

N° d'ordre 3349

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : ERNEDD

Structure de Recherche : LGEE

Discipline : Géologie

Spécialité : Eau et environnement

Présentée et soutenue le 09/10/2020 par :

Meryem TOUZANI

**Impact de décharge d'Oum Azza sur les ressources en eaux souterraines du secteur
Oum Azza-Ain ELAouda (RABAT-MAROC) : Approche biogéochimique
géophysique et modélisation**

JURY

Saida NIAZI	PES, Université Mohamed V-RABAT-, faculté des sciences	Président
Laurent BARBIERO	PH, Laboratoire GET - Géosciences Environnement Toulouse, FRANCE	Rapporteur / Examineur
Tarik BAHAJ	PH, Université Mohamed V-RABAT-, faculté des sciences	Rapporteur/ Examineur
Moad MORARECH	PH, Université Abdelmalek Essaadi, Faculté des Sciences de TETOUAN	Rapporteur/ Examineur
Jamila OUARDI	PH, Centre Régional des Métiers de l'Éducation et de la Formation -CASABLANCA-	Examinatrice
Mohamed SAADI	Université Mohamed V-RABAT-, faculté des sciences	Examineur
Sarah TWEED	PH, IRD, SupAgro, Montpellier, FRANCE	Invitée
Marc LEBLANC	Directeur adjoint et chef département laboratoire EMMAH d'Avignon, FRANCE	Invité
Vincent VALLES	PES, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse Faculté des Sciences, FRANCE	Co-directeur de Thèse
Ilias KACIMI	PES, Université Mohamed V-RABAT-, faculté des sciences	Directeur de Thèse

Année Universitaire : 2020-2021

DÉDICACES

Du fond de mon cœur, je dédie ce travail à tous ceux qui me sont très

Chers,

A mes chers PARENTS, que ce travail soit l'expression de ma reconnaissance pour vos sacrifices consenties, votre soutien moral et matériel. Vous avez tous fait pour mon bonheur et ma réussite.

A ma sœur et MON FRERE, pour leur aide, ses encouragements et leur présence.

A MON MARI, TU es et tu seras toujours ma source d'encouragement, d'affection, de support et de confiance.

A ma famille et toute personne qui a contribué de loin ou de près pour que je puisse atteindre mes objectifs.

Je vous dédie ce modeste travail. Merci

AVANT-PROPOS

Avant de présenter les résultats de ce travail, je tiens à exprimer ma reconnaissance à tous ceux et celles qui l'ont rendu possible, par leur collaboration scientifique et technique, leur encouragement et leur soutien.

Ce travail a été effectué au Laboratoire de Géosciences, Eau et Environnement (LGEE) au département de Géologie à la faculté des sciences de Rabat, sous la direction de Monsieur Ilias KACIMI du professeur d'enseignement supérieur ; et la codirection de Monsieur Vincent VALLES Professeur d'enseignement supérieur à l'Université d'Avignon et des pays du Vaucluse.

Mes vifs remerciements s'adressent avant tout à Monsieur Ilias KACIMI professeur d'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat et chef département géologie, pour sa grande disponibilité dans la direction de cette thèse Pendant toutes ces années, il m'a fait confiance et il m'a laissé la liberté de choisir mes orientations scientifiques. Il a éclairé ce travail de ses conseils judicieux, il m'a prodigué ses encouragements tout au long de la thèse et il a su me faire partager ses nombreuses connaissances, sa vision toujours claire et synthétique.

Ma profonde reconnaissance s'adresse aussi à Monsieur Vincent VALLES, Professeur d'enseignement supérieur à l'Université d'Avignon et des pays du Vaucluse ; je lui serai toujours redevable pour les connaissances en géochimie qu'il m'a transmises , il a été un professeur et un conseiller précieux depuis les investigations sur le terrain jusqu'à la phase finale de la rédaction de ce mémoire , je le garde en référence pour le souci de toujours approfondir l'analyse des processus , de tester la cohérence des phénomènes par une approche multidisciplinaire et à plusieurs échelles , Merci Professeur Vincent pour ta confiance , ta considération et surtout pour ton amitié qui m'est très chère.

Mes vifs remerciements à Madame Saida NIAZI, Professeur d'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat pour son assistance, je la remercie également d'avoir accepté de présider ce jury.

Mes vifs remerciements à Monsieur Laurent BARBIERO, professeur habilité au Laboratoire Géosciences Environnement Toulouse, FRANCE ses encouragements et l'intérêt qu'il a porté à ce travail et d'avoir accepté d'être rapporteur et examinateur de ce travail.

Mes vifs remerciements à Monsieur Tarik BAHAJ, Professeur habilité à la Faculté des Sciences de Rabat et hydro géochimiste pour ses encouragements et l'intérêt qu'il a porté à ce travail et d'avoir accepté d'être rapporteur et examinateur de ce travail.

Je remercie Monsieur Moad MORARECH, Professeur habilité à l'université Abdelmalek ESSADI Faculté des Sciences de Tétouan pour son assistance, d'avoir accepté d'être rapporteur et examinateur de ce travail.

Mes remerciements à Monsieur Professeur Mohamed SAADI Mohamed Professeur habilité à la faculté des sciences de rabat pour son assistance, et je le remercie également d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Mes sincères remerciements à Madame Jamila OUARDI Professeur habilité d'avoir accepté d'examiner ce travail. Pour son soutien moral, sa gentillesse et sympathie, et qu'elle a été toujours là quand j'avais besoin d'elle.

Je remercie également Mme Sarah TWEED Professeur habilité au sein de IRD, Sup Agro, Montpellier, France et Monsieur Marc LEBLANC Directeur adjoint et chef département laboratoire EMMAH d'Avignon, France d'avoir accepté d'assisté à ma soutenance.

Mes remerciements s'adressent à Monsieur Abdesamad EL ADRAOUI, Professeur d'enseignement supérieur à la Faculté des Sciences Rabat, il m'a fait bénéficiaire de toute sa compétence en géologie structurale.

Ma profonde reconnaissance s'adresse à monsieur Aziz BOUGADRA, docteur hydrogéologue et directeur water management consulting à Marrakech qui a accepté avec amabilité de m'accorder des stages au sein de leurs établissements WAMAN CONSULTING. C'est grâce à ces stages que j'ai eu mes premières connaissances en hydrogéologie et les technologies de l'espace, Qu'il veuille agréer l'expression de mon respect et ma gratitude.

Au terme de ce parcours, je remercie enfin celles et ceux qui me sont chers et que j'ai quelque peu délaissés ces derniers mois pour achever cette thèse. Leurs attentions et encouragements m'ont accompagnée tout au long de ces années. Je suis redevable à mes parents, pour leur soutien moral et matériel et leur confiance indéfectible dans mes choix.

Enfin, je remercie mon cher époux pour son soutien quotidien indéfectible et son enthousiasme contagieux à l'égard de mes travaux comme de la vie en général. Notre couple a grandi en même temps que mon projet scientifique, le premier servant de socle solide à l'épanouissement du second.

RÉSUMÉ

La décharge d'Oum Azza est située dans la zone de l'aquifère peu profond d'Akrach région d'Oum azza (15 km au sud de Rabat) au Maroc, a été étudiée afin de caractériser la qualité des eaux souterraines autour de la décharge, de délimiter la zone contaminée et de déterminer les facteurs favorisant la contamination des eaux souterraines. Entre la rivière Akrach à l'ouest et le barrage Sidi Mohamed Ben Abdellah à l'est. Pour évaluer la pