varient entre 142,75 et 19,12 mg/L respectivement. La plupart des valeurs de ce paramètre ont été supérieures à la valeur limite algérienne de 4 mg/L. La qualité des deux oueds est largement affectée par le déversement direct des eaux usées non traitées. En revanche, la zone d'étude a été exposée à de fortes pluies en hiver et en automne, ce qui favorise une augmentation du volume des oueds conduisant à l'érosion des sols enrichis par les fertilisants; le colmatage des fosses septiques conduit aussi au déversement direct des eaux usées dans les oueds.

Les nitrates et les nitrites sont présents naturellement dans l'eau. Les bactéries transforment l'azote organique dans l'eau en ammoniacque puis l'oxydent en nitrite et nitrate [142]. L'excès de nitrate dans les eaux de surface est pris comme un avertissement pour les proliférations des algues. Par rapport aux nitrates, les nitrites sont plus toxiques aux faibles concentrations. La préoccupation la plus fréquente de la toxicité par les nitrites est le syndrome du bébé bleu dû à l'ingestion directe de nitrite ou à la conversion du nitrate ingéré en nitrite [143]. Les niveaux des nitrates dans tous les sites étudiés sont inférieures aux normes algériennes et de l'OMS (50 mg/L). Les engrais azotés, l'élevage, et les eaux usées sont les causes principales de la contamination par les nitrates. Ils proviennent de la minéralisation de l'azote organique et de l'oxydation de l'ammonium. Les niveaux de nitrite étaient en dehors des normes de (0,2 mg/L) avec une valeur moyenne de 0,70 mg/L pour (O.B)

et de 0,65 mg/L pour (O.H). Les valeurs élevées des nitrites enregistrées au cours de notre étude peuvent être attribuées à l'oxydation de l'ammoniac ou à la réduction des nitrates par les microorganismes du sol ou ceux des eaux, ou à cause une oxydation des produits azotés par l'oxygène dissous [144].

Les Figures 32, 33 et 34 montrent que les valeurs des nitrates, nitrites et ammoniums sont synchrones et d'intensités inversées durant notre période d'étude. On cite par exemple (O.H) au cours de mois d'Octobre qui a enregistré une valeur maximale en nitrate (40,88 mg/L), en revanche on a trouvé des valeurs minimales en nitrite (0.09 mg/L) et en ammonium (6.6 mg/L) toujours au même mois et au même site grâce à l'activité spécifique des bactéries Nitrosomonas et Nitrobacter. Les algues peuvent assimiler l'azote sous deux formes, l'une réduite (NH_4^+) et l'autre oxydée (NO_3^-). Il est observé souvent une succession des espèces de phytoplancton. Certaines espèces utilisent les nitrates, tandis que d'autres utilisent l'ammonium. L'ammonium peut être aussi oxydé en nitrite puis en nitrate par l'intermédiaire de bactéries spécifiques. Il s'agit alors du processus de nitrification [145].

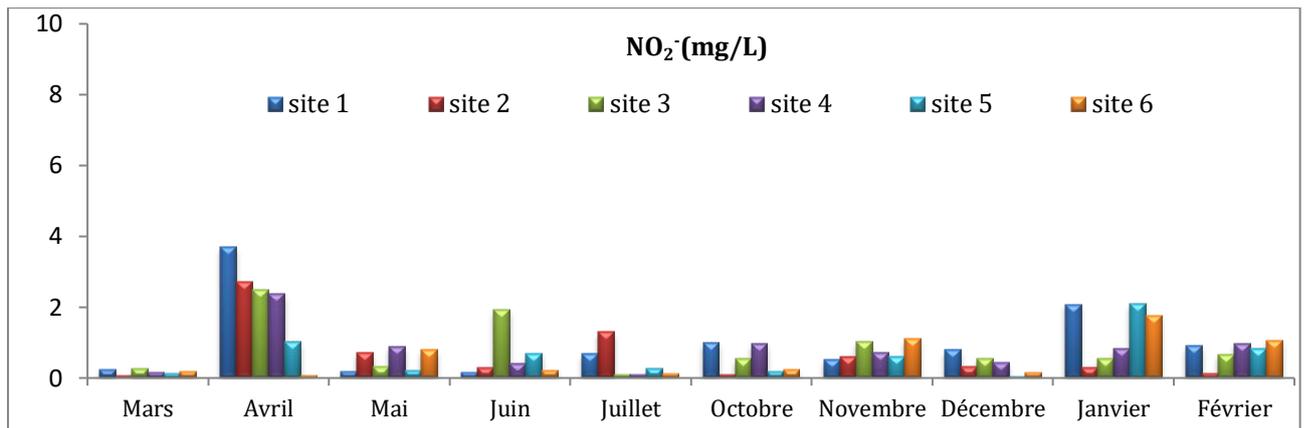


Figure 32: Valeurs de Nitrite pour tous les sites des prélèvements.

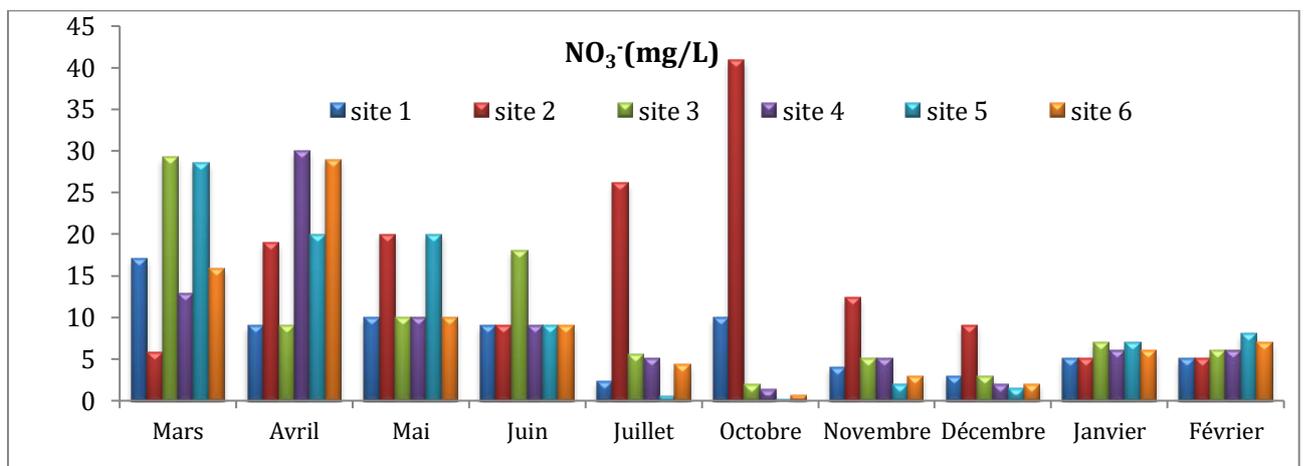


Figure 33: Valeurs de Nitrate pour tous les sites des prélèvements.

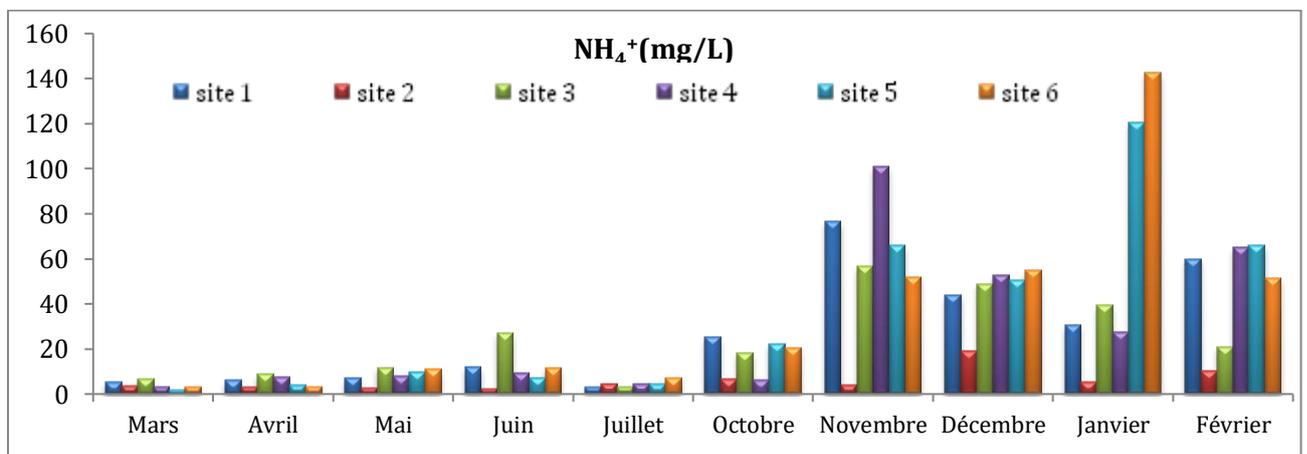


Figure 34: Valeurs d'Ammonium pour tous les sites de prélèvement.

I.7 Sulfate

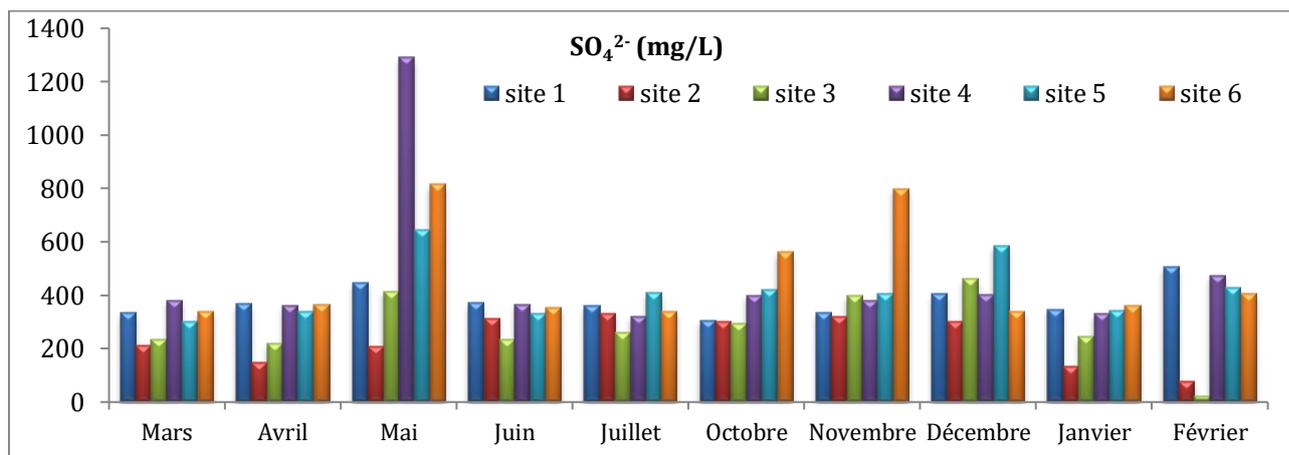


Figure 35: Valeurs de Sulfate pour tous les sites des prélèvements.

La présence de sulfate est relativement courante dans les eaux naturelles. Il provient principalement de l'érosion du gypse ou de l'oxydation bactérienne de composés réduits de soufre, y compris les sulfures métalliques et les composés organosulfurés [146]. L'eau d'irrigation riche en ions sulfate réduit l'absorption du phosphore par les plantes [147]. La valeur moyenne du sulfate est de 374,95 mg/L pour (O.B) et du 234,2 mg/L pour (O.H), la majorité des sites d'échantillonnage sont dans la limite algérienne (400 mg/L) mais au-delà de la norme de l'OMS (250 mg/L).

Des concentrations élevées ont été trouvées dans les sites: 4, 5, 6 à côté du site 1. Ce dernier a enregistré une valeur moyenne maximale de 1290 mg/L au mois de Mai 2014. Il est à noter que tous les sites de prélèvement sont situés dans un tissu urbain dense (Figure 20) en particulier le site Sissaoui qui reçoit toute sorte de déchets sauvages liquides et solides (Figure 24). La contamination par les sulfates peut résulter d'un fort dépôt atmosphérique, d'engrais contenant du sulfate et de l'oxydation des dépôts de pyrite dans le sous-sol [148].

I.8 Chrome hexavalent et trivalent

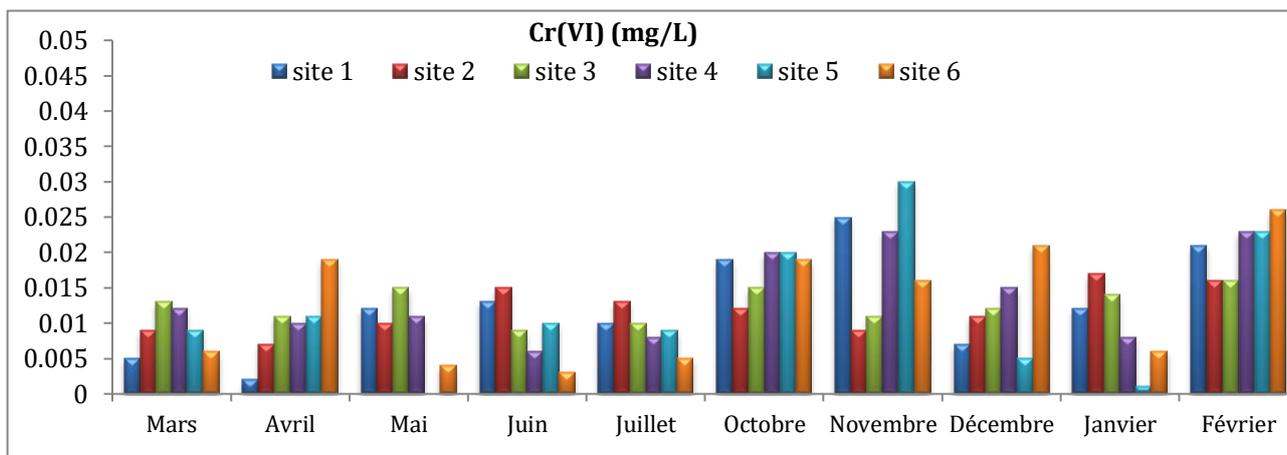


Figure 36: Valeurs du chrome hexavalent pour tous les sites des prélèvements.

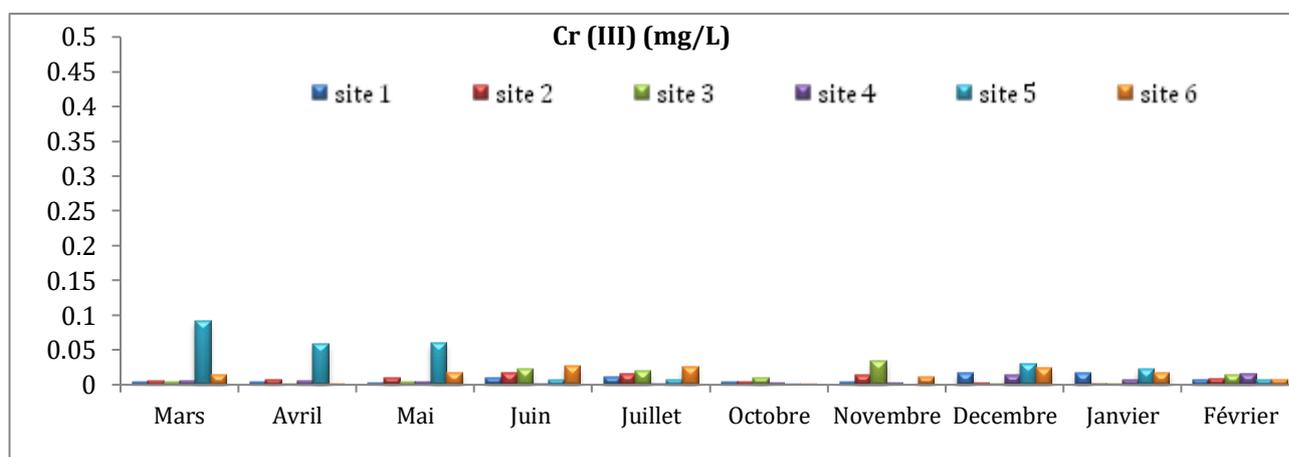


Figure 37 : Valeurs du chrome trivalent pour tous les sites des prélèvements.

Le chrome existe naturellement dans la croûte terrestre, mais à faibles concentrations; généralement la pollution par cet élément est liée aux activités industriels.

La source principale de contamination par le Cr(VI) provient de diverses industries, comme les industries des tanneries, colorants et peintures ainsi que le chromage. Le chrome hexavalent est nocif et considéré comme un agent cancérigène [149].

La concentration en chrome hexavalent varie de 0 à 0,03 mg/L pour (O.B) et de 0,007 à 0,017 pour (O.H) (Figure 36), une valeur maximale de 0,03 mg/L a été enregistrée à Chaabat Ressas (site 5) au mois de Novembre.

On a observé des valeurs maximales aux mois de Juin, Juillet 2014 et Janvier 2015 (0,015, 0,013, et 0,017 mg/L respectivement) au niveau de site (O.H), ces résultats peuvent être attribués aux effluents de l'industrie mécanique de SONACOM (Société Nationale des Contructions Mécaniques) d'oued Hamimime mais elles restent inférieures aux normes. Dans les sites B.Amont, Sissaoui, Chaabat Ressas et stade Chahid Hamlaoui, on enregistre des valeurs assez importantes pendant la période d'étude, ces fortes concentrations en cet élément toxique sont attribuables aux les effluents de l'industrie textile (colorants contenant de chrome) et les effluents des stations de lavage qui sont largement répandus dans la zone d'étude.

Le Cr (III) est un élément stable et moins toxique par rapport au chrome (VI), il est considéré comme un nutriment essentiel pour une bonne santé de nombreux organismes à une certaine concentration [150]. Le taux de chrome trivalent varie de 0 à 0,091 mg/L pour (O.B) et de 0,006 à 0,018 mg/L pour (O.H) (Figure 37). Des concentrations relativement élevées en chrome (III) ont été enregistrées dans le site Chaabat Ressas aux mois de Mars, Avril, Mai, Décembre et Janvier dont la valeur maximale été enregistrée au mois de Mars (0,091mg/L) dans le même site. En effet, la région d'étude et en particulier ce site, connaît une forte activité de bâtiment et travaux publiques où le chrome (III et VI) rentrent dans la constitution des matériaux de construction (ciment, brique, céramique...etc.) [151]. Une autre raison de la présence de chrome dans l'eau des deux oueds peut être due aux traces de chrome contenues dans les engrais phosphatés.

La valeur limite pour le chrome (VI) dans les eaux de surface recommandée par l'OMS, l'USEPA et l'Union Européenne doit être inférieure à 0,05 mg/L. La concentration totale de chrome, y compris le Cr (III), le Cr(VI) et les autres formes est habituellement régulée à des valeurs inférieures à 2 mg/L [152]. Les résultats montrent que les eaux des oueds ne sont pas polluées par le chrome trivalent et hexavalent.

I.9 Cyanure

Le cyanure est un composé très toxique libéré dans l'environnement à travers les effluents d'activités industrielles telles que la galvanoplastie métallique, la photographie, la cokéfaction et la fabrication de plastiques [153]. Le site Stade Chahid Hamlaoui révèle une valeur minimale de 0,006 mg/L et une valeur maximale de 0,033 mg/L durant les mois de Juin et Juillet respectivement au niveau du (O.B). Pour (O.H), les concentrations oscillant entre 0,007 mg/L au mois de Février et 0,021 mg/L au mois de Juin (Figure 38).

On remarque que les concentrations de cyanure varient différemment d'un mois à l'autre pour chaque site, mais on constate que toutes les concentrations sont inférieures aux normes d'OMS (0,07 mg/L). Les faibles concentrations de cyanure indiquent que les activités industrielles n'ont pas un effet notable sur la pollution des oueds avec cet élément dangereux. Ces concentrations en cyanure sont attribuées probablement à l'utilisation des fongicides, raticides et insecticides (tous les sites de prélèvement sont entourés par des zones agricoles) à côté de l'industrie mécanique qui situe près de l'oued Hamimime et l'industrie textile près du site Stade Chahid Hamlaoui (utilisation des colorants et de pigments contenir du cyanure).

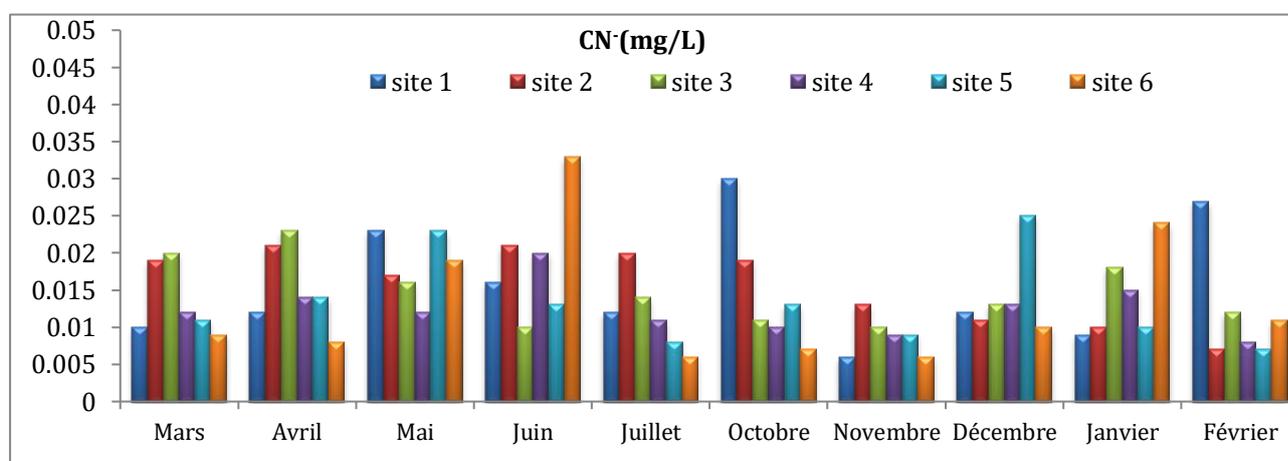


Figure 38: Valeurs de cyanure pour tous les sites des prélèvements.

I.10 Magnésium et calcium

L'eau dure contient généralement une forte concentration en calcium et magnésium. Cependant, la dureté peut être causée par d'autres métaux dissous, sous forme de cations bivalents ou multivalents, comme l'aluminium, le baryum, le strontium, le fer, le zinc et le manganèse; les ions monovalents tels que le sodium et le potassium n'influent pas sur la dureté [154].

Dans les utilisations quotidiennes, l'eau dure présente de nombreux défis, tels que la formation de tartre dans les chaudières, les machines à laver et les tuyaux, difficulté de nettoyage avec le savon, l'apparition des taches indésirables sur la peau et les vêtements ainsi que le durcissement de la peau et des cheveux. L'eau dure entraîne de graves problèmes de santé comme l'urolithiase, les maladies cardiovasculaires, et les problèmes rénaux. L'OMS

rapporte que l'excès d'apport de calcium est associé à des calculs rénaux et celui du magnésium entraîne une diarrhée en raison de la modification de la flore intestinale [155].

Même avec l'existence de plusieurs épidémiologies, mais il n'y a pas des données suffisantes pour suggérer des concentrations minimales ou maximales de ces cations et donc aucune valeur guide n'est proposée par l'OMS [156].

Les valeurs du magnésium varient entre 2 et 172 mg/L pour (O.B) et entre 16 et 343 mg/L pour (O.H) (Figure 39). D'autre part, la quantité de calcium atteint un maximum de 287 mg/L pour (O.B) et 203 mg/L pour (O.H) (Figure 40). Le calcium et le magnésium proviennent principalement de l'érosion des roches sédimentaires comme la dolomite.

Les concentrations moyennes de magnésium au cours de notre période d'étude étaient nettement inférieures à celles du calcium : Le magnésium se trouve en quantités plus faibles que le calcium dans la croûte terrestre. Les faibles concentrations en magnésium peuvent être aussi attribuées à leur rétention par les macrophytes (pour la formation de chlorophylle) et à leur accumulation dans les dépôts au fond des oueds. Cependant, nous avons une exception pour le mois de Juillet, où les concentrations de magnésium (335, 343, 300, et 200 mg/L) dépassent celles de calcium (29, 81, 149, et 15 mg/L) dans le site Sisaoui, Chaabat Rerras, Stade Chahide Hamlaoui et oued Yagoub respectivement. La diminution du calcium, au cours de ce mois, peut être attribuée à la rétention des ions calcium par les particules des solides en suspension qui ont été maximales au cours de même mois. Les végétaux aquatiques et terrestres aussi influencent les concentrations de calcium et magnésium dans les eaux des oueds.

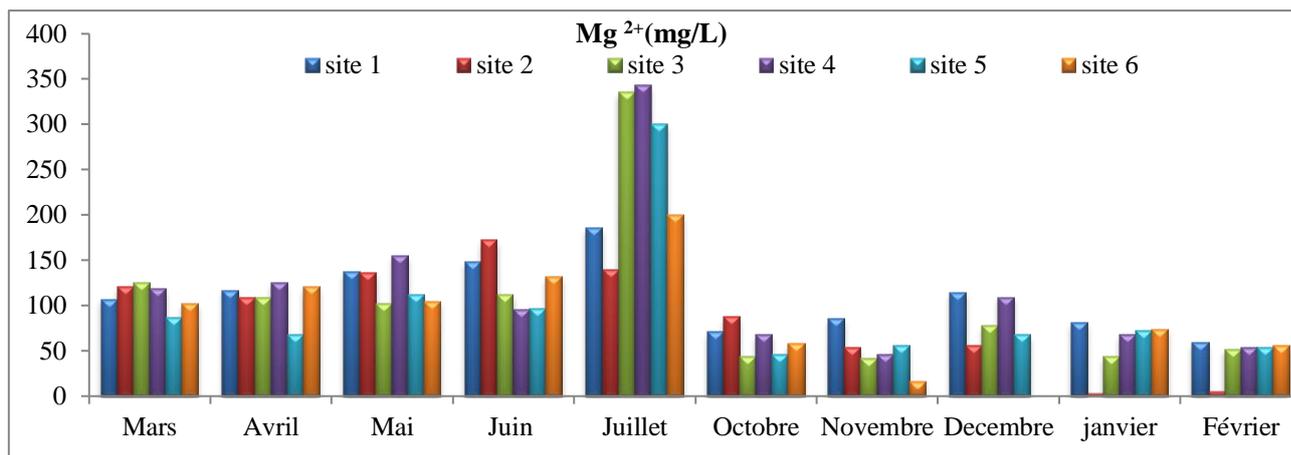


Figure 39 : Valeurs de Magnesium pour tous les sites des prélèvements.

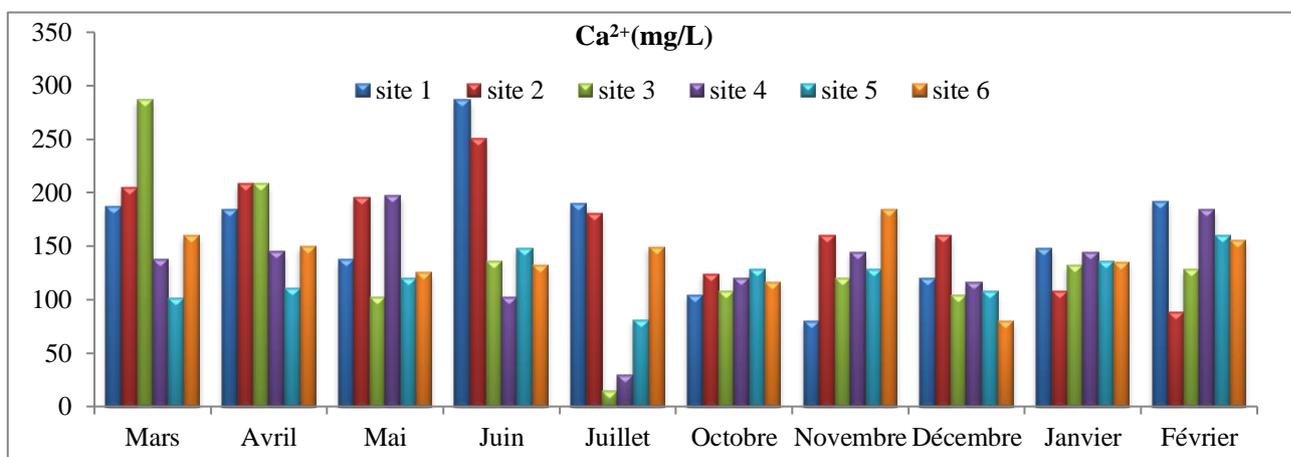


Figure 40 : Valeurs de Calcium pour tous les sites des prélèvements.

I.11 Zinc

Bien que le Zinc ait une faible toxicité pour l'homme, toutefois sa consommation prolongée peut entraîner certaines complications de santé telles que la fatigue, vertige et la neutropénie [157]. Le zinc est considéré comme un oligoélément pour un taux maximal de 5 mg/L. Pour toute la durée de cette étude, nous avons enregistré des valeurs très faibles (0,09 -0,46 mg/L), ce qui indique l'état de non-pollution des eaux des oueds avec cet élément. La teneur en zinc dans notre zone d'étude pourrait être attribuée à des causes naturelles plutôt qu'aux activités humaines.

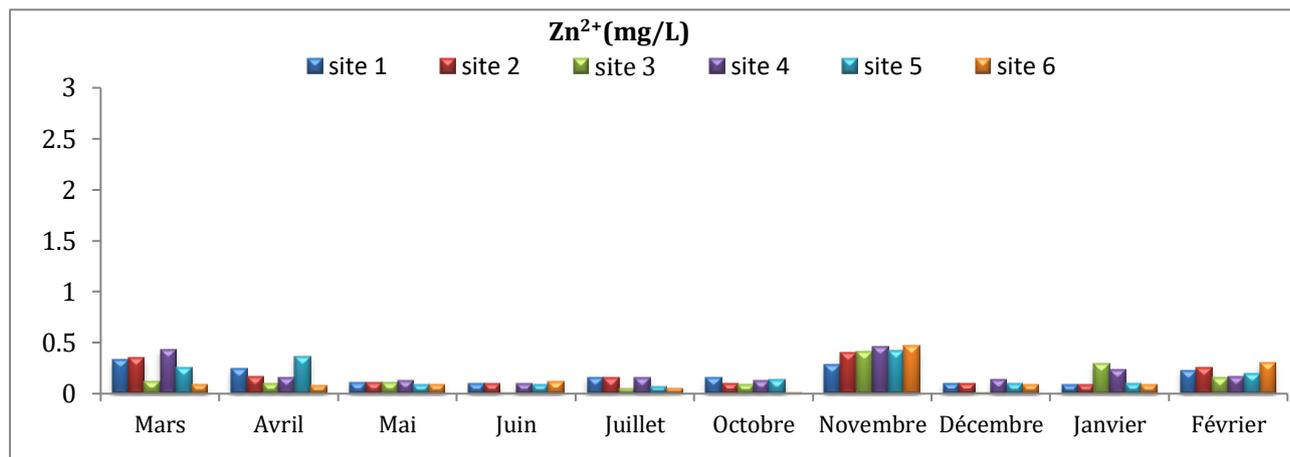


Figure 41: Valeurs de Zinc pour tous les sites des prélèvements.

I.12 Chlorure

Le chlorure est un anion majeur d'origine naturelle présent dans toutes les eaux naturelles, les taux de chlorure sont directement liés à la conductivité [158].

La valeur maximale du chlorure obtenue dans cette étude a été de 333 mg/L en Janvier au niveau de (O.B) et 237 mg/L au mois de Juin pour (O.H) (Figure 42). Ces deux mois ont été témoins de fortes précipitations.

De faibles concentrations en ions chlorures ont été enregistrées aux niveaux des sites oueds Yagoub et Hamimime tandis que de fortes concentrations ont été enregistrées aux niveaux des sites B.amont, Sisaoui, Chaabat Ressas et Stade Chahid Hamlaoui. Cela est dû au fait que ces dernier sites sont plus peuplées par rapport aux autre sites (oueds Yagoub et Hamimime). Les concentrations des chlorures dans l'eau dépendent principalement du terrain traversé, mais elles peuvent aussi provenir d'origine anthropique comme les eaux usées (l'usage abusif des produits d'entretien ménager) et les engrais minéraux contenant les chlorures.

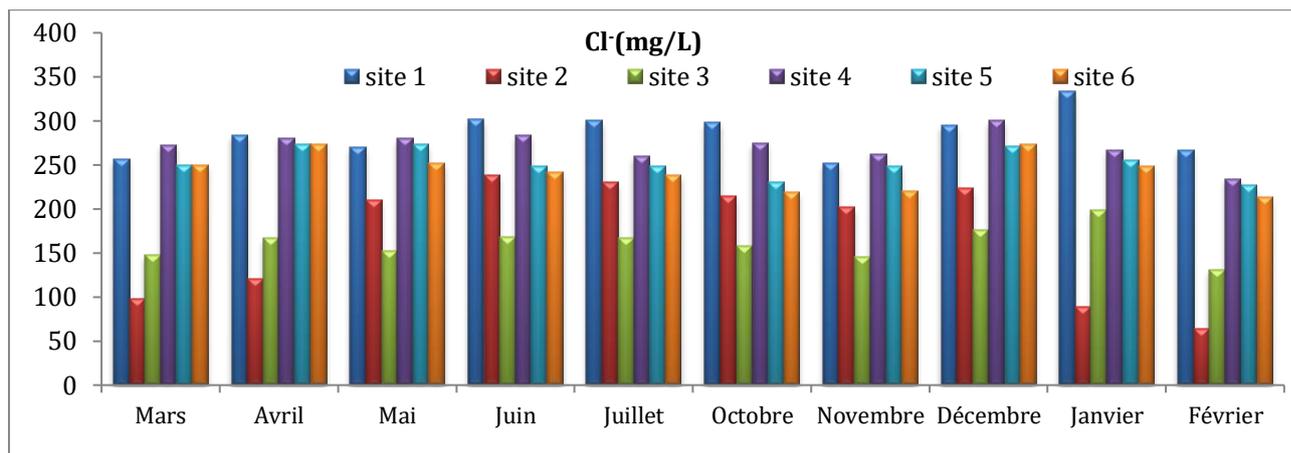


Figure 42: Valeurs de Chlorure pour tous les sites des prélèvements.

I.13 Oxygène dissous (O.D)

L'oxygène est un facteur important pour la vie aquatique. En règle générale, des concentrations d'oxygène dissous supérieures à 5 mg/L sont recommandées pour la faune et la flore aquatique, alors que les concentrations inférieures sont potentiellement nuisibles [159]. Dans notre étude, la concentration d'oxygène dissous varie de 0,7 à 9,9 mg/L, avec des concentrations moyennes dépassant le 5 mg/L (elles sont en accord avec la limite fixée par l'OMS).

La concentration d'oxygène dissous dans l'eau dépend de la température, de la pression atmosphérique, des plantes aquatiques et du débit de la rivière. Les faibles teneurs en oxygène dissous (O.D) à Chaabat Ressas, et Stade Chahid Hamlaoui résultent principalement de la présence du phosphore, de l'azote et les autres nutriments qui peuvent donner lieu à la croissance excessive des algues. Lorsque les algues meurent et se décomposent, le processus peut contribuer à la croissance de bactéries qui consomment de grandes quantités d'oxygène dissous.

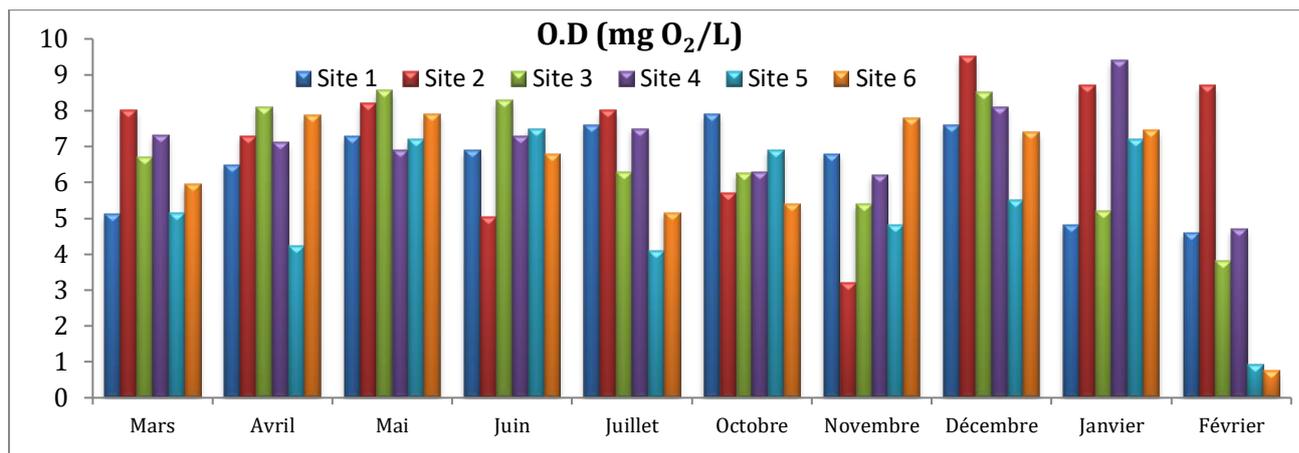


Figure 43: Valeurs d'O.D pour tous les sites des prélèvements.

I.14 COD et DBO₅

La demande chimique en oxygène (DCO) représente la quantité d'oxygène consommée par les matériaux chimiquement oxydables contenus dans l'eau. Elle permet d'évaluer la concentration de matières organiques ou inorganiques, dissoutes ou en suspension dans l'eau, grâce à la quantité d'oxygène requise pour l'oxydation chimique totale. La demande biochimique en oxygène (DBO₅) est la quantité d'oxygène exprimée en mg/L que les bactéries prennent de l'eau au cours de l'oxydation de la matière organique en 5 jours à 20°C [160]. Presque toutes les concentrations de DCO ont dépassé la limite admissible algérienne de 30 mg/L avec une valeur moyenne de 51,5 mg/L pour (O.B) et 38,4 pour (O.H). Les niveaux de DBO₅ varient entre 1 et 41 mg/L en raison de la décomposition des déchets organiques sous l'effet de l'auto-purification [161], cela pourrait être imputé à la présence des matières organiques et des produits chimiques, les eaux usées et les ruissellements agricoles ainsi que la contamination par des déchets domestiques.

Une forte concentration en DBO₅ indique la présence de matières organiques qui fournit l'énergie aux micro-organismes. Le Site1 donne une valeur maximale de 154 mg/L en Octobre, Ce site particulier était fortement pollué par les eaux usées municipales de la Cité Ben Abdelmalek, riches en matières organiques, notamment en détergents. La Figure 21 montre une mousse flottante à la surface des eaux, cette mousse a été remarquée pendant toute la période d'étude dans de ce site.

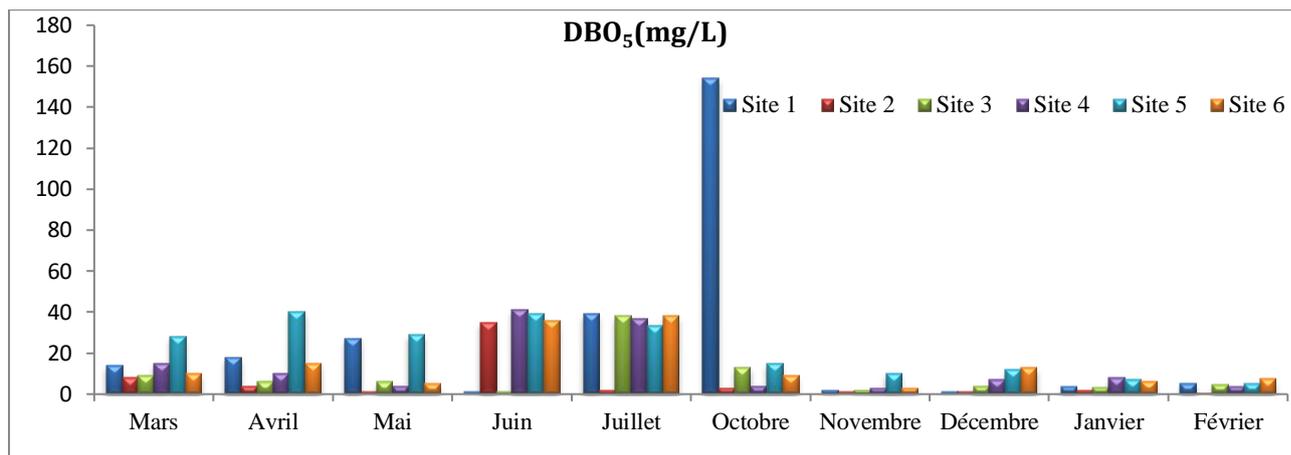


Figure 44: Valeurs de DBO₅ pour tous les sites des prélèvements.

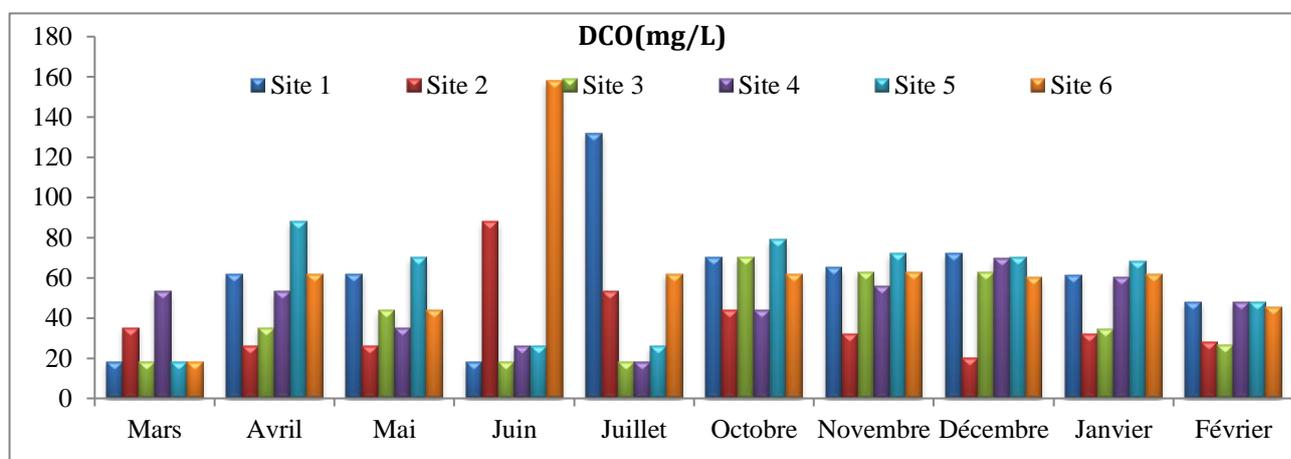


Figure 45: Valeurs de DCO pour tous les sites des prélèvements

1.15 Manganèse

Le manganèse est un minéral que l'on trouve généralement dans les roches et le sol. Il existe naturellement dans les eaux souterraines et de surface, mais il peut aussi provenir de sources de pollution. La teneur en manganèse dans l'eau du robinet peut être supérieure à 0,05 mg/L, conférant ainsi une couleur, une odeur ou un goût à l'eau [162]. Des études épidémiologiques ont montré qu'il existe une association entre l'exposition au manganèse dans l'eau potable et les effets neurologiques à des concentrations inférieures à la valeur actuelle (0,05 mg/L) fixée par l'OMS [163]. Pendant toute la période d'étude, la présence d'ions manganèse n'a pas été enregistrée.

II Paramètres microbiologiques

L'analyse microbiologique de l'eau permet d'évaluer le risque des microorganismes qui peuvent être trouvés dans les eaux utilisées par les êtres humains et causer ainsi des maladies [164].

II.1 Coliformes

Les bactéries coliformes sont des indicateurs communs de la qualité globale de l'eau, leur présence en concentrations élevées coïncide souvent avec des bactéries plus dangereuses [165]. Les bactéries coliformes sont des indicateurs fiables de la pollution organique parce qu'elles ne peuvent survivre dans l'eau propre au-delà d'un temps limité [166]. Les résultats moyens des coliformes dans les sites d'échantillonnage de (O.B) et (O.H) au cours de notre étude ont dépassé la valeur indicative de l'eau d'irrigation (1000 CT/100 mL) avec une valeur moyenne de $3 \cdot 10^6$ UFC/100mL et $1,210^7$ UFC/100 mL pour les Coliformes fécaux et les Coliformes totaux respectivement. Les eaux urbaines non traitées, l'utilisation d'engrais azotés et à base de fumier favorisent la croissance de microorganismes. Par conséquent, ces eaux ne sont pas adaptées à la consommation humaine ou l'irrigation des cultures, en particulier celles-ci consommées crues.

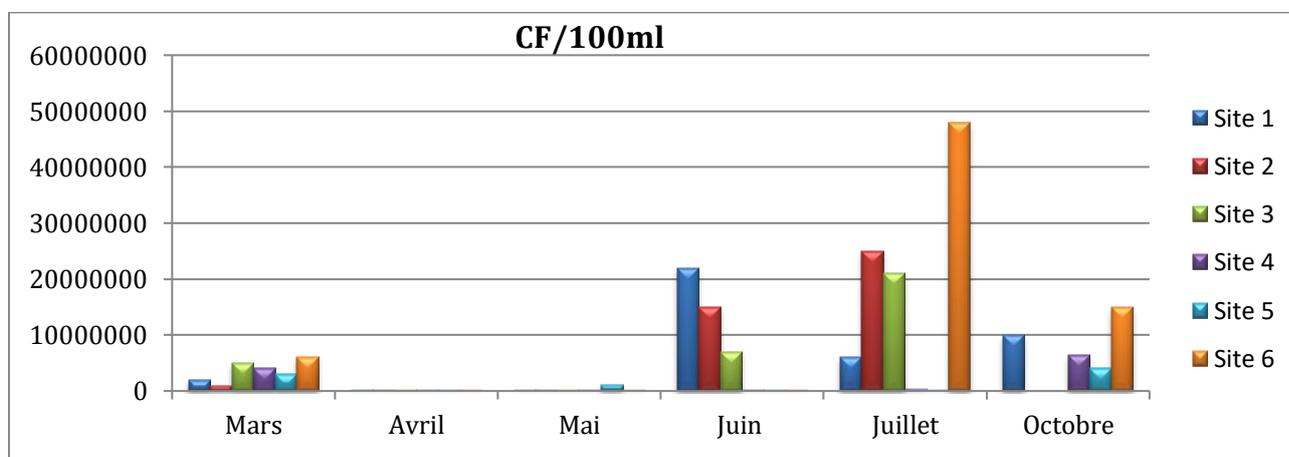


Figure 46 : Coliforme fécaux

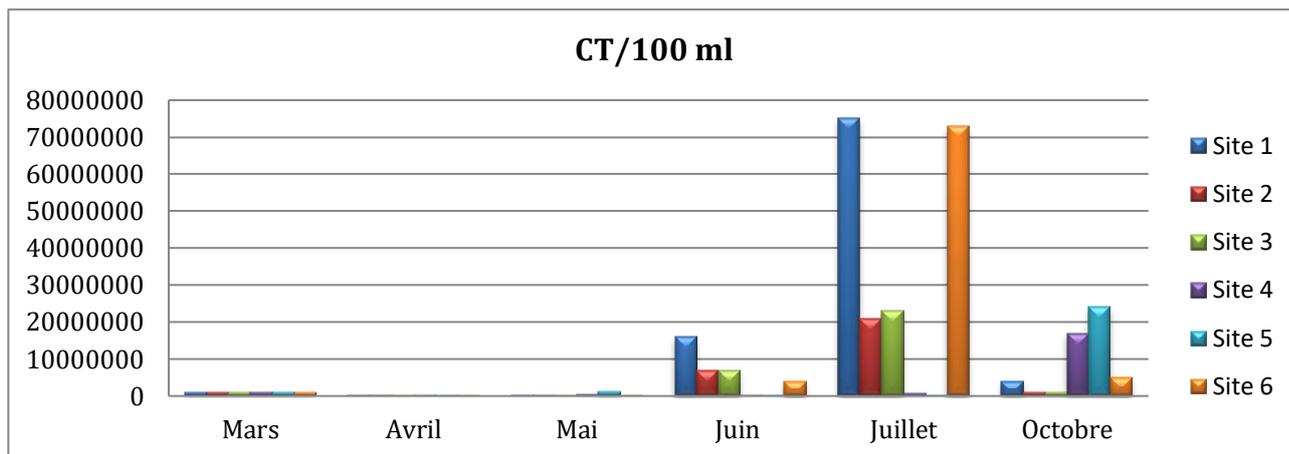


Figure 47: Coliforme totaux.

II.2 Germes aérobies

C'est une flore naturelle englobant tous les germes qu'ils vivent en présence d'oxygène. Dans notre étude, le nombre total de colonies bactériennes varie entre 5.10^7 -2000 UFC/mL à 37°C et 8.10^7 -182 UFC/mL à 22°C. Ces bactéries n'ont pas d'impact direct sur la santé, mais ce sont des indicateurs qu'il peut y avoir une contamination bactérienne [167].

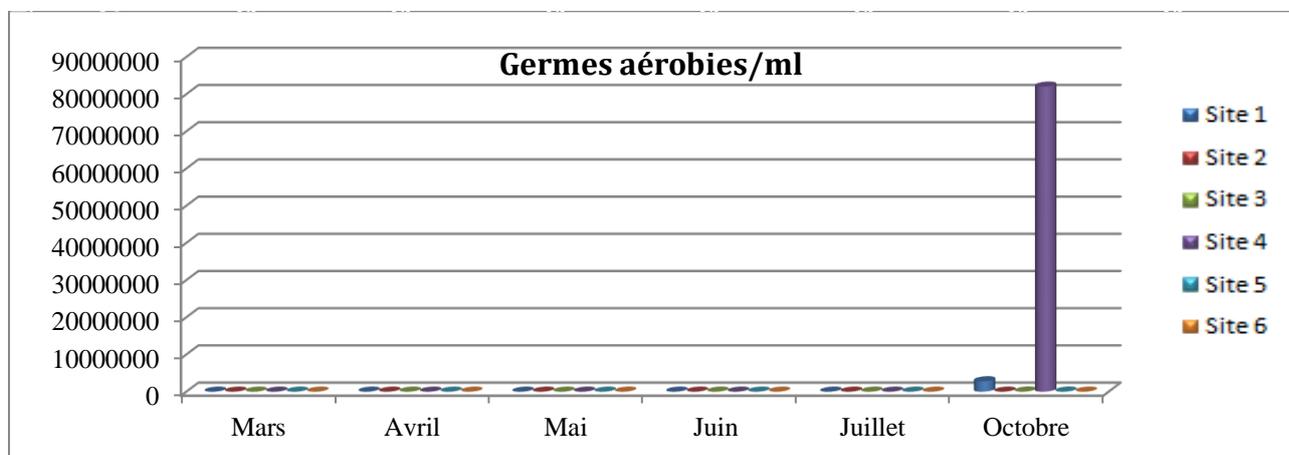


Figure 48: germes aérobies à 22°C.

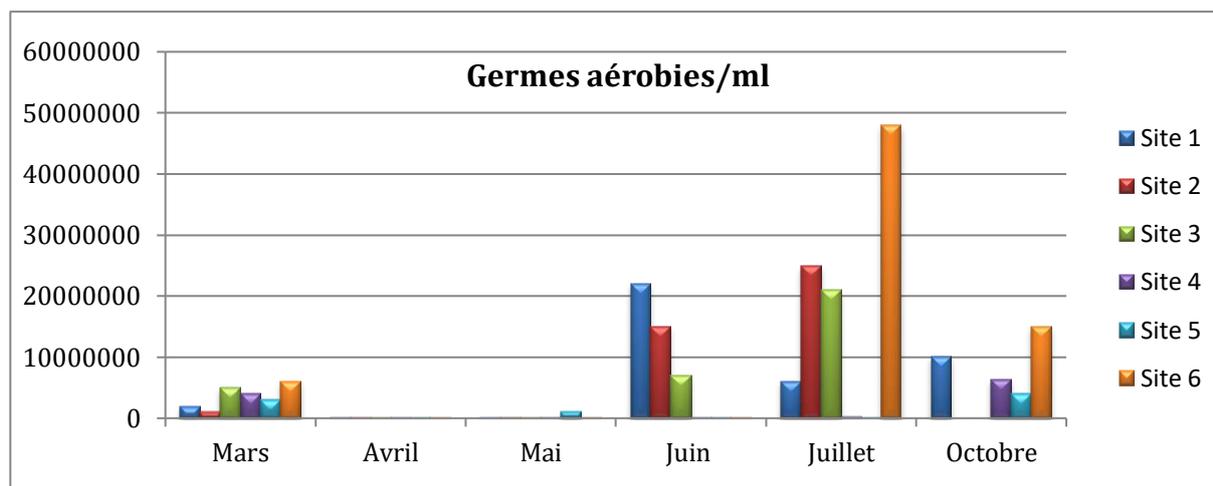


Figure 49: germes aérobies à 37°C.

II.3 Salmonelles

Les espèces de *Salmonelle* sont des bactéries Gram négatives provoquant plus souvent une variété de symptômes d'une gastro-entérite après l'ingestion des aliments ou de l'eau contaminés comme de fièvre et frissons, nausées et vomissements, crampes abdominales et diarrhée [168]. Pendant toute la durée d'étude, les tests révèlent l'absence totale des salmonelles dans l'eau des deux oueds.

III Aménagement de l'oued Boumerzoug

Par définition un calibrage signifie l'augmentation de la capacité du lit d'un cours d'eau en modifiant sa profondeur et sa largeur et en maintenant ses berges.

Les oueds Boumerzoug et Rhumel ont été restaurés pour les buts suivants:

- Protection des berges et des lits de l'oued contre l'érosion.
- Le projet de calibrage permet de mettre fin aux problèmes de glissements de terrain en particulier dans les zones sujettes aux inondations.
- Respecter la vision futuriste de modernisation du nouveau site du bardo et éviter la nuisance visuelle pour les personnes qui traverseront l'oued à travers les ponts existants et surtout le pont géant.
- Enrichissez la zone avec plus d'espaces verts.
- Création d'un espace détente et de repos [169].

Des critères internationaux pour la restauration des rivières sont recommandés:

- La conception d'un projet de restauration d'une rivière doit être basée sur une image spécifique guidée pour une rivière plus dynamique et plus saine.
- L'état écologique de la rivière doit montrer une amélioration mesurable.

- Pendant la phase de construction, aucun dommage durable ne devrait affecter l'écosystème.
- Les résultats d'évaluation avant et après la restauration doivent être mis à la disposition du public [170].

Nous avons sélectionné trois points de prélèvement pour l'oued Boumerzoug durant l'année 2017: le premier point n'a pas encore été soumis aux travaux de construction par contre le lit et les bords du point 2 ont été entièrement construits. Pour le point 3, sauf les bords de l'oued ont été construits.

Les résultats ont été comparés avec ceux obtenus en 2014 pour voir si cet aménagement améliore ou pas la qualité des eaux de l'oued.

La comparaison des paramètres physiques et chimiques entre l'année 2014 et 2017 est représentée dans les tableaux 12 et 13. Le pH et la température durant les deux périodes d'étude et dans tous les points sont conformes aux normes par contre la conductivité électrique et les matières en suspensions ont vu une augmentation significative qui peut être attribuée aux travaux d'excavation de rivière et des matières des constructions.

On a observé que la concentration de sulfate et de magnésium diminuait généralement, du moment qu'ils étaient principalement liés au terrain parcouru.

Il convient également de noter qu'il n'y a pas de changement réel des niveaux de nitrates dans les trois ans, mais qu'ils restent dans les normes (<50mg/L). La pollution par les phosphates, nitrites, ammoniums reste toujours hors les recommandations nationales et internationales. On a observé aussi une augmentation des concentrations en phosphates et nitrites après les travaux d'aménagement qui peut être attribuée à l'absence d'autoépuration.

Par rapport à 2014, la teneur en chrome, calcium et chlorure a également augmenté, car tous ces éléments sont intégrés dans la composition des matériaux de construction.

L'aménagement seul de l'oued n'est pas suffisant pour diminuer la pollution par les éléments nutritifs qui pose une véritable préoccupation menace la qualité des eaux de ce cours d'eau et considéré comme la cause première de problème d'eutrophisation mais doit couplé par un contrôle des réseaux assainissement et les sources des pollutions urbaines et agricoles.

Les photos suivantes montrent l'état physique de trois points de prélèvement en 2014 et 2017 (Figures 50-55).



Figure 50: 1^{er} point de prélèvement en 2014.



Figure 51: 1^{er} point de prélèvement en 2017.



Figure 52: 2^{ème} point de prélèvement en 2014.



Figure 53: 2^{ème} point de prélèvement en 2017.



Figure 54: 3^{ème} point de prélèvement en 2014.



Figure 55: 3^{ème} point de prélèvement en 2017.

Tableau 12: Comparaison des paramètres chimiques d'O.B (2014 et 2017).

		13/03/2017	02/04/2017	07/05/2017	12/03/2014	23/04/2014	12/05/2014
PO₄³⁻ (mg/L)	P1	5,42	5,33	4 ,53	1,400	4,1	4,47
	P2	3,09	6,25	4,17	0,747	16,8	5,01
	P3	2,85	5,33	3 ,34	1,332	4,43	5,42
NO₃⁻ (mg/L)	P1	24,56	9,87	9,87	2,856	30	10
	P2	46,05	11,2	11,2	6,223	20	20
	P3	46,51	9,08	9,08	3,494	29	10
NO₂⁻ (mg/L)	P1	1,437	3,831	0,375	0,1573	4,4	0,011
	P2	0,697	5,515	0,372	0,1271	3	0
	P3	0,327	3,717	0,378	0,1755	3,53	0,004
NH₄⁺(mg/L)	P1	60,24	116,86	126,72	33,86	75,68	77,27

	P2	40,84	120,53	107,32	18,18	38,24	97,5
	P3	39,06	115,29	96,94	32,27	33,72	108,40
Cr⁶⁺ (mg/L)	P1	0,066	0,182	0,16	0,012	0,01	0,011
	P2	0,146	0,16	0,12	0,009	0,011	0
	P3	0,073	0,173	0,17	0,006	0,019	0,004
SO₄²⁻ (mg/L)	P1	218,86	262,87	150,89	380	361	415
	P2	761,89	581,14	139,1	300	338	654
	P3	287,62	255,01	123,38	340	365	816
Mg²⁺ (mg/L)	P1	86,4	67,2	79,68	138	225	212
	P2	94,08	92,16	76,89	101	338	220
	P3	99,84	85,44	97,92	160	365	240
Ca²⁺ (mg/L)	P1	209,6	208	177,6	138	138	102
	P2	220,8	200	192	101	101	112
	P3	211,2	193,6	152	160	160	105
Cl (mg/L)	P1	312,4	553,8	631,9	273	280,45	280
	P2	319,5	511,2	596,4	250	273,3	273,3
	P3	284	511,2	582,2	250	273,3	252,05

Tableau 13: Comparaison des paramètres physiques d'O.B (2014 et 2017).

		13/03/2017	02/04/2017	07/05/2017	12/03/2014	23/04/2014	12/05/2014
pH	P1	7,96	7,86	7,98	7,60	7,02	7
	P2	7,67	7,86	7,97	7,65	6,6	6,5
	P3	7,78	7,88	7,93	7,67	7,3	7,09
C.E (mS/cm)	P1	1,44	1,26	1,47	0,71	0,47	0,65
	P2	1,43	1,27	1,46	0,22	0,63	0,69
	P3	1,39	1,27	1,44	1,11	0,78	0,70
T (°C)	P1	20,7	18,7	18,7	9	16	23,5
	P2	20,9	18,7	18,7	9,5	16,5	23
	P3	20,8	18,8	18,8	10,5	17	24
MES (mg/L)	P1	1100	1100	900	624	475	440
	P2	1100	1200	1200	280	280	240
	P3	1300	1100	1000	360	390	320

CHAPITRE VII :

TRAITEMENT

Le phosphore se trouve dans l'eau, le sol et les sédiments. C'est le composant principal de l'os, de l'émail des dents et des molécules biologiques telles que l'ATP, l'ADP et l'ADN. Il est un nutriment essentiel pour la croissance des plantes et augmente les rendements des cultures. Cependant, des concentrations trop élevées d'azote et de phosphore peuvent entraîner des problèmes d'eutrophisation, qui ne sont pas propices aux organismes aquatiques [171]. Les principales sources de phosphore rejetées dans l'environnement sont les engrais ainsi que les eaux usées municipales et industrielles. L'Algérie recommande une concentration limite de 2 (mg.de P/L) comme une valeur limite des effluents liquides industriels [172]. Diverses technologies ont été utilisées pour éliminer le phosphate, y compris des méthodes biologiques [173] et chimiques [174]. Les processus biologiques sont basés sur l'action des bactéries hétérotrophes pour le traitement des eaux usées municipales et industrielles. Cependant, maintenir les processus biologiques dans un état optimal est difficile et le problème de la contamination par des bactéries mortes doit être résolu pour que ces processus soient utilisés de manière satisfaisante dans le traitement de l'eau potable [175]. L'élimination du phosphore par des voies chimiques est considérée comme une méthode désavantageuse en raison de nombreuses causes telles que les coûts de produits chimiques et les problèmes de neutralisation des effluents [176]. Plusieurs études ont montré qu'il existe une relation réciproque entre l'apport d'aluminium et la maladie d'Alzheimer (le sel d'aluminium est l'un des sels les plus couramment utilisés dans cette méthode). [177]

La pollution par l'azote dans l'hydrosphère est la seconde cause du problème de l'eutrophisation. La contamination par les nitrites des eaux de surface ou souterraines provient principalement de l'application des engrais agricoles ainsi que de nombreux industries [178]. Le nitrite a été utilisé comme additif alimentaire pendant des décennies pour préserver les viandes, les volailles et les poissons. Une concentration élevée de nitrite dans l'eau peut provoquer une méthémoglobinémie chez les nourrissons et elle est toxique pour la vie aquatique [179]. La concentration permise de nitrite dans l'eau potable selon l'organisation mondiale de la santé est de 0,2 mg/L [180]. Les procédés chimiques et biologiques peuvent réduire ou l'oxyder les nitrites en nitrates.

Le processus d'adsorption est une technique facile à appliquer à faible coût avec la disponibilité d'une large gamme d'adsorbants. Les résines sont généralement utilisées pour récupérer plusieurs contaminants avec un taux de régénération très élevé.

Le but de ce chapitre est d'étudier le comportement d'adsorption d'une résine base faible (Amberlite IRA-67) pour l'élimination des phosphates et des nitrites à partir des solutions synthétiques à différentes concentrations, pH, masse d'adsorbant, temps de contact, et températures puis tester l'efficacité de cette résine pour le traitement des échantillons naturels prélevés des oueds Boumerzoug et Hamimime.

I AMBERLITE IRA-67

Les échangeurs d'anions polyacrylate sont largement utilisés dans les procédés de purification de l'eau. Ils sont caractérisés par des propriétés mécaniques favorables et une forte stabilité physique. AMBERLITE IRA-67 possède des propriétés physiques et chimiques uniques, une grande capacité d'échange, une cinétique d'échange rapide, une résistance très élevée aux impuretés organiques. Elle peut être appliquée pour la désacidification et le dessalement des eaux plus la purification des antibiotiques.

Les caractéristiques de cette résine sont listées dans le tableau 14.

Tableau 14 : Propriétés physicochimiques de la résine Amberlite IRA-67.

Propriétés	Amberlite IRA-67
Matrice de Résine	Amine tertiaire
Type	Base faible
Forme Ionique	OH ⁻
Teneur en Humidité%	56-62
Densité Apparente (g/mL)	0,65-0,75
Capacité d'échange (meq/g)	5,6
Gamme d'efficacité de pH	0-7
Structure	

II Mode opératoire

Des expériences en batch ont été réalisées pour étudier l'effet de différents paramètres sur l'élimination des ions phosphates et nitrites. Toutes les expériences d'adsorption ont été réalisées à température ambiante de 25°C sauf l'étude thermodynamique.

L'effet de masse d'adsorbant a été examiné dans une série de flacons coniques, différentes quantités de résine (0,1-1 g) ont été mises en contact avec 10 ml de solution de phosphate et de nitrite (100 mg/L). Les flacons ont été ensuite agités à 120 tr/min pendant 24h.

L'effet du pH sur l'adsorption a été examiné pour une gamme de pH allant de 1 jusqu'à 12 en ajoutant des gouttes de HCl ou NaOH (1 mol/L) en utilisant un pH-mètre HANNA pH 211.

Le point de charge nulle a mesuré par l'agitation d'une quantité de résine (0,2 g) et 40 mL d'une solution de KNO₃ (0,1M). Le pH a été modifié de 2 jusqu'à 12 avec une solution de HNO₃ et de NaOH (0,1M). Le tout a ensuite été agité pendant 24h jusqu'à l'atteinte d'équilibre puis chaque pH a été encore mesuré.

L'étude de la cinétique a été effectuée en agitant des flacons de 50 ml contenant 0,125 g de résine et 25 ml de solutions de phosphate et de nitrites (100 mol/L). Le mélange a ensuite été secoué à une vitesse constante de 120 tr/min. Les flacons ont été retirés à des temps prédéterminés, les échantillons ont été filtrés et le résidu des ions a été dosé.

Les expériences d'isothermes ont été réalisées en agitant 0,125 g de résine avec 25 ml de solution de phosphate et de nitrites de différentes concentrations initiales allant de 100 à 1000 mg/L à une vitesse constante de 120 tr/min pendant 24 heures.

L'effet de la température sur la capacité d'adsorption a été étudié à 20, 30 et 40°C. On a mélangé 0,125 mg de résine et une solution de phosphate et de nitrites d'une concentration initiale de 100 mg/L, on les a placés dans un bain thermostaté pendant 24 heures pour s'assurer que le processus atteint le stade d'équilibre.

Les concentrations à l'équilibre ont été déterminées par la méthode du bleu de molybdène et de Zambelli pour le dosage de phosphate et de nitrite respectivement en utilisant un spectrophotomètre à double faisceau (OPTIZEN 2120 UV). La lecture été effectuée à des longueurs d'onde de 720 et 423 nm pour les phosphates et nitrites respectivement. La

séparation de deux phase (solution/résine) a été réalisée par une simple filtration à l'aide de papier filtre N°40. La quantité adsorbée à l'équilibre en (mg/g) a été calculée par l'équation:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) * V}{m}$$

C_0 est la concentration initiale, C_e est la concentration à l'équilibre, V est le volume de solution (L), et m est la masse d'adsorbant (g).

III Spectroscopie infrarouge (IR)

La (Figure 56) représente le spectre infrarouge de la résine Amberlite IRA-67. On constate des bandes fortes à 3278 et 1033 cm^{-1} correspondent aux liaisons $-\text{OH}$ et $\text{C}-\text{O}$ respectivement. Les bandes à 2823 et 1458 cm^{-1} correspondent aux liaisons CH_2-CH_3 et aux groupements méthylène CH_2 d'un alcane, la bande à 1651 cm^{-1} est attribuée aux groupements carboxyliques $\text{C}=\text{O}$ [181] tandis que la bande à 1296 cm^{-1} est attribuée au groupe $\text{C}-\text{N}$ d'une amine tertiaire [182].

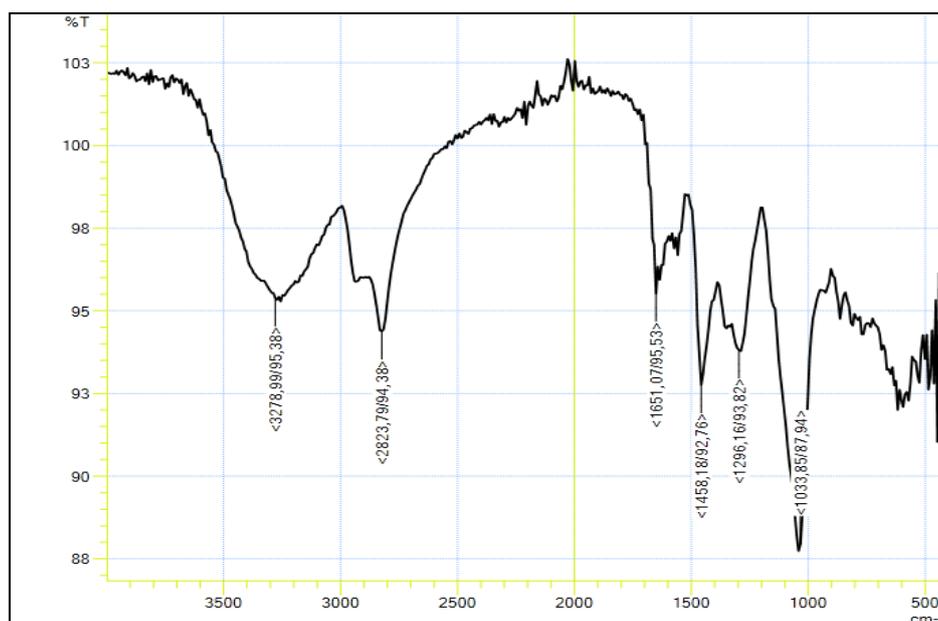


Figure 56 : Spectre IR d'Amberlite IRA-67.

IV Image Microscope Electronique à Balayage (MEB)

La morphologie de surface des billes d'Amberlite IRA-67 a été observée à l'aide d'un microscope électronique à balayage (modèle JEOL JSM-6360LV) pour déterminer la forme des particules et la topographie de surface de résine.

L'échantillon a été métallisé par une couche d'or avant l'observation. L'image de (MEB) d'Amberlite IRA-67 présente une surface rugueuse et poreuse (Figure 57).

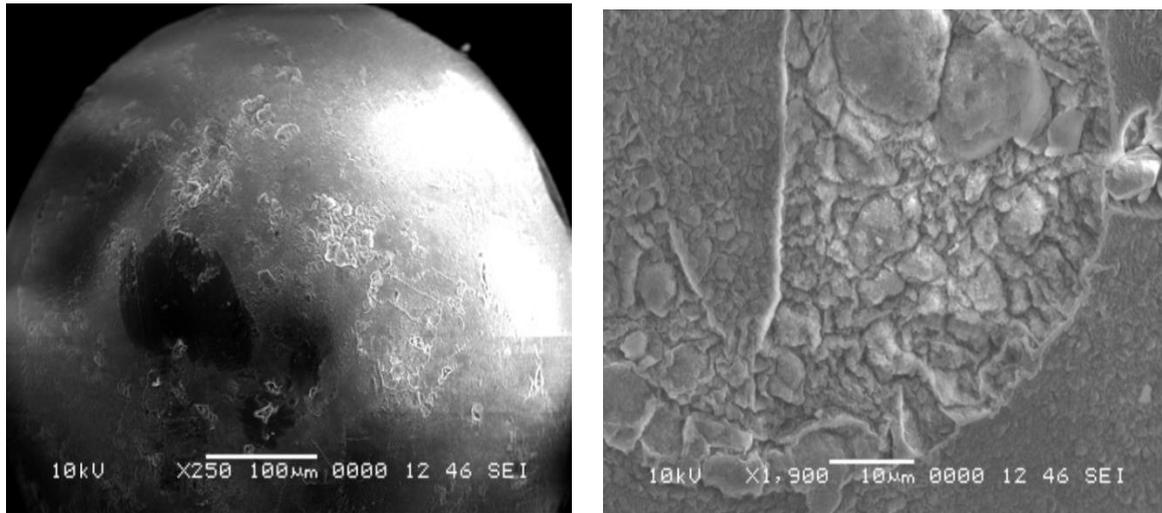


Figure 57: Images MEB de Amberlite IRA-67.

V Le pH de point de la charge nulle pH_{pzc}

Le pH_{pzc} ou pH du point de charge zéro ou nulle, correspond à la valeur du pH pour laquelle, la charge nette de la surface des adsorbants est nulle.

Si le pH de la solution est inférieur au pH_{pzc} , la surface des adsorbants sera protonée par un excès des ions H^+ de la solution et attire les adsorbats négativement chargés. Au contraire, si le pH de la solution est supérieur au pH_{pzc} la surface sera déprotonée par la présence des ions OH^- et attire les adsorbats positivement chargés [183].

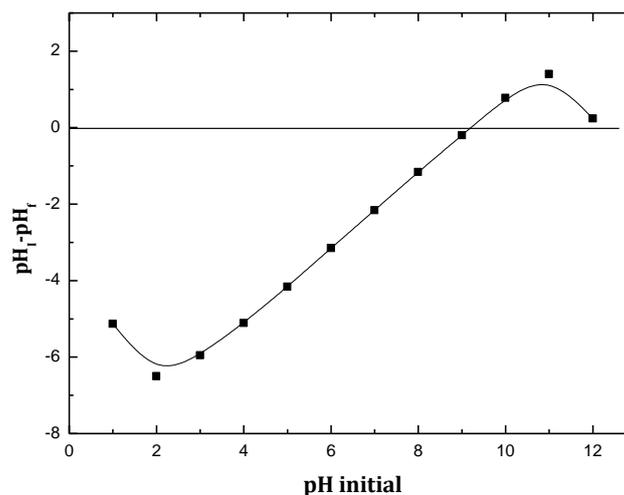


Figure 58: pH_{pzc} de la résine Ameberlite IRA-67.

Le tracé de $(pH_i)=f(\Delta pH)$ est représenté dans la (Figure 58). Le pH_{pzc} a été pris au point $(pH_i-pH_f)=0$ [184]. pH_i est le pH initial et ΔpH est la différence entre les valeurs de pH initiale et pH finale (pH_i-pH_f).

Le point de charge zéro (pH_{PZC}) de la résine Amberlite IRA-67 s'est révélé d'être égale à 9,1. Pour des valeurs de pH inférieures à cette valeur, la charge de surface de la résine est positive; quand elles sont supérieures à pH_{PZC} , la charge de surface de la résine est négative [185]. Notre but est d'éliminer les ions phosphates et nitrites qui sont négativement chargés, alors on peut présumer que des hauts pourcentages d'élimination vont se produire à des pH plus acides qu'aux pH basiques en termes de protonation de la surface qui conduit à l'augmentation de taux d'adsorption dans cette plage de pH. Les résultats d'effet de pH en dessous confirment cette théorie.

VI Etude d'adsorption

VI.1 Effet de pH

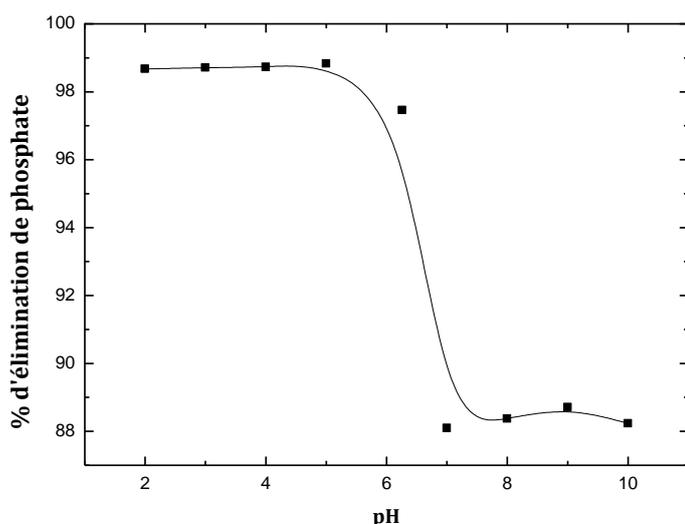


Figure 59: Effet du pH sur l'élimination des phosphates, ($C_0=100$ mg/L, dose de résine=5 g/L).

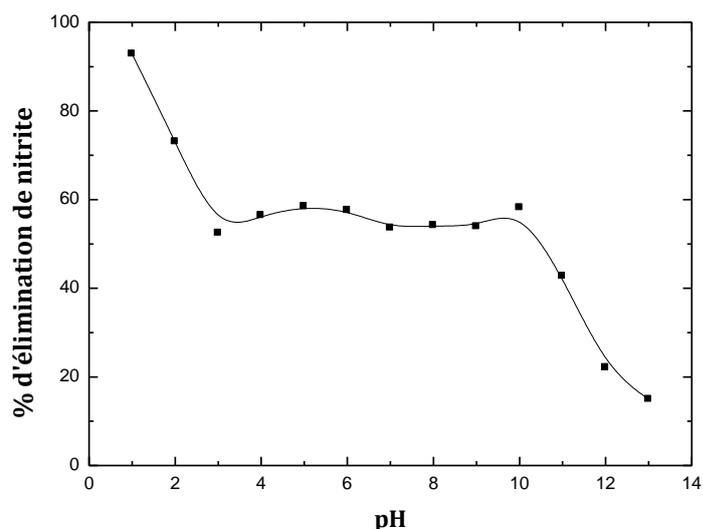


Figure 60 : Effet du pH sur l'élimination des nitrites, ($C_0=100$ mg/L, dose de résine=5 g/L).

Les figures 59 et 60 montrent respectivement la relation entre le pourcentage d'élimination des ions phosphate et nitrite et la valeur du pH. Le phosphate peut être existé sous la forme H_3PO_4 à pH inférieur à 2, $H_2PO_4^-$ est l'espèce prédominante pour un pH entre 2 et 7, HPO_4^{2-} est l'espèce dominante pour un pH entre 7 et 12, pour un pH supérieur à 12, l'espèce dominante est PO_4^{3-} . Pour le nitrite, à des pH inférieur à 3,2, l'espèce prédominante est l'acide nitreux HNO_2 et pour un pH supérieur à 3,2, l'espèce prédominante est l'ion NO_2^- . Selon la Figure 59, le pourcentage d'adsorption des phosphates a diminué de 98,67 à 88,23% lorsque le

pH augmente de 2 à 10. La même chose été observée pour l'adsorption des nitrites, la capacité d'adsorption a diminué d'une manière significative à des valeurs élevées de pH. La forte efficacité d'élimination à des pH inférieurs à 9.1 ($\text{pH} < \text{pH}_{\text{PZC}}$) peut s'expliquer par la protonation des groupements amine qui conduit à l'apparition des forces d'attraction électrostatique entre les ions nitrites et phosphates et les sites positivement chargés. La chute des quantités adsorbées à des pH supérieurs à 10 peut être attribuée à la déprotonation des groupes amine (forces de répulsion) ou bien à la concurrence entre les ions adsorbés et les ions hydroxyde [186].

VI.2 Effet de masse d'absorbant

L'effet de masse de résine sur le processus d'adsorption des phosphates est présenté sur les Figures 61 et 62. L'efficacité d'élimination du phosphate augmente avec l'augmentation de la masse de résine. Le pourcentage d'adsorption a augmenté de 89,61% à 98,84% avec la croissance des doses d'adsorbants de 1 à 5 g/L. La Figure 62 représente l'effet de la masse d'adsorbant sur l'élimination des nitrites par l'Amberlite IRA-67. Selon les résultats, le pourcentage d'élimination a été augmenté de 23,13% à 86,83% avec l'augmentation des doses d'adsorbant de 1 à 5 g/L. Cette augmentation des pourcentages d'élimination peut être expliquée par l'augmentation de la surface spécifique qui conduit à l'augmentation des sites d'adsorption à des doses plus élevées [187], toute autre addition de la quantité d'adsorbant au-delà de 5g/L ne provoque aucun changement significatif. Toutes les expériences ont été effectuées avec le dosage optimal de 5 g/L pour l'élimination de nitrites et phosphates par la résine Amberlite IRA-67.

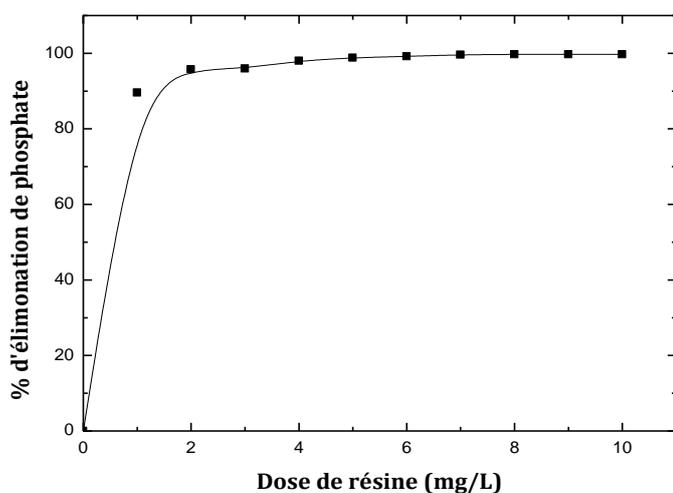


Figure 61 : Effet de masse de résine sur l'élimination des phosphates, ($C_0=100$ mg/L, température=25°C).

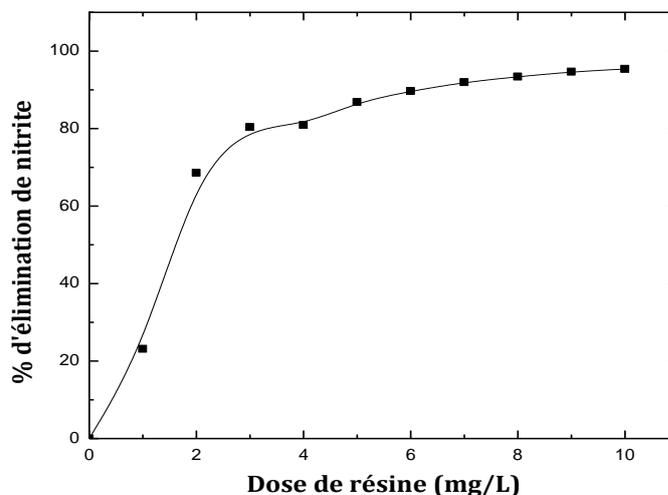


Figure 62 : Effet de masse de résine sur l'élimination des nitrites, ($C_0=100$ mg/L, température=25°C).

VI.3 Etude Cinétique

Les données expérimentales de la cinétique d'adsorption représentées sur (Figure 63 et 64) indiquant que l'équilibre a été atteint après environ 30 minutes de contact, qui montre une grande affinité entre les ions (phosphates et nitrites) et l'Amberlite IRA-67. Les valeurs de coefficient de corrélations indiquées dans les tableaux 15 et 16 suggèrent que les données expérimentales sont mieux décrites par le modèle de pseudo-deuxième-ordre plutôt que par le modèle de pseudo-premier-ordre avec des coefficients de corrélation supérieurs à 0,99.

Malgré que ce modèle est presque applicable dans tous les cas, la plupart des recherches scientifiques s'appuient sur lui pour déduire le mécanisme approprié décrivant le processus d'adsorption, on trouve toujours une relation entre ce model et la chimisorption. (Plazinski et al) ont déclaré que le terme «réaction de surface» ne signifie pas nécessairement que des réactions chimiques réelles se produisant à la surface d'adsorbant ce qui implique la formation de liaisons chimiques. Les interactions de nature physique (les forces de van der Waals, par exemple) peuvent également jouer un rôle [188]. En d'autres termes, ils suggèrent que les processus physiques et chimiques peuvent être représentés par les modèles pseudo premier-ordre et pseudo deuxième-ordre [189].

Le modèle cinétique ne permet pas d'expliquer l'état d'équilibre, des études isothermes et thermodynamiques sont donc nécessaires pour parvenir à la conclusion finale.

Tableau 15 : Paramètres de la cinétique d'adsorption des nitrites par l'Amberlite IRA-67.

Pseudo-première-ordre		Pseudo-deuxième-ordre	
k_t (min^{-1})	R^2	k_t ($\text{g. mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$)	R^2
0,00365	0,12649	0,0605	0,99437

Tableau 16 : Paramètres de la cinétique d'adsorption des phosphate par l'Amberlite IRA-67.

Pseudo-première-ordre		Pseudo-deuxième-ordre	
k_t (min^{-1})	R^2	k_t ($\text{g. mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$)	R^2
0,032	0,69334	0,025	0,99988

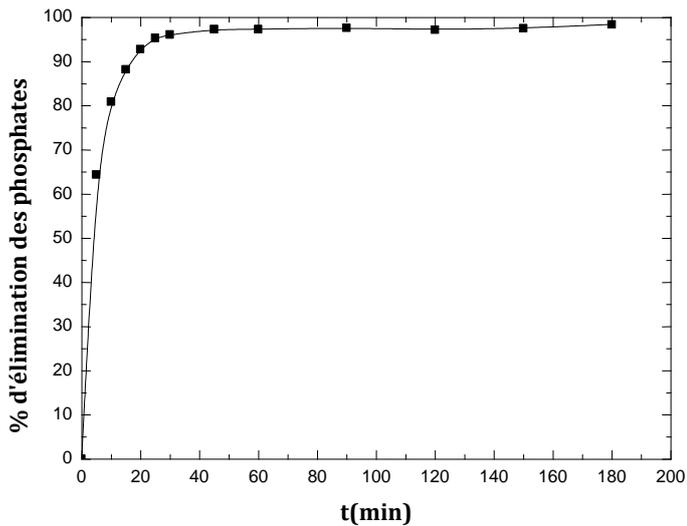


Figure 63 : Elimination des phosphates en fonction du temps, ($C_0=100$ mg/L, dose de résine=5 g/L, température=25°C).

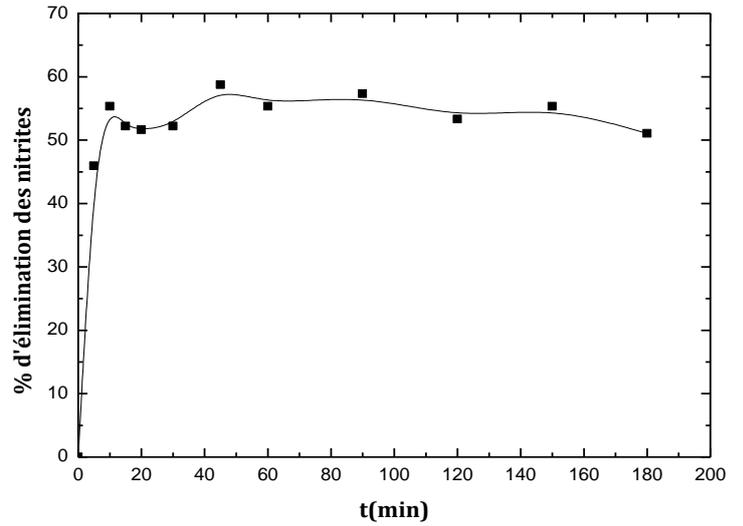


Figure 64: Elimination des nitrites en fonction du temps, ($C_0 = 100$ mg/L, dose de résine=5 g/L, température= 25°C).

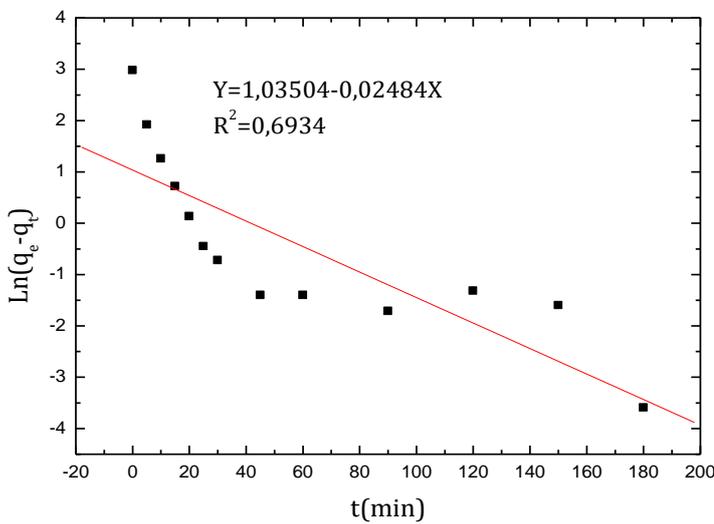


Figure 65 : Cinétique Pseudo-première-ordre de l'adsorption des phosphates.

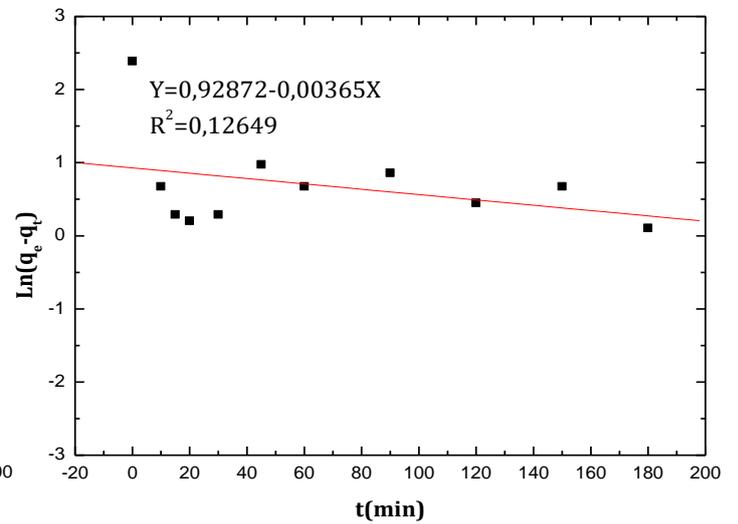


Figure 66 : Cinétique Pseudo-première ordre de l'adsorption des nitrites.

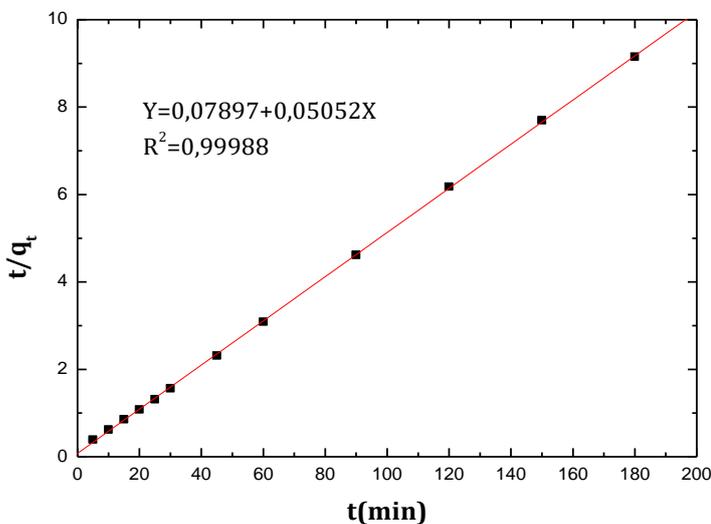


Figure 67 : Cinétique Pseudo-deuxième-ordre de l'adsorption des phosphates.

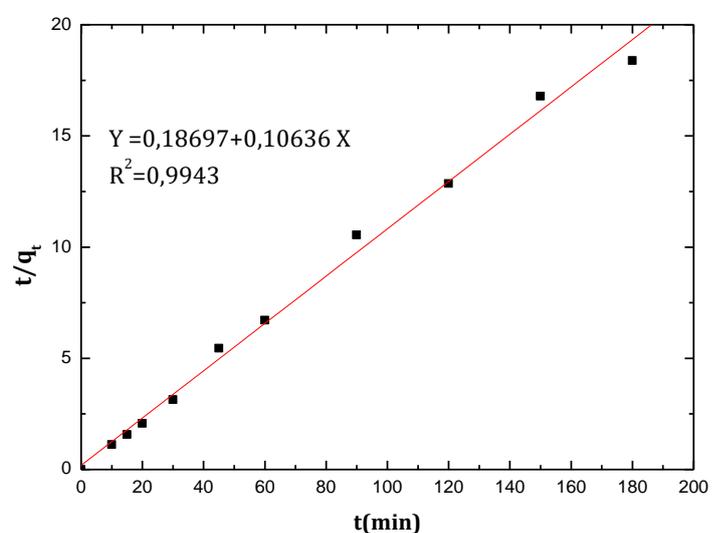


Figure 68 : Cinétique Pseudo-deuxième-ordre de l'adsorption des nitrites.

VI.4 Isothermes d'adsorption

Les modèles d'isothermes de Langmuir et de Freundlich ont été utilisés dans cette étude pour décrire les données expérimentales d'adsorption. Les résultats montrent qu'avec l'augmentation de la concentration initiale, la quantité adsorbée augmente puis devient constante (Figures 69 et 70). La quantité maximale adsorbée de nitrite est de 16,23 mg/g alors que la quantité maximale adsorbée de phosphate est de 120,63 mg/g, cette quantité est plus élevée par rapport à la quantité éliminée par d'autres résines échangeuses d'anions comme l'Auchlite A 101D (50,8 mg/g) [190] et le Varion ATM (66,22 mg/g) [191]. Les paramètres d'isotherme de Langmuir ont été résumés dans les tableaux 18 et 20.

Généralement, les chercheurs se basent sur les valeurs du coefficient de corrélation (R^2) pour déterminer le modèle le plus adéquat puis suggèrent la nature d'adsorption. Dans notre étude les données expérimentales peuvent suivre le modèle de Langmuir et/ou de Freundlich car les coefficients de corrélation R^2 sont trop proches l'un à l'autre et à l'unité ($0,95314 < R^2 < 0,99305$), Il est difficile de déterminer si cette adsorption est une adsorption physique ou chimique. Des études thermodynamiques doivent être réalisées pour révéler la nature du processus d'adsorption (selon ΔH).

Tableau 17 : Capacité maximale d'adsorption des phosphates (mg/g) sur différents adsorbants.

Adsorbant	Capacité maximale d'adsorption (mg/g)	pH	Reference
Résine Auchlite A 101 D	50,8	-	[190]
Résine Varion ATM	66,22	5	[191]
Graines de Pin d'Alep	0,889	7,5	[192]
Dolomite	4,76	9,5	[193]
Oxide de fer/Charbon actif	98, 39	3,0	[194]
Charbon actif	78, 90		
Fly Ash	15,8	7,65	[195]
Amberlite IRA-67	120, 63	-	Ce travail

Tableau18: Paramètres d'isotherme de Langmuir et Freundlich pour l'adsorption des phosphates.

Isotherm de Freundlich			Isotherm de Langmuir		
K_F (mg/g)	n	R^2	q_{max} (mg/g)	K_L (L/mg)	R^2
14,15	0,36	0,98899	120,63	0,04	0,95314

Tableau 19: Capacité maximale d'adsorption des nitrites (mg/g) sur différents adsorbants.

Adsorbant	Capacité maximale d'adsorption (mg/g)	pH	References
Charbon actif produit à partir de noyaux d'olives	7.00	4	[196]
Sepiolite	0.65	-	[197]
resin A-250	9.86	3,0	[198]
Amberlite IRA-67	16,23	-	Ce travail

Tableau 20: Paramètres d'isotherme de Langmuir et Freundlich pour l'adsorption des nitrites.

Isotherm de Freundlich			Isotherm de Langmuir		
K_F (mg/g)	n	R^2	q_{max} (mg/g)	K_L (L/mg)	R^2
1,1646	0,50501	0,95398	16,23	0,05628	0,99305

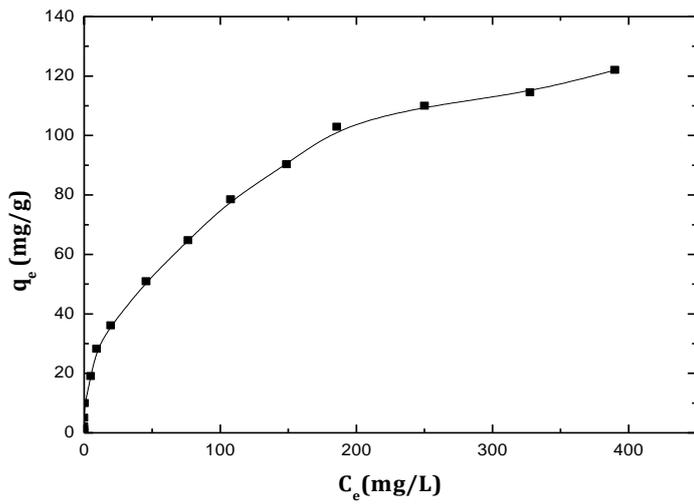


Figure 69 : Effet de la concentration initiale sur l'adsorption des phosphates, (dose de résine=5g/L, temps de contact=4h).

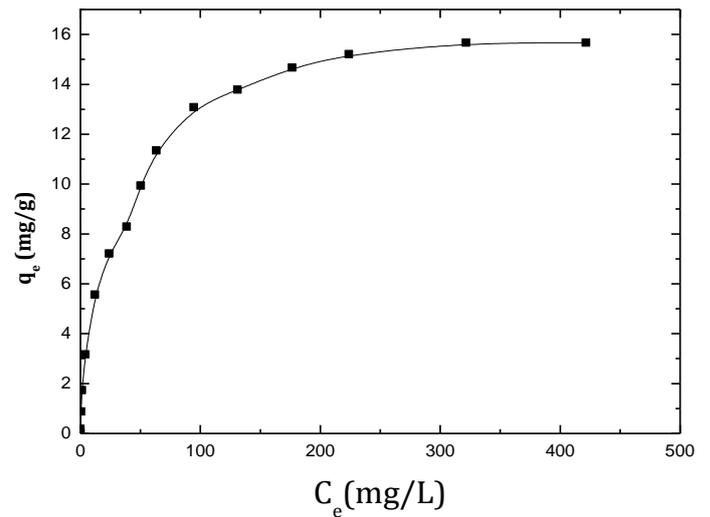


Figure 70 : Effet de la concentration initiale sur l'adsorption des nitrites, (dose de résine=5g/L, temps de contact=4h)

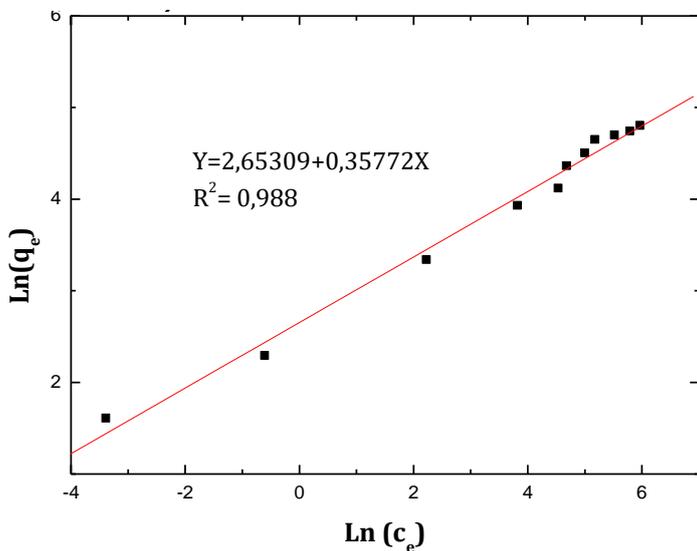


Figure 71 : Modèle d'isotherme de Freundlich (phosphates).

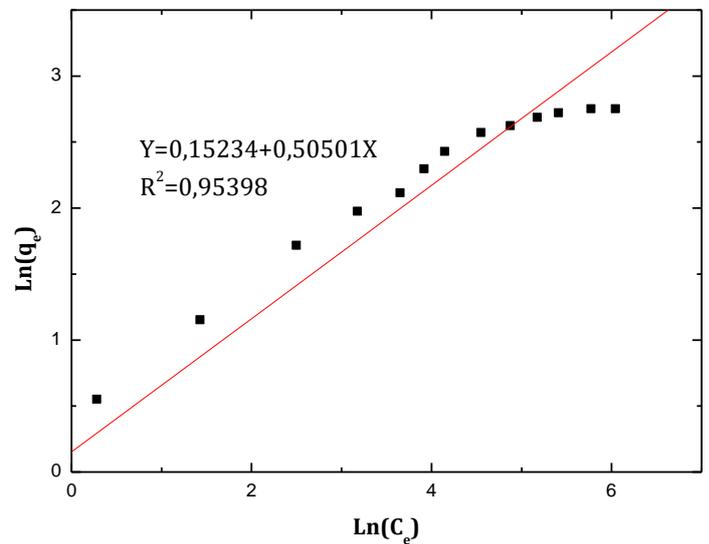


Figure 72: Modèle d'isotherme de Freundlich (nitrites).

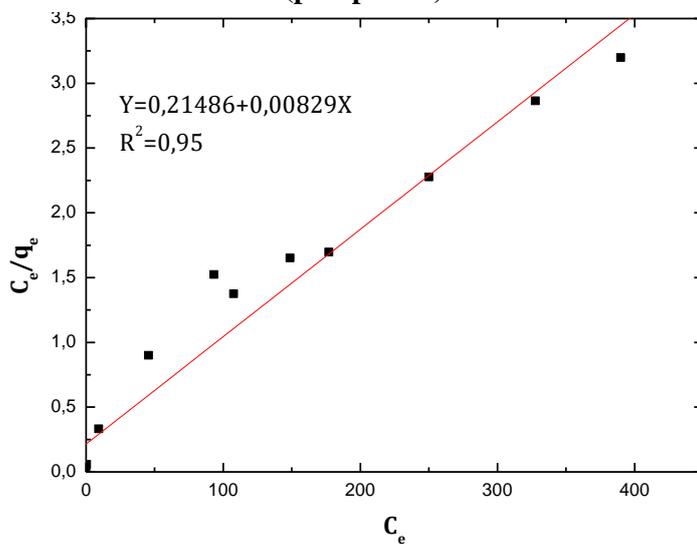


Figure 73 : Modèle d'isotherme de Langmuir (phosphates).

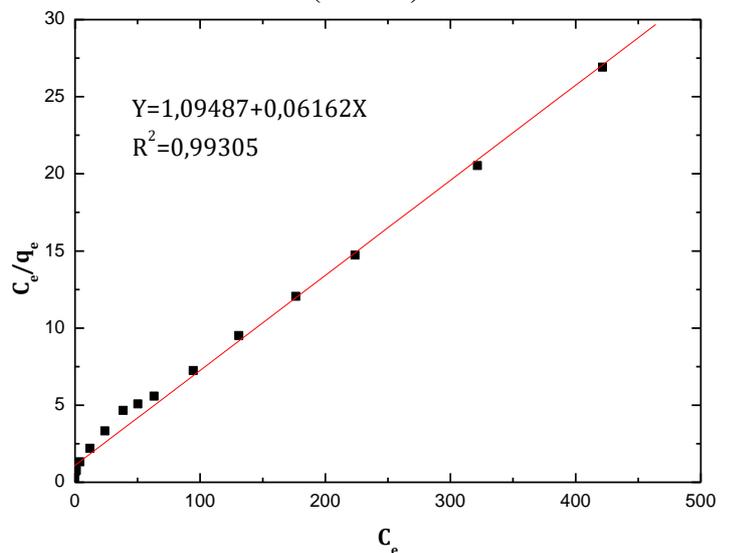


Figure 74 : Modèle d'isotherme de Langmuir (nitrites).

VI.5 Effet de la température

L'effet de la température sur la capacité d'adsorption a été étudié à 20, 30 et 40 °C. Les paramètres thermodynamiques tels que l'énergie libre de Gibbs ΔG° , le changement d'enthalpie ΔH° et d'entropie ΔS° ont été calculés.

Les paramètres thermodynamiques sont résumés dans les tableaux 21 et 22. Les paramètres thermodynamiques (ΔG° , ΔH° et ΔS°) ont été calculés pour prédire la nature de l'adsorption. Les valeurs négatives de ΔG° à différentes températures (293, 303 et 313 K) indiquent la spontanéité du processus. La valeur négative de ΔH° a indiqué que le processus d'adsorption est exothermique. Les valeurs négatives ΔS° indiquent que l'ordre de distribution des molécules du phosphate et nitrite sur la résine est important par rapport à celui dans la solution. La quantité adsorbée diminue avec l'augmentation de la température, à côté de les valeurs de l'enthalpie standard de l'adsorption (<40 kJ/mol), on constate que le processus d'adsorption de nitrites et phosphates sur la résine Amberlite IRA-67 est physique et suit le model de Freundlich [63]. Ce résultat suggère que le modèle cinétique pseudo-deuxième ordre peut exprimer à la fois l'adsorption physique et l'adsorption chimique [188]. La réaction d'adsorption exothermique signifie que le taux d'élimination le plus élevé peut être obtenu à température ambiante, et l'énergie consommée pour chauffer puisse être sauvegardée, qui favorise l'application industrielle d'Amberlite IRA-67 dans l'élimination des nitrites et phosphates [193].

Tableau 21: Paramètres thermodynamiques d'adsorption des nitrites.

ΔH° (kJ·mole ⁻¹)	ΔS° (kJ·mole ⁻¹ ·K ⁻¹)	ΔG° (kJ·mole ⁻¹)		
		293K	303K	313K
-28,72	-0,069	-8,05	-7,813	-7,123

Tableau 22: Paramètres thermodynamiques d'adsorption des phosphates.

ΔH° (kJ·mole ⁻¹)	ΔS° (kJ·mole ⁻¹ ·K ⁻¹)	ΔG° (kJ·mole ⁻¹)		
		293K	303K	313K
-34,163	-0,106	-3,105	-2,045	-0,985

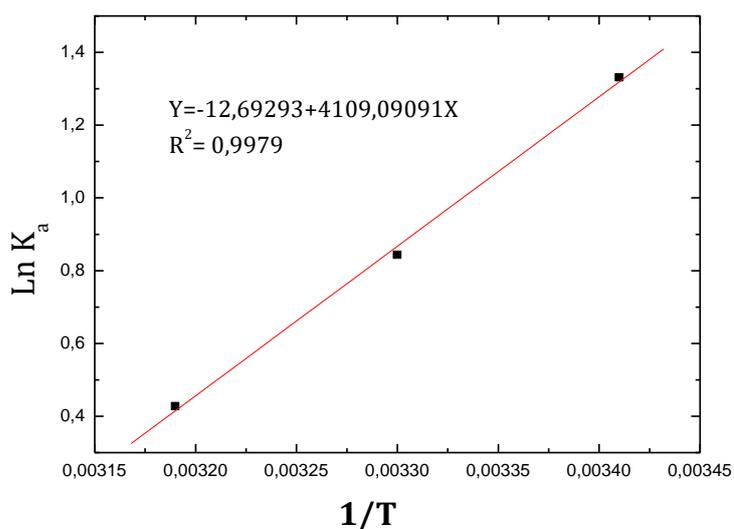


Figure 75 : lnKa en fonction de 1/T.

(phosphates)

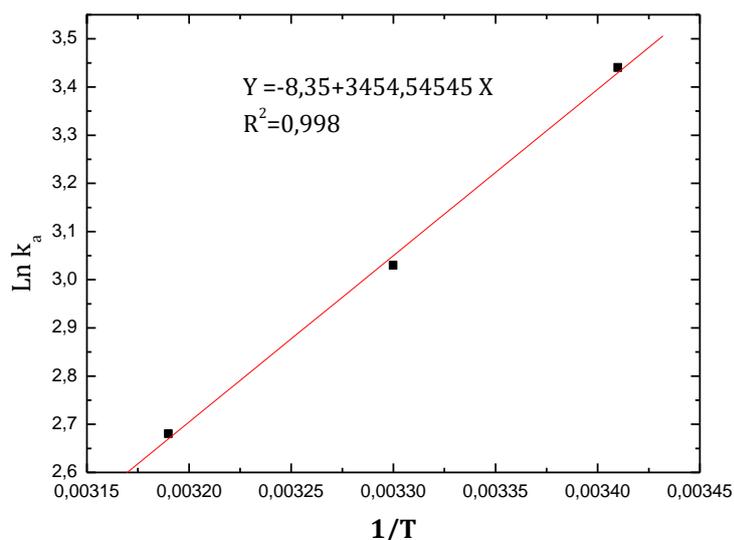


Figure 76 : lnKa en fonction de 1/T.

(nitrites)

VII Etude de désorption

La régénération des supports saturés est la restauration des adsorbants et la récupération des matériaux adsorbés, elle est très importante du point de vue de l'application de ces supports dans le processus de traitement des eaux [199]. Pour ce but:

- 100 mL d'une solution de 1,0 g/L de phosphate et une autre de nitrite ont été mis en contact avec 0,5g de résine et agité pendant 24 heures. La phase aqueuse et la phase solide ont été séparées à l'aide d'un système de filtration sous vide afin d'assurer une élimination maximale de solution, la résine ensuite été séchée à l'air libre puis à l'aide d'une étuve pendant 6 heures à 60°C.
- 0,05 g de la résine chargée par les différents ions (phosphate et nitrite), et 10 ml d'une solution de NaOH (à différents pH) ont été agités pendant 24 heures. La concentration des ions désorbés a été mesurée et le pourcentage de désorption a ensuite été calculé à partir de l'expression suivante:

$$\% \text{ Désorption} = \frac{\text{quantité des ions désorbés}}{\text{quantité des ions adsorbés}} \times 100$$

Selon les résultats obtenus, on a constaté que le pourcentage de désorption est de 100% pour les ions nitrite à pH=13 et 87,64% pour les ions phosphate au même pH. Ces

pourcentages sont très satisfaisants pour la régénération de la résine surtout pour le premier cycle de régénération.

Ce résultat peut être attribué à la sélectivité de la résine vers les ions hydroxyle que les ions adsorbés.

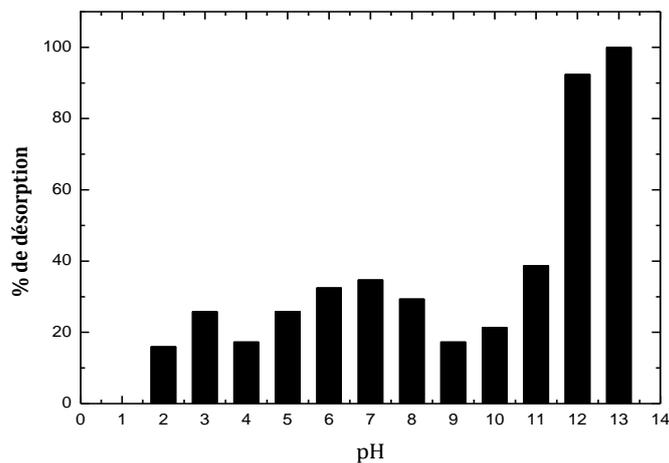


Figure 77: Régénération des phosphates.

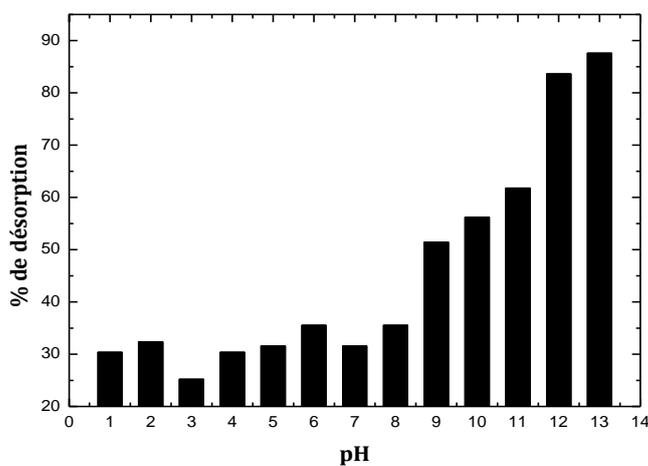


Figure 78: Régénération des nitrites.

VIII Effet de papier filtre sur l'adsorption

Pour tester l'influence de l'absorbance de papier filtre sur la concentration résiduelle, on a fait un test de confirmation.

On a préparé deux solutions de la même concentration (10 mg/L), puis on a mesuré la densité optique de la première solution directement (S1), D'autre part, la deuxième solution était passé premièrement à travers un papier filtre puis on a mesuré sa densité optique (S2).

Les résultats sont présentés dans le tableau 23:

Tableau 23: Effet du papier absorbant sur l'absorbance.

	Abs de PO_4^{3-}	Abs de NO_2^-
Abs après avoir passé la solution à travers le papier filtre (S2)	1,005	0,057
Abs avant avoir passé la solution à travers le papier filtre (S1)	1,011	0,053

Les résultats montrent que le papier filtre a un léger effet sur l'absorption du phosphate et du nitrite.

IX Traitement

L'Amberlite IRA-67 a été testée pour réduire les teneurs en phosphates et nitrites dans les eaux des oueds.

On a suivi parallèlement l'évaluation de sulfate, nitrate, MES, pH et conductivité électrique avant et après le traitement.

Les eaux ont été échantillonnées à partir de 04 sites de l'oued Boumerzoug, un site de l'oued Hamimime et un site de l'oued Yagoub durant les mois de Janvier et Février 2015. Les échantillons ont subi un traitement dans un réacteur statique en mettant 250 mL d'échantillons en contact avec 1,25 g de résine (sans ajustement de pH) à une vitesse d'agitation de 125 tr/min pendant un jour. L'eau était ensuite filtrée et analysée. Les résultats avant et après l'adsorption sont consignés dans le tableau ci-dessous:

Tableau 24: Valeurs de différents paramètres avant et après traitement des eaux de l'oued Boumerzoug, Hamimime (P2), et l'oued Yagoub (P3) par Amberlite IRA-67.

Concentration avant et après traitement		prélèvement (1) 11/12/2015	prélèvement (2) 15/02/2016
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	P1 Avant	5,21	3,14
	P1 Après	1,744	0,206
	P2 Avant	1,53	0,32
	P2 Après	0,9937	0,214
	P3 Avant	2,02	1,17
	P3 Après	0,472	0,224
	P4 Avant	3,81	2,22
	P4 Après	1,121	0,28
	P5 Avant	3,72	2,24
	P5 Après	1,081	0,610
	P6 Avant	3,2	2,28
	P6 Après	0,917	0,642
NO ₂ ⁻ (mg/L)	P1 Avant	2,08	0,97
	P1 Après	0,92	0,10
	P2 Avant	0,562	0,31
	P2 Après	0,3	0,13
	P3 Avant	0,84	0,895
	P3 Après	0,068	0,166
	P4 Avant	0,095	0,96
	P4 Après	0,083	0,175
	P5 Avant	2,1	0,83
	P5 Après	0,093	0,098
	P6 Avant	1,76	1,06
	P6 Après	0,61	0,412
NO ₃ ⁻ (mg/L)	P1 Avant	5	5
	P1 Après	1,52	1,48
	P2 Avant	5	5
	P2 Après	2,82	2,13
	P3 Avant	7	6
	P3 Après	1,80	1,89
	P4 Avant	6	6
	P4 Après	1,79	1,65
	P5 Avant	7	8
	P5 Après	1,71	1,95
	P6 Avant	6	7
	P6 Après	1,15	1,67

Tableau 24: Valeurs de différents paramètres avant et après traitement des eaux de l'oued Boumerzoug, Hamimime (P2), et l'oued Yagoub (P3) par Amberlite IRA-67 (suite).

Concentration avant et après traitement		prélèvement (1) 11/12/2015	prélèvement (2) 15/02/2016
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	P1 Avant	348	505
	P1 Après	280	229,43
	P2 Avant	134	478
	P2 Après	108	395
	P3 Avant	245	222
	P3 Après	135	86,75
	P4 Avant	331	475
	P4 Après	238	173,45
	P5 Avant	242	430
	P5 Après	233	283,12
	P6 Avant	301	405
	P6 Après	253	262,13
MES (mg/L)	P1 Avant	1600	900
	P1 Après	1400	800
	P2 Avant	600	500
	P2 Après	500	200
	P3 Avant	1000	700
	P3 Après	500	600
	P4 Avant	1500	1200
	P4 Après	1300	900
	P5 Avant	1400	1300
	P5 Après	1300	800
	P6 Avant	2000	1200
	P6 Après	1200	1100
CE µs/cm	P1 Avant	1637	1774
	P1 Après	1603	1780
	P2 Avant	722	540
	P2 Après	769	612
	P3 Avant	606	1125
	P3 Après	708	1156
	P4 Avant	1640	1532
	P4 Après	1640	1560
	P5 Avant	879	1770
	P5 Après	1253	1774
	P6 Avant	1493	1754
	P6 Après	1513	1763
pH	P1 Avant	7,99	7,33
	P1 Après	8,45	8,12
	P2 Avant	8,17	7,46
	P2 Après	8,29	8,15
	P3 Avant	8,21	7,48
	P3 Après	8,36	8,36
	P4 Avant	8,10	7,51
	P4 Après	8,49	8,11
	P5 Avant	7,96	7,52
	P5 Après	8,52	8,45
	P6 Avant	8,04	7,61
	P6 Après	8,66	7,88

IX.1 Phosphate

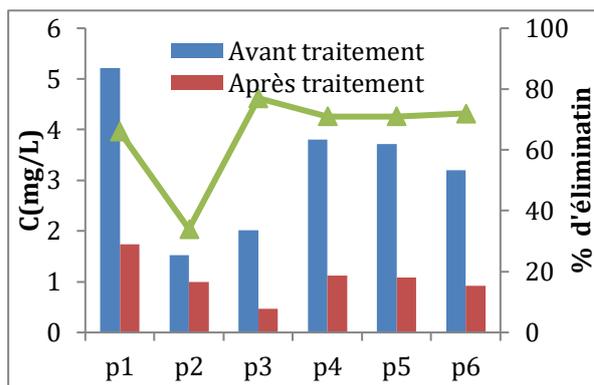


Figure 79: Valeurs de PO_4^{3-} avant et après traitement au mois de Janvier.

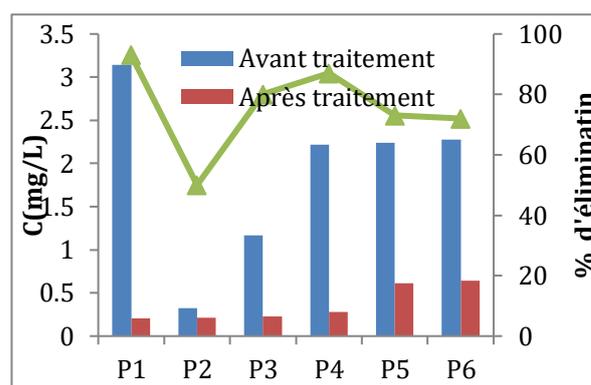


Figure 80: Valeurs de PO_4^{3-} avant et après traitement au mois de Février.

Selon les résultats obtenus, la teneur en phosphate des eaux des oueds de Boumerzoug et Hamimime est très élevée, dépassant la valeur admissible de 0,1 à 0,5 mg/L, qui traduit dans la grille de qualité des eaux de surface (S.E.Q) par une qualité très mauvaise et mauvaise. Après le traitement par la résine on remarque une diminution de la pollution entre 34-77% pendant le mois de Janvier et 50-93% pendant le mois de Février.

Après le traitement, on a observé que la qualité de l'eau déplace de la classe très mauvaise (>2 mg/L) et mauvaise (2 mg/L) vers la classe bonne (0,5-1 mg/l).

IX.2 Nitrite

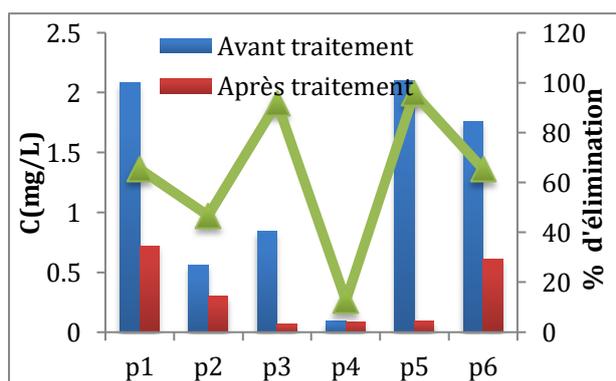


Figure 81: Valeurs de NO_2^- avant et après traitement au mois de Janvier.

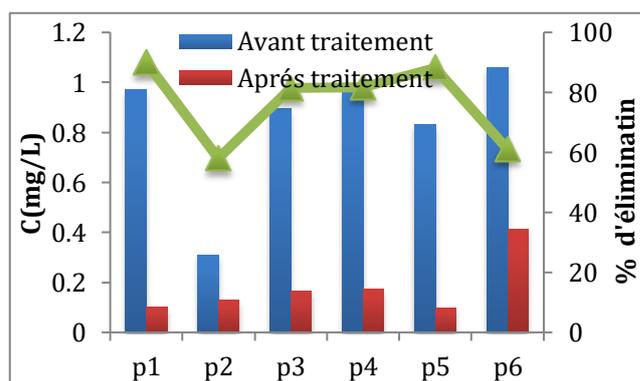


Figure 82: Valeurs de NO_2^- avant et après traitement au mois de Février.

La plupart des résultats obtenus indiquent une forte contamination en ions nitrites, la qualité des eaux tombe dans une classe bonne pour l'oued Hamimime et une classe mauvaise

et très mauvaise pour l'oued Boumerzoug durant le mois de Janvier et dans la classe passable pour oued Hamimime et mauvais et très mauvaise pour l'oued Boumerzoug durant le mois de Février. Après le traitement on observe une chute de concentration en nitrite dans les eaux des oueds avec un pourcentage d'élimination varie entre 12 à 95% pour le mois de Janvier et 58 à 90% pour le mois de Février. Une amélioration de la qualité a été remarquée après le processus de traitement avec un reclassement de la qualité de l'eau dans la classe très bonne et bonne pour l'oued Hamimime et dans la classe bonne et passable pour l'oued Boumerzoug aux mois de Janvier et Février respectivement.

IX.3 Nitrate

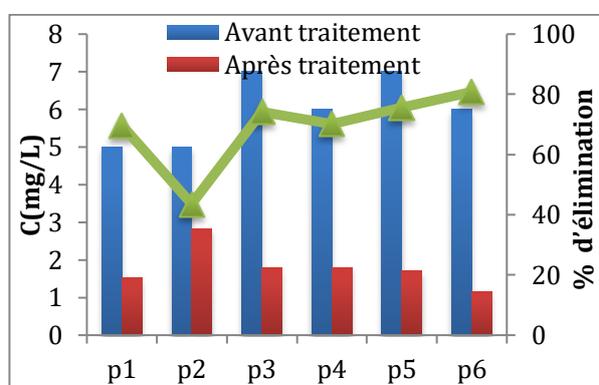


Figure 83: Valeurs de NO_3^- avant et après traitement au mois de Janvier.

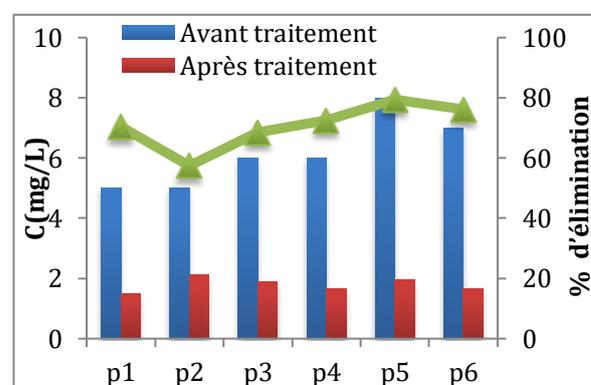


Figure 84: Valeurs de NO_3^- avant et après traitement au mois de Février.

Toutes les concentrations des nitrates mesurées ont été largement inférieures aux normes (50mg/L). Malgré ça, on remarque des diminutions notables en cet élément avec des pourcentages d'élimination varies entre 43-57% pour l'oued Hamimime et 81-79% pour l'oued Boumerzoug durant le mois de Janvier et Février respectivement.

IX.4 Sulfate et MES

Le pourcentage maximal d'élimination des sulfates varie entre 19-17% pour l'oued Hamimime et 45-55% pour l'oued Boumerzoug durant le mois de Janvier et Février respectivement. Après le traitement nous observons que toutes les concentrations respectent la norme Algérienne (400 mg/L) dans toutes les stations de prélèvement. Nous avons remarqué que la valeur des matières en suspension a diminué en Janvier et Février: le pourcentage d'élimination maximal pour l'oued Yagoub était de 50%, tandis que le pourcentage d'élimination maximal pour l'oued Hamimime était de 60%.

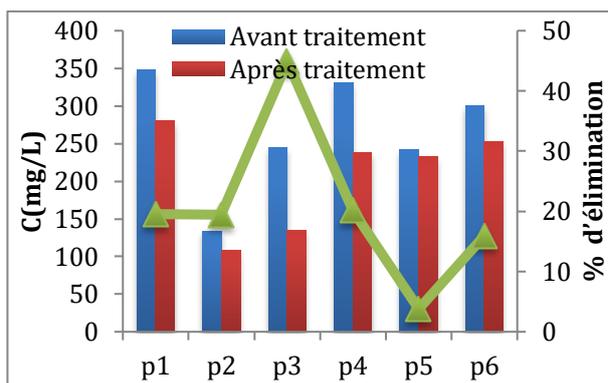


Figure 85: Valeurs de SO₄²⁻ avant et après traitement au moi de Janvier.

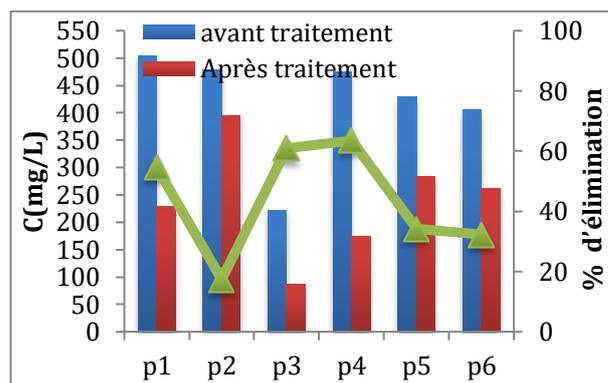


Figure 86: Valeurs de SO₄²⁻ avant et après traitement au mois de Février.

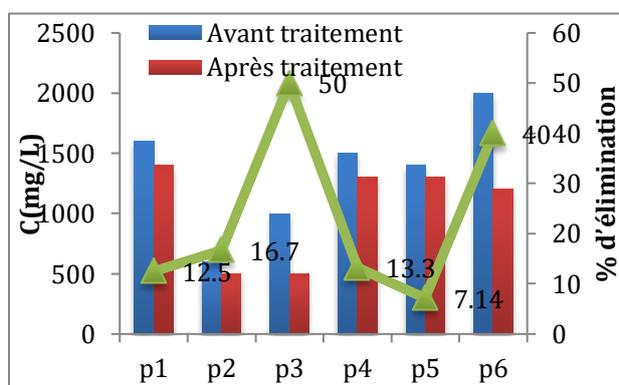


Figure 87: Valeurs de MES avant et après traitement au mois de Janvier.

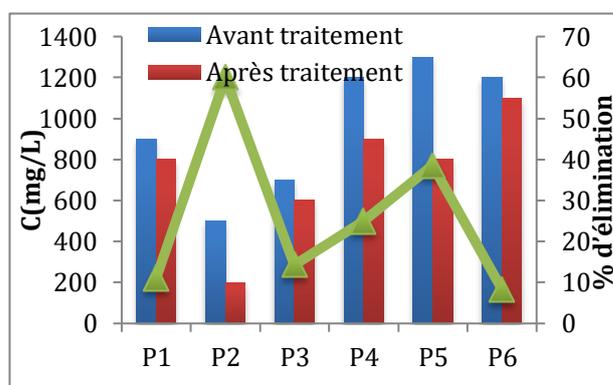


Figure 88: Valeurs de MES avant et après traitement au mois de Février.

IX.5 pH et conductivité électrique

Une augmentation de pH et de la conductivité électrique a été observée. Les valeurs de la conductivité électrique et de pH ont légèrement augmenté après le traitement, ce qui peut être attribué aux ions OH libérés pendant le processus d'échange d'ions.

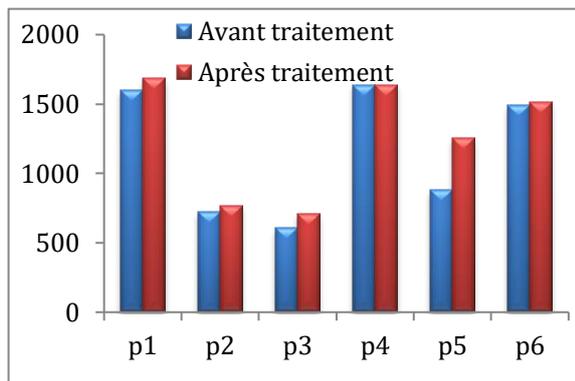


Figure 89: Valeurs de C.E avant et après traitement au mois de Janvier.

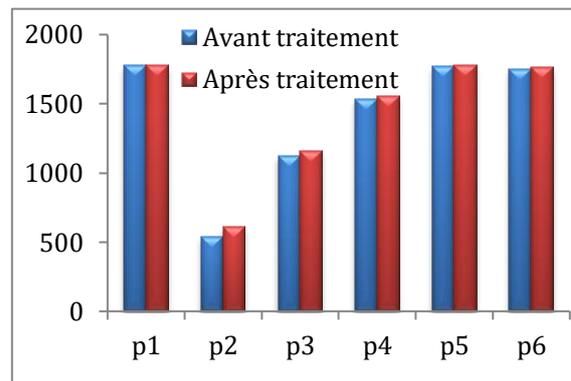


Figure 90: Valeurs de C.E avant et après traitement au mois de Février.

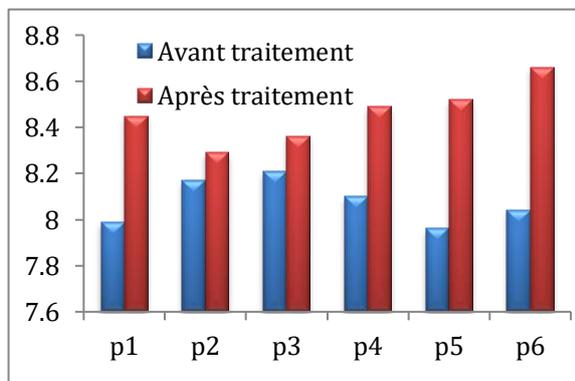


Figure 91: Valeurs de pH avant et après traitement au mois de Janvier.

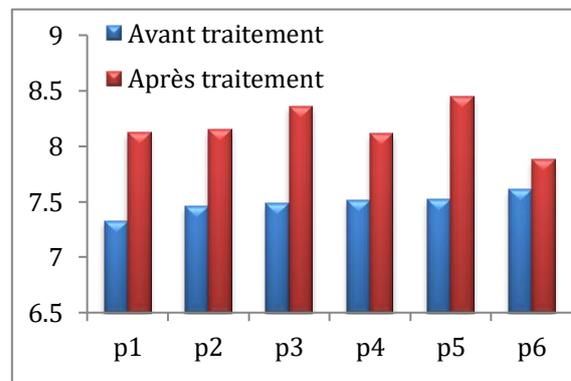


Figure 92: Valeurs de pH avant et après traitement au mois de Février.

CONCLUSION GENERALE
ET PERSPECTIVES

Conclusion générale et perspectives

L'évaluation de la qualité des oueds Boumerzoug et Hamimime montre que certains paramètres physicochimiques dépassent les normes internationales et algériennes telles que la DBO₅, la DCO, les phosphates, l'ammonium et les nitrites. Cela peut être attribué à l'application des engrais agricoles et le déversement direct des eaux usées non ou mal traitées. La présence de coliformes fécaux, coliformes totaux et germes aérobies indique que l'eau de ces oueds peut contenir des bactéries pathogènes constituant une menace majeure pour la santé publique. Cette étude a prouvé que les oueds Boumerzoug et Hamimime sont pollués et ne sont pas adaptés ni pour l'irrigation ni pour l'usage humain.

L'aménagement de l'oued Boumerzoug n'améliore pas la qualité de ce cours d'eau à cause de la destruction de l'écosystème et l'annulation du rôle d'autoépuration.

L'élimination des ions phosphates et nitrites par l'Amberlite IRA-67 a été étudiée. La cinétique d'adsorption de phosphate et nitrite est bien décrite par le modèle du pseudo-deuxième-ordre. Les résultats d'équilibre suivent le modèle de Freundlich avec une capacité d'absorption maximale de 120,63 mg/g pour l'adsorption de phosphate et une capacité d'absorption maximale de 16,23 mg/g pour l'adsorption de nitrite. Les essais d'adsorption donnent des résultats très satisfaisants concernant l'élimination de phosphate et de nitrite par la résine Amberlite IRA-67 avec une capacité d'adsorption relativement supérieure à celle des autres supports utilisés pour le même but. Les études thermodynamiques montrent que le processus d'adsorption est spontanée et exothermique (favorable aux basses températures)..

La résine Amberlite IRA-67 montre une grande efficacité de dépollution des eaux naturelles prélevées de l'oued Boumerzoug et Hamimime par la diminution de concentrations des phosphates, nitrites, nitrates, sulfates, et matière en suspension avec une faible augmentation du pH et la de conductivité électrique. Autrement dit, la résine IRA-67 peut être utilisée efficacement pour lutter contre l'eutrophisation en termes de réduction des phosphates, nitrates et nitrites.

L'eau est la source de la vie et pour le but de protéger la santé publique et préserver notre patrimoine hydrique représenté dans l'oued Boumerzoug et Hamimime, nous recommandons donc fortement les suggestions suivantes:

Conclusion générale et perspectives

- Avant de manger des fruits et légumes, ils doivent être nettoyés et désinfectés correctement.
- Effectuer une surveillance et une analyse régulières pour vérifier la qualité microbiologique, physique et chimique et prendre les mesures correctives appropriées en cas de contamination.
- les effluents industriels ou urbains devraient être dirigés vers un système d'égout principal.
- Afin de protéger nos eaux de surface, le niveau de pollution ne doit pas dépasser sa capacité d'auto-épuration, les eaux usées doivent être collectées et traitées avant d'être rejetées et les eaux traitées doivent être recyclées autant que possible.
- La réduction de la pollution par les engrais nécessite une agriculture verte le long des terres en bordure des rivières.
- Le public devrait être sensibilisé et informer de l'impact de la pollution de l'eau et les autorités Algériennes devraient veiller à l'application stricte des lois sur la protection de l'environnement.

REFERENCES

Références

1. Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. M.F. Hamoda. *Desalination*. 165 (2004) 31–41.
2. Water: the invisible problem Access to fresh water is considered to be a universal and free human right, but dwindling resources and a burgeoning population are increasing its economic value. E. Cominelli, M. Galbiati, C.Tonelli, C. Bowler. *EMBO Rep*. 10 (2009)671–676.
3. Module de thermodynamique chimique. Anouar Rich. Université Chouaib Doukkali. 2017.
4. The Water Cycle, Steve Graham, Claire Parkinson, and Mous Chahine Design by Robert Simmon. October 1, 2010. (<https://earthobservatory.nasa.gov/features/Water>), **date de consultation : 06/01/2018**.
5. Ministère de l'environnement, gestion de l'eau par bassin versant : concepts et applications, Québec, (2004) p 6.
6. Water quality assessments, a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring, deuxième édition. Deborah Chapman. 1992, 1996 UNESCO/WHO/UNEP ISBN 0 419 21590 5 (HB) 0 419 21600 6 (PB).
7. Mémoire de Magister, Mansouri Zina. les ressources en eau et gestion intégrée du bassin versant de l'oued bouhamdane (Nord-Est Algerien). Université de Badji Moktar-Annaba (UBMA). 2009.
8. Water resource problems in Algeria. K.Sutton, S. Zaimeche. *Méditerranée*, tome. 76(1992) 35-43.
9. Conseil national économique et social, commission de l'aménagement du territoire et de l'environnement. Avant-projet de rapport «L'eau en Algérie: le grand défi de demain». 2001.
10. Effect and control of water pollution a panacea to national development. M. Salihu, S. Abubakar A. Shawai, I.M. Shamsuddin. *International Journal of Environmental Chemistry*. 2(3) (2017) 43-47.
11. Water pollution with special reference to pesticide contamination in India. A. Agrawal, R.S. Pandey, B. Sharma. *Water Resource and Protection*. 2(2010) 432-448.
12. Mémoire de Master. Wisam Thamer Jabbar Al-Mayah. Effect of domestic sewage on water quality of Al-Gharraf River in Al Haay city. Université de Baghdad. 2013.
13. Environmental Effects of application of fertilizers and pesticides on water and soil in Ibadan, Nigeria. A.T. Morakinyo, O.B. Adebayo, O.T. Awogbuyi. *Journal of Emerging Trends in Engineering and Applied Sciences (JETEAS)*. 4(6) (2013) 773-777.
14. Industrial development, pollution and disease: The case of Swaziland. K.D. Dlamini, P.N Joubert. *Botswana Journal of African Studies*. (10)1 (1996).
15. Waste water pollution. P.S Maulin. *Journal of Applied Biotechnology and Bioengineering*. 3(2) (2017).
16. *The Praeger Handbook of Environmental Health*, Robert H. Friis. 2012.
17. Physical/Mechanical contamination of water. Y. Inamori, N. Fujimoto. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*.
18. Characteristics, qualities, pollutions and treatments: An overview. O.I. Ojo, F.A.O. Otieno, G.M. Ochieng. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*. 4(6) (2012) 162-170.

Références

19. Odour control versus potential pollution and risks. Y. Wang, Y. Zhang, L. Shi, J. Lin. *Austrian Contributions to Veterinary Epidemiology*. 9 (2017) 73-82.
20. Physical, chemical and bacterial analysis of drinking water. Kakua Chiefdom, BO district, Sierra Leone. Y.K. Kawa, J.P. Kaisam, J.P. Moiwo, V. Kabia. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*. 8(1) (2016) 11-23.
21. Chemical and microbiological parameters of Iyi Okai stream in Abiriba, Ohafia local government area, Abia state, Nigeria. S. Eze, Onyekwere, G. Chigbu, Chibuzo. *European Journal of Pure and Applied Chemistry*. 2 ((1) (2015) 8.
22. Water quality parameters. S.Tiwari. *International Journal of Engineering Science Invention Research and Development*. 1(9) (2015).
23. Studies on the potable water quality in certain districts of west Bengal and its effect on human health. P. Pal. *World Scientific News*. 64 (2017) 1-17.
24. Study of physical and chemical parameters of Oustouan river, North Lebanon. D. Bouaoun, R. Nabbout. *Journal of Coastal Zone Management*. (2016).
25. Assessment of physicochemical characteristics of Ganga canal water quality in Uttarakhand. G. Matta, S. Srivastava, R.R. Pandey, K.K. Saini. *Environment Development and Sustainability journal*. 19 (2017) 419-431.
26. Physico chemical parameters of textile dyeing effluent and its impacts with Casestudy. G. Elango, G. Rathika, S. Elango. *International Journal of Research in Chemistry and Environment*. 7 (1) (2017) 17-24.
27. Radionuclides in the Great Lakes Basin. B.A. Ahier, B.L. Tracy. *Radiation Protection Bureau, Health Canada, Ottawa, Ontario, Canada*.
28. Norway fury at UK nuclear waste flood. P. Brown. *The Guardian*. 1997.
29. Elevated levels of groundwater radioactivity in southwestern Vermont. H. Mango. *Proceedings of the Annual Denver Meeting, Denver, CO, USA, 7–10 (2004) 242–248*.
30. Nuclear accidents and radioactive contamination of foods. 2011.
31. Impact of heavy metals on environmental pollution. T.R. Rajeswari, N. Sailaja. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences*. 3 (2014)175.
32. Assessing the physico-chemical parameters of sediment ecosystem of Vasai Creek at Mumbai, India. P.U. Singare, M.P. Trivedi, R.M. Mishra. *Marine Science*. 1(1) (2011) 22-29.
33. Phosphorus pollution poses a major threat to the world's lakes. M. Carol. *Science / Clean Water*. 2016, **date de consultation : 14/03/2018**.
34. A study on chemical contamination of water due to household laundry detergents. G. Goel, S. Kaur. *Journal of Human Ecology*. 38(1) (2012) 65-69.
35. Effect of different concentrations of detergent on dissolved oxygen consumption in anabas testudineus. M. Emi, P.T Sunitha, L.T Philip. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*. 5(3) (2013) 01-03.
36. Heavy metal pollutants in wastewater effluents: sources, effects and remediation. O.B. Akpor, G.O. Ohiobor, T.D. Olaolu. *Advances in Bioscience and Bioengineering*. 2(4) (2014) 37-43.
37. Environmental assessment of heavy metal pollution and human health risk. M. A. Hassaan, A. El Nemr, F.F. Madkour. *American Journal of Water Science and Engineering*. 2(3) (2016)14-19.

Références

38. WHO (World Health Organization). 2006. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Volume 2: Wastewater use in Agriculture. Geneva.
39. Technologies to remove phosphorus from wastewater. Peter F. Strom. Université Rutgers-État du New Jersey. 2006.
40. Mémoire de Master. Olegsander Panasiuk. Phosphorus removal and recovery from wastewater using magnetite. Institut Royal de Technologie. Stockholm. 2010.
41. Biological phosphorus removal processes for wastewater treatment. A. Sathasivan. Water and Wastewater Treatment Technologies. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).
42. Phytoremediation of lead from wastewater using aquatic plants. D. Singh, A. Tiwari, R. Gupta. Journal of Agricultural Technology. 8(1) (2012) 1-11.
43. Possibilité d'élimination des polluants des eaux usées urbaines sous climat aride par filtre plante du *Cyperus Papyrus*. L. Mimeche, M. Debabeche, N. Seghairi, N. Benameur. Université Mohamed Khider-Biskra. Courrier du Savoir N°21. (2016) 61-66.
44. Influence du pH sur la libération du phosphore accumulé dans les boues de surface d'un filtre planté de roseaux recevant des eaux usées traitées avec du FeCl₃. B. Kim, M. Gautier, A. Buet, P. Michel, R. Gourdon. Déchets sciences et techniques. 65 (2013) 4-11.
45. Stations d'épuration à lits filtrants plantes de macrophytes. J.B. Poulet, A. Terfous, S. Dap, A. Ghenaim. Université Mohamed Khider-Biskra. Courrier du Savoir N°05. (2004) 103-106.
46. Dye and heavy metal removal from solution by Neem-a review. S. Aravind, S. Kamath. International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology. 4(6) (2015).
47. Adsorption technique for the removal of organic pollutants from water and wastewater. M.N. Rashed. Chapitre tiré du livre : Organic Pollutants-Monitoring, Risk and Treatment. ISBN 978-953-51-0948-8. 2013.
48. Adsorption characteristics of different adsorbents and Iron (III) salt for removing As(V) from water. J. Čurko, M. Matošić, V. Crnek, V. Stulić, I. Mijatović. Food Technol Biotechnol. 54(2) (2016) 250–255.
49. Activated carbon fibre adsorbent materials. N.M. Osmond. Adsorption Science and Technology. 18(6) 2000.
50. Comparative adsorption isotherms and modeling of methylene blue onto activated carbons. M. Belhachemi, F. Addoun. Journal of Water Science. 1 (2011) 111–117.
51. Batch sorption experiments: Langmuir and Freundlich Isotherm studies for the adsorption of textile metal ions onto Teff straw (*Eragrostis tef*) agricultural waste. M.B. Desta. Journal of Thermodynamics. (2013) 6.
52. General aspects of aqueous sorption process in fixed beds. M.A.S.D. Barros, P.A. Arroyo, E.A. Silva. Advances in Sustainable Energy and Environment Oriented Numerical Modeling. (2013).
53. Adsorption, kinetic, equilibrium and thermodynamic studies on the removal of basic dye Rhodamine-B from aqueous solution by the use of natural adsorbent Perlite. G. Vijayakumar, R. Tamilarasan, M. Dharmendirakumar. Journal of Materials and Environmental Science. 3 (1) (2012) 157-170.

Références

54. The adsorption of gases on plane surface of Glass, Mica and Platinum. I. Langmuir. *Journal of the American Chemical Society*. 40 (1916)1361–1403.
55. Can adsorption isotherms predict sediment bioavailability?. M.A.M. Lawrence, N.A. Davies, P.A. Edwards, M.G. Taylor, K. Simkiss. *Chemosphere*. 41 (2000) 1091-1100.
56. Thèse de Magister. Etude de l'adsorption des métaux Hg^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{3+} , Cr^{6+} sur charbon actif en grain. modélisation. Bouchelta Chafia. Université Badji Mokhtar-Annaba. 2003.
57. Über die adsorption in losungen (Adsorption in Solution). Freundlich, H.M.F. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*. 57 (1906) 385-490.
58. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. S. Lagergren. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar*. 24 (4) (1898) 1-39.
59. A comparison of chemisorption kinetic models applied to pollutant removal on various sorbents. Y.S. Ho, G. Mckay. *Process Safety and Environmental Protection*. 76 (1998) 332-340.
60. Critical review in adsorption kinetic models. H. Qiu, L. Lv, B. Pan, J. Zhang, W. Zhang, Q. Zhang. *Journal of Zhejiang University-Science A*. 10 (5) (2009)716-724.
61. Pseudo-Second Order Model For Sorption Processes. Y.S. Ho, G. Mckay. *Process Biochemistry*. 34(5) (1999) 451-465.
62. Mémoire de Magister. Derafa Garmia. Synthèse et caractérisation de montmorillonite modifiée : Application à l'adsorption des colorants cationiques. Université Ferhat Abbas-Setif-1. 2014.
63. Etude cinétique et thermodynamique de l'adsorption des colorants Red195 et Bleu de méthylène en milieu aqueux sur les cendres volantes et les mâchefers. A. Aarfane, A. Salhi, M. El Krati, S. Tahiri, M. Monkade, E.K. Lhadi, M. Bensitel. *Journal of Materials and Environmental Science*. 5 (6) (2014) 1927-1939.
64. Measurement and analysis of adsorption isotherms of CO_2 on activated carbon. V. Kumar Singh, E. AnilKumar. *Applied Thermal Engineering*. (2015).
65. Batch and column test analyses for hardness removal using natural and homoionic clinoptilolite: breakthrough experiments and modeling. L. Bibiano-Cruz, J. Garfias, J. Salas-Garcia, R. Martel, H. Llanos. *Sustainable Water Resources Management*. 2 (2016) 183–197.
66. Mémoire de Master. Mouedden Khadidja. Extraction liquide-solide de l'ion cadmium par la résine Lewatit TP 208. Université Aboubekr Belkaid- Tlemcen. 2014.
67. Mémoire de Doctorat. Aurélie Mabrouk. Caractérisation des résines échangeuses d'ions d'intérêt pour les réacteurs à eau sous pression : Application et validation d'un modèle dédié. L'école nationale supérieure des mines de Paris. 2012.
68. Mémoire de Doctorat. Francis Patrick Scanlan. Etude de la dégradation thermique en milieu aqueux d'une résine échangeuse d'ions du type cationique forte. Université de METZ. 1990.
69. Trends in weak base anion exchangers resins.C. Luca, C.D. Vlad, I. Bunia. *Revue Roumaine de Chimie*. 54(2) (2009)107–117.
70. Studies of the selective removal of microquantities of Platinum (IV) ions from model chloride solutions onto ion exchangers containing functional tertiary amine and

Références

- polyamine groups. Z. Hubicki, G. Wójcik. Adsorption Science and Technology. 22(8) 2004.
71. Mémoire de Doctorat. Wei Lu. Étude de l'échange d'ions modulé électriquement : Application du couplage échange d'ions-électrodialyse à la séparation de biomolécules. Institut National Polytechnique de Lorraine. 2010.
 72. Developing Solid Oral Dosage Forms (Second Edition), Chapter 7 - Polymer Properties and Characterization. J.Brady, T.Dürign P.I.Lee, J.-X.Li. Pharmaceutical Theory and Practice (2017)) 181-223.
 73. Handbook of Industrial Water Treatment, Chapter 08- Ion Exchange, Water Demineralization and Resin Testing.
 74. Mémoire de Magister. Paul Raiter. The regeneration of a weak acid cation exchanger with an aqueous solution of sulphur dioxide. Université du Witwatersrand. 1980.
 75. Pharmaceutical Ion Exchange Resins – A Review. A.Bilandi, A.K. Mishra. International Journal of Advanced Pharmaceutics. 4(02) (2014) 134-145.
 76. Ion Exchange Resins Fundamentals of Ion Exchange Tech Fact No. 45-D01462-en, Rev.
 77. Separation Methods in Organic Chemistry and Biochemistry. Frank J. Wolf. Academic press new york and london 1969.
 78. Just the facts: knowing strong base anion resin types. Carl J. Galletti. DEC 28, 2000. <https://www.wwdmag.com/just-facts-knowing-strong-base-anion-resin-types>, **date de consultation 25/02/2017**.
 79. Anion Exchange Resins as Effective Sorbents for Removal of Acid, Reactive, and Direct Dyes from Textile Wastewaters, Ion Exchange - Studies and Applications. M. Wawrzekiewicz, Zbigniew Hubicki. Ayben Kilislioglu, IntechOpen, (2015).
 80. Applications of Ion Exchange Resin in Oral Drug Delivery Systems. K.Harsha, D. Sukanya. International Journal of Drug Delivery Technology. (2017) 7(3) 127-136.
 81. Méthodes Instrumentales d'analyse Chimique et Applications: méthodes chromatographiques, électrophorèses et méthodes spectrales et méthodes thermiques. Gwenola Burgot, Jean-Louis Burgot, troisième édition. Lavoisier, Paris 2011.
 82. Mémoire de Master. Wisam Abdallah. Production and characterization of activated carbon from sulphonated styrene divinylbenzene copolymer. Université Technique du Moyen Orient-Turquie.2004.
 83. Role of weak acid cation resin in water treatment. D.K. Pingale. Ion Exchange (India) Ltd. 2005.
 84. Chromium (VI) removal from aqueous solutions by Purolite base anion exchange resins with gel structure. C.Balan, I. Volf, D. Bilba. Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly 19 (4) (2013) 615–628.
 85. In situ simultaneous synthesis of WC/graphitic carbon nanocomposite as a highly efficient catalyst support for DMFC. R. Wang, C. Tian, L. Wang, B. Wang, H. Fu. The Royal Society of Chemistry. (2009).
 86. The underground brackish waters in South Algeria: potential and viable resources. B. Bouchekima, D. Bechki, H. Bouguettaia, S. Boughali, M. T. Meftah. Congrès mondial de l'eau, Montpellier, France, 2008.
 87. Agence de bassin hydrographique, qualité des eaux superficielles dans le bassin hydrographique Constantine-Seybousse-Mellegue 1998-2003.

Références

88. Decret Exucutive N°34 Correspond 19 Juin 2011.
89. OMS (2011) Recommandations pour la qualité de l'eau potable, 4ème édition. Organisation mondiale de la santé. Genève.
90. EU (2011). The drinking water Directive (DWD). Council Directive 98/83/EC.
91. Water pollution: finding appropriate limits for particulate matter.
Source: Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. G.S. Bilotta, N.G Burnside, L. Cheek. Water Research. 46 (2012) 2324-2332.
92. Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) (United States Environmental Protection Agency).
93. Mémoire de Magister. Acherard Sabrina. Métropolisation et territoires préférentiels de la mondialisation en Algérie. Le cas de Constantine. Université des Freres Mentouri-Constantine. 2002.
94. Mémoire d'Ingénieur en Ecologie. Aidouci Amina, Benyahia Dallel. Evaluation des niveaux de contamination des eaux de l'oued Boumerzoug. Université des Frères Mentouri-Constantine. 2012.
95. Mémoire de Magister. Hioul Smain. Mutations fonctionnelles d'un village colonial dans la logique de la croissance urbaine de Constantine, Le Cas du Khroub. Université Mentouri-Constantine. 2014.
96. Villes et mairies de Wilaya de Constantine, <http://www.sante.dz/dsp-25/presentation.html>, **date de consultation : 22/07/2017.**
97. Mémoire de Master. Soumaoro Idrissa. Contribution à l'évaluation de la qualité physicochimique et la contamination métallique des eaux du bassin versant Kebir Rhumel. Université des Frères Mentouri-Constantine. 2015.
98. Mémoire de Magister. Saliha Belabbas. Inventaire et caractéristiques des accidents actifs (Impact Sur La Sismicité de La Région de Constantine). Université Ferhat Abbas-Sétif. 2012.
99. Mémoire de Doctorat. Leila Sahli. Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-a-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Université des Frères Mentouri-Constantine. 2012.
100. Hydrogéochimie, et variations spatio-temporelles de la qualité des eaux souterraines dans le bassin versant de boumerzoug-nord est algerie. O.Bouteraa, A. Mebarki, Z. Nouaceur, B. Laignel. Sciences and Technologie. (2018) (47) 31-41.
101. Mémoire de Magistère. Melghit Meriem. Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments eau/sédiments de l'oued Rhumel, et des barrages Hammam Grouz Et Beni Haroun. Université des Frères Mentouri-Constantine. 2012.
102. Situation du secteur hydraulique. Constat et Perspectives. K. Kherraz. Colloque Journées sur l'eau. 3-4 mai 1994. Constantine.
103. Evaluation de la qualité des eaux d'irrigation des oueds : Rhumel et Boumerzoug (Constantine). S. Bouaroudj, D.E. Kadem. Revue Scientifique et Technique. (2014).
104. Mémoire de Magistère. Redjal Omar. Vers un développement urbain durable. Phénomène de prolifération des déchets urbains et stratégie de prévention de l'écosystème- Exemple de Constantine. Université Université des Frères Mentouri -Constantine. 2005.
105. Electromagnetic Spectrum. The Gale Encyclopedia of Science. Encyclopedia.com. 2019.

Références

106. http://campus.cerimes.fr/odontologie/enseignement/chap5/site/html/4_41_1.html, **date de consultation: 21/03/2017.**
107. Modern Techniques in Chemistry: Infrared Spectroscopy Chemistry. Infrared Spectroscopy– An Introduction Page 93.
108. Principles and applications of Fourier Transform Infrared (FTIR). Walter M. Doyle. Technical Note AN–906 Rev. C.
109. Introduction to Fourier Transform Infrared Spectroscopy ThermoScientific. Thermo Fisher Scientific Inc. (2013).
110. Master de Génie et Gestion de l'Eau et l'Environnement. Module de Chimie Analytique. S. ZAYDOUN. Les Méthodes Spectroscopiques. Chapitre III.
111. Mémoire de Doctorat. Mounir Sahli. Synthèse, élaboration et caractérisation des nanocomposites à base de magnésium pour le stockage solide d'hydrogène. Université des Freres Mentouri de Constantine. 2015.
112. Mémoire de Doctorat. Malika Foudia. Contribution à l'étude du rôle de l'eau de structure dans le mécanisme de formation de α -PbO₂. Université Ferhat Abbas-Sétif. 2011.
113. Raman spectroscopy in nanotechnology applications. A.R.S. Kumar, L. Malleswara Rao, A.P.V. AppaRao, J. Rama Mohan, P Ramakrishna Rao, C. Sundar Singh, K. Ram Narayana. International Journal of Academic Research. 4 (6) (2017).
114. Microscopie électronique à balayage. Principe et équipement. Jacky Ruste. (2017).
115. Microscope Electronique A Balayage. Bouvot Simon. Institut national des sciences appliquées de Toulouse. 2011.
116. Mémoire de Doctorat. Sylvain Proffit. Etude de la répartition géochimique du cuivre dans les sols du vignoble champenois: Approche par modèles synthétiques de complexité croissante. Université de Reims Champagne-Ardenne. 2011.
117. Mémoire de Doctorat. Diane Elodie Djoumessi Lekeufack. Synthèse et fonctionnalisation des nanoparticules d'Or Pour des applications en optique: perspective en photocatalyse. Université Claude Bernard –Lyon. 2010.
118. Drinking water quality assessment and its effects on residents health in Wondo genet campus, Ethiopia. Y. Meride, B. Ayenew. Environmental Systems Research. 5(1) (2016) 2-7.
119. L'analyse de L'eau. J. Rodier. B. Legube, N. Merlet. 9^{ème} Edition. Dunod, Paris, 1579 (2009).
120. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. J. Murphy, JP. Riley. Analytica Chimica Acta. 27 (1962) 31-36.
121. Comparaison de deux méthodes spectrophotométriques de dosage de l'acide phosphorique. Application à des sols et des végétaux. Sylvie Milin. Le Cahier des Techniques de l'INRA 2012 (77) n° 3.
122. Vogel's Textbook of macro and semimicro qualitative inorganic analysis-5th edition (1979) pp 293-294.
123. Measuring manganese concentration using Spectrophotometry. Santa Monica College.
124. Mémoire de Master. Soror Wahiba Dekhil. Traitement des eaux usées urbaines par boues activées au niveau de la ville de Bordj Bou Arreridj en Algérie effectué par la station d'épuration des eaux usées ONA. Université Mohamed El Bachir Elibrahimi- Bordj Bou Arreridj. 2012.

Références

125. Caractérisation des eaux du bassin versant de la Soummam (Algérie). Étude et caractérisation physico-chimiques des eaux du Bassin versant de la Soummam (Algérie). Lotfi Mouni. Lazhar Belkhiri. ISBN-13: 978-3841631145. ISBN-10: 3841631142. Livre, Publisher: Presses Académiques Francophones. 2015.
126. Physicochemical characteristics and nutrient levels of the eastern black sea rivers. A. Alkan, S. Serdar, D. Fidan, U. Akbas, B. Zengin, M.B. Kiliç. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 13 (2013) 847-859.
127. W.H.O, global pollution and health results of related environmental monitoring. Global environment monitoring system, WHO (1987).
128. Effect of Physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh, India. N. Gupta, P. Pandey, J. Hussain. Water Science. 31(1) (2017) 11-23.
129. Mémoire de Doctorat. Emilie Prygiel. Impact des remises en suspension du sédiment liées au trafic fluvial en rivières canalisées sur l'état des masses d'eau. Application au bassin Artois-Picardie. Université Lille 1-France. 2013.
130. Behaviour of Suspended Particulate Matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the river Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. M. Baborowski, W. von Tümpling, jr., K. Friese. Hydrology and Earth System Sciences. 8(2) (2004) 135-150.
131. Water pollution: finding appropriate limits for particulate matter. Science for Environment Policy": European Commission DG Environment News Alert Service, edited by SCU, The University of the West of England, Bristol.
132. Seasonal Variations of dissolved inorganic nutrients transported to the Linjiang Bay of the Three Gorges Reservoir, China. G. Luo, F. Bu, X. Xu, J. Cao, W. Shu. Environmental Monitoring and Assessment. 173 (2011) 55-64.
133. A comparative study of the phosphate levels in some surface and ground water bodies of Swaziland. A.O. Fadiran, S.C. Dlamini, A. Mavuso. Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia. 22 (2008) 197-206.
134. Water quality of Bodo Creek in the lower Niger Delta Basin. Onwugbuta J. Onwugbuta-Enyi, N. Zabbey, E.S. Erundu. Advances in Environmental Biology. (2008). 2(3) 132-136.
135. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. M. Vega, R. Pardo, E. Barrado, L. Deban. Water Research. 32 (1998) 3581-3592.
136. Monitoring of nitrates and phosphates in wastewater: current technologies and further challenges. O. Korostynska, A. Mason, A. Al-Shamma'a. International Journal on Smart Sensing And Intelligent Systems. 5 (2012) 149-176.
137. Phosphate concentration and association as revealed by sequential extraction and microprobe analysis: the case of two Argentinean Reservoirs. L. Borgnino, C. Orona, M. Avena, M.A. Maine, A. Rodríguez, C.P. De Pauli. Water Resources Research. 42 (2006) 1-12.
138. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne. Sources, transfert et moyens de lutte. Etude bibliographique. Blandine Lemerrier. 2003.

Références

139. Phosphore et eutrophisation. Nemery Julien, Phosphore et eutrophisation, Encyclopédie de l'Environnement, (en ligne ISSN 2555-0950). 2018.
140. Anthropogenic contamination of water from Galda River - Alba County, Romania. M. Popa. G.A. Dumitrel. G. Mirel. D.V. Popa. Agriculture and Agricultural Science Procedia. 6 (2015) 446- 452.
141. Study of physicochemical and bacteriological quality of wastewater discharged into coastal waters from the city of El Jadida (Morocco) and proposed a system of treatment based on biode-nitrification. Y. Salama, M. Chennaoui, M. Mountadar, M. Rihani, O. Assobhei. Algerian Journal of Arid Environment. 6(1) (2016) 3-14.
142. Chemical analysis and the River Mura water quality. B.K. Galunder, M. Kolar. International Journal of Sanitary Engineering Research. 4 (2010).
143. Dietary intake and bio-activation of nitrite and nitrate in newborn infants. J.A. Jones, A.O. Hopper, G.G. Power², A.B. Blood. Pediatr Research. 77(0) (2015) 173–181.
144. Mémoire de Doctorat. Ayad Wissem. évaluation de la qualité physico-chimique bacteriologique des eaux souterraines : puits de la region d'El-Harrouch (Wilaya de Skikda). Université Badji Mokhtar – Annaba. 2016.
145. Mémoire de Doctorat. Jean-François Maguer. Absorption et régénération de l'azote dans les écosystèmes côtiers; relations avec le régime de mélange vertical des masses d'eaux; cas du domaine homogène peu profond de la manche occidentale. Université de Bretagne Occidentale. 1995.
146. Physicochemical water from the right Bank of Senegal River In Mauritania. K. Ould Med Fadel, H. Taouil, S. Elanza, M. Doubi, A. El Assyry, H. Hanafi, A. Amine, H. Houmani, S. Ibn Ahmed. Journal of Materials and Environmental Science. 8 (2017) 2956-2966.
147. Assessment of physico-chemical parameters of Tsaeda Agam river in Mekelle city, Tigray, Ethiopia. K. Mezgebe, A. Gebrekidan, A. Hadera, Y. Weldegebriel. Bulletin of The Chemical Society of Ethiopia. 29 (2015) 377-385.
148. Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment J.M. Jeroen Geurts, J.M. Sarneel, J.C. Bart Willers, G.M. Jan Roelofs, T.A. Jos Verhoeven, P.M. Leon Lamers . Environmental Pollution. 157 (2009) 2072–2081.
149. Sources and toxicity of hexavalent chromium. R. Saha, R. Nandi, B. Saha. Journal of Coordination Chemistry. 64 (10) (2011) 1782–1806.
150. Hexavalent chromium removal in contaminated water using reticulated Chitosan Micro/Nanoparticles From seafood processing wastes. J.B. Dima , C. Sequeiros , N.E. Zaritzky . Chemosphere. 141 (2015) 100–111.
151. Analysis of chromium and sulphate origins in construction recycled materials based on leaching test results. I. Del Rey, J. Ayuso, A.P. Galvín, J.R. Jiménez, M. López, M.L. García-Garrido. Waste Management Journal. 46 (2015) 278-286.
152. Adsorption of hexavalent chromium by activated carbon obtained from a waste lignocellulosic material (Ziziphus Jujuba Cores): Kinetic, equilibrium, and thermodynamic study. R. Labied, O. Benturki, A. Hamitouche. Adsorption Science and Technology. 36 (3-4) (2018) 1066–1099.

Références

153. Biodegradation of cyanide by a new isolated strain under alkaline conditions and optimization by Response Surface Methodology (RSM). S. Mirzadeh, S. Yaghmaei, Z. Ghobadi Nejad. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. (2014) 12.
154. Potential health impacts of hard water. P. Sengupta. *International Journal of Preventive Medicine*. 4(8) (2013) 866-75.
155. Water Hardness Removal by coconut shell activated carbon. C. Rolence, R.L. Machunda, K.N. Njau. *International Journal of Science, Technology and Society*. 2(5) (2014) 97-102.
156. Hardness in drinking-water background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organization 2011.
157. Library the study of zinc metal concentration by spectrophotometric method from Godavari river at Nanded, Maharashtra. A. Sayyed Juned, B. Bhosle Arjun. *Der Chemica Sinica*. 1 (2) (2010) 104-109.
158. Limnological study of water quality parameters of Dal Lake, India. Sharma, J.N., Kanakiya, R.S, Singh, S.K. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 4(2015).
159. Understanding dissolved oxygen in streams. Rj. Hunt, IH. Christiansen. *Dissolved Oxygen Information Kit*. ISBN - 1 876679 13 1. (2000).
160. Une ressource indispensable: l'eau. Quelques documents complémentaires. Joseph Segarra.
161. Study of physicochemical and microbiological quality of Oued Bouskoura: Peri-Urbain of Casablanca, Morocco. J. Mounjid, N. Cohen, S. Fadlaoui, S. Oubraim. *International Research Journal of Environmental Sciences*. 3(5) 60-66 (2014).
162. What you need to know about manganese in private well water. Environmental and Occupational Health Assessment Program (860) 509-7740 (2015).
163. Manganese in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization 2011.
164. Estimation of pollution load of domestic sewage to oued Bechar (SW Algeria) and its impact on the microbiological quality of groundwater. A. Badri, A. Maazouzi, A. Kabour, A. Makhoulfi, B. Zahraoui *Procedia Engineering*. 33(2012) 261– 267.
165. Evaluation of water quality in open channels flowing through Beni-Mellal city (Morocco). A. Barakat, M. El Baghdadi, R. Meddah, J. Rais, S. Nadem, M. Afdali. *Journal of Water and Land Development*. 19 (2013) 3–11.
166. Seasonal and temporal variations in physico-chemical and bacteriological characteristics of river Ganga in Varanasi. A. Mishra, B.D. Tripathi. *International Journal of Environmental Research*. 3(3) (2009) 395-402.
167. Mémoire de Master. Aouane Meriem, Bradai Hanane. Analyse bactériologique de lixiviat issu du centre d'enfouissement technique de corso avant et après traitement par osmose inverse (OI). Université M'hamed Bougara-Boumerdès. 2016.
168. Nontyphoid Salmonella infection: microbiology, clinical features, and antimicrobial therapy. H.M. Chen, Y. Wang, L.H. Su, C.H. Chiu. *Pediatrics and Neonatology*. 54 (2013) 147-152.
169. Calibrage d'Oued Rhumel. Oussama Nabil Boulghobra.
170. Policy recommendations to enhance effectiveness of river restoration. Margaret A. Palmer, J. David Allan. *National Academy of Science*. 22(2006) 40-48.

Références

171. Simultaneous removal of ammonium and phosphate by zeolite synthesized from coal fly ash as influenced by acid treatment. B. Zhang, D. Wu, C. Wang, S.B. He, Z.J. Zhang, H. Kong. *Journal of Environmental Sciences*. 19 (5) (2007) 540-545.
172. Journal officiel de la République Algérienne N° 26, 23 Avril 2006 24 Rabie El Aouel 1427.
173. Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters, D. Mulkerrins, A.D.W. Dobson, E. Colleran. *Environment International*. 30 (2) (2004) 249-259.
174. Phosphorus removal in low alkalinity secondary effluent using alum. R.J. Banu, K.U. Do, I.T. Yeom. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 5 (1) (2007) 93-98.
175. Kinetic modelling of the adsorption of nitrates by ion exchange resin. M. Chabani, A. Amrane, A. Bensmaili. *Chemical Engineering Journal*. 125 (2) (2006) 111-117.
176. Phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using Aluminium electrodes. S. Asmaa, N. Ehssan, M. Ashraf, H. Mohamed. *Journal of Environmental Engineering and Science*. 1 (5) (2014) 90-98.
177. Link between Aluminum and the pathogenesis of Alzheimer's Disease: The Integration of the Aluminum and amyloid cascade hypotheses. M. Kawahara, M. Kato-Negishi. *International Journal of Alzheimer's Disease*. 2011 (2011) 17.
178. Underground water contamination with nitrites, nitrates and ammonium-short review. A. Panduru-Balint, G. Carciu, D. Olaru, M. Patrascoiu, *Journal Of Horticulture, Forestry And Biotechnology*. 2012, 16 (2), 173-175.
179. Reexamining the risks of drinking-water nitrates on public health. A.M. Richard, J.H. Diaz, A.D. Kaye. *Ochsner Journal*. 14(3) (2014) 392–398.
180. World Health Organization guidelines for drinking-water quality. 3rd edition incorporating 1st and 2nd addenda, Vol.1, Recommendations., Volume 1, Geneva ISBN 978 92 4 154761 1. (2008).
181. Adsorption equilibria of formic acid by weakly basic adsorbent Amberlite IRA-67: Equilibrium, kinetics, thermodynamic. H. Uslu. *Chemical Engineering Journal*. 155 (2009), 320–325.
182. Potential of Amberlite IRA 67 resin for deacidification of organic acids in noni juice. H. Haslaniza, W.A. Wan Yaacob, Z. Saifulirwan, M.Y. Maskat. *Der Pharma Chemica*. 7(12) (2015) 62-69.
183. Mémoire de Magister. Benamraoui Faouzia. Elimination des colorants cationiques par des charbons actifs synthétisés à partir des résidus de l'agriculture. Université Ferhat Abbas-Setif. 2014.
184. Determination of the point of zero charge for electrocoagulation precipitates from an Iron anode. A.M. Cardenas-Peña, J.G. Ibanez, R. Vasquez-Medrano. *International Journal of Electrochemical Science*. 7 (2012) 6142 – 6153.
185. Étude cinétique et thermodynamique de l'adsorption d'un colorant basique sur la sciure de bois. K. Belaid, S. Kacha. *Revue des sciences de l'eau*. 24(2) (2011) 131–144.
186. Phosphate removal by anion binding on functionalized nanoporous sorbents. W. Chouyyok, R.J. Wiacek, K. Pattamakomsan, T. Sangvanich, R.M. Grudzien, G.E. Fryxell, W. Yantasee. *Environmental Science and Technology*. 44(8) (2010) 3073–3078.

Références

187. Removal of Thiocyanate from aqueous solutions by ion exchange. N. Dizge, E. Demirbas, M. Koby. *Journal of Hazardous Materials*. 166 (2-3) (2009) 1367-1376.
188. Theoretical models of sorption kinetics including a surface reaction mechanism: A review. W. Plazinski, W. Rudzinski, A. Plazinska. *Advances in Colloid and Interface Science*. 152 (2009) 2–13.
189. Adsorptive removal of tartrazine and methylene blue from wastewater using melamine-formaldehydetartaric acid resin (and a discussion about pseudo second order model). A. Baraka. *Desalination and Water Treatment*. 44 (2012) 128–141.
190. Effect of contact time on adsorption of nitrates and phosphates. A. Shende, J.S. Main. *International Journal of Advanced Technology in Engineering and Science*. 02 (07) (2014) 2348-7550.
191. Removal of phosphorus by ion-exchange resins: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. Mansur Z., Mohammad M.S., Mohammad N.S., Abdeltif A., Saied B., Hamid R.G. *Environmental Engineering and Management Journal*. 13 (4) (2014) 891-903.
192. Adsorption of phosphate ions onto low cost Aleppo pine adsorbent. B. Salah, A. Moussa. *Desalination*. 275 (1) (2011) 231-236.
193. Kinetic and thermodynamic studies on the phosphate adsorption removal by Dolomite mineral. Y. Xiaoli, X. Wentang, A. Juan, Y. Jianguo, Z. Xuejiao, Y. Wenqiang. *Journal of Chemistry*. 2015 (2015) 8.
194. Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using activated carbon loaded with Fe (III) Oxide. Z.L. Shi, F.M. Liu, S.H. YAO. *New Carbon Materials*. 26 (4) (2011) 299-306.
195. Phosphate sorption onto Fly Ash and Lime Adsorbents. M.Z. Bongumusa, T. Roman. *Advanced Research in Scientific Areas*. 12 (2013) 2-6.
196. Thèse de Magister. Nitrate and nitrite ion removal from aqueous solutions by activated carbon prepared from Olive Stones. Hiba Nassar Izat Nassar. Université Nationale An-Najah-Naplouse. 2012.
197. A kinetic study of nitrite adsorption onto Sepiolite and Powdered Activated Carbon. N. Öztürk, T.E. Köse. *Desalination*. 223 (2008) 174- 179.
198. Adsorption Kinetics for the removal of nitrite ions from aqueous solutions by an ion-exchange resin. K. Mehmet, D. Erhan, Y. Serkan, B. Ruhtan. *Adsorption Science and Technology*. 24 (2006) 131-147.
199. Removal of nitrite ions from aqueous solutions using conducting electroactive polymers. R. Ansari, N. Khoshbakht Fahim, A. Fallah Delavar. *The Open Process Chemistry Journal*. 2 (2009) 1-5.

RESUME

Cette étude a pour objectif d'évaluer la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des oueds utilisées pour l'irrigation (Oued Boumerzoug et Oued Hamimime de la Wilaya de Constantine, Algérie). Des niveaux élevés de phosphate, de nitrite, d'ammonium, de DBO₅ et de DCO ont été enregistrés à des valeurs moyennes dépassant les niveaux recommandés. Les résultats des paramètres microbiologiques montrent la présence des coliformes Totaux, coliformes Fécaux et des germes aérobies qui indiquent un risque de contamination biologique. Une résine échangeuse d'ions Amberlite IRA-67 a été testée pour l'élimination des phosphates et nitrites par des expériences d'adsorption en batch. L'effet de différents paramètres comme la masse de résine, le temps de contact, la concentration initiale, le pH et la température a été étudié. Les résultats d'adsorption des nitrites et des phosphates suivent l'isotherme de Freundlich et le modèle cinétique pseudo-deuxième-ordre. Les paramètres thermodynamiques révèlent que le processus est spontané et exothermique.

Mots-clés: Adsorption, nitrite, phosphate, Amberlite IRA-67, Freundlich, Langmuir, qualité de l'eau.

ABSTRACT

This study was aimed to evaluate the physicochemical and bacteriological Water quality of Oueds used for irrigation (Oued Boumerzoug and Oued Hamimime of the Wilaya of Constantine, Algeria). High levels of phosphate, nitrite, ammonium, BOD₅ and COD were recorded at mean values above recommended levels. The results of microbiological parameters show the presence of total coliforms, fecal coliforms and aerobic germs that indicate a risk of biological contamination. An Amberlite IRA-67 anion exchange resin has been tested for the removal of phosphates and nitrites by batch adsorption experiments. The effect of different parameters such as resin mass, contact time, initial concentration, pH and temperature was studied. Nitrite and phosphate's adsorption results follow the Freundlich and the pseudo-second-order kinetic model. The thermodynamic parameters reveal that the process is spontaneous and exothermic.

Keywords: Adsorption, nitrite, phosphate, Amberlite IRA-67, Freundlich, Langmuir, water quality.

ملخص

هدفت هذه الدراسة إلى تقييم نوعية المياه الفيزيائية والجرثومية في مياه الاودية المستخدمة في الري (وادي بومرزوغ ووادي حميم لولاية قسنطينة ، الجزائر). سجلت مستويات عالية من الفوسفات،النترت،الأمونيوم ، DBO_5 ، و DCO بقيم المتوسطة تفوق المستويات الموصى بها. تظهر النتائج الميكروبيولوجية وجود القولونيات الكلية ، والبكتريا القولونية البرازية والجراثيم الهوائية التي تشير إلى خطر التلوث البيولوجي. وقد تم اختبار راتنج Amberlite IRA-67 لإزالة الفوسفات والنترات من خلال تجارب الامتزاز. تمت دراسة تأثير العوامل المختلفة مثل كتلة الراتنج ، وقت الاتصال، التركيز الأولي ، درجة الحموضة pH ودرجة الحرارة. تتبع نتائج الامتزاز النترت والفوسفات نموذج Freundlich و نموذج حركية شبه المرتبة الثانية. توضح المعلمات الديناميكية الحرارية أن العملية تلقائية وطاردة للحرارة. الكلمات المفتاحية:: الامتزاز ، النترت ، الفوسفات ، $Amberlite IRA-67$ ، Freundlich ، Langmuir ، ونوعية المياه.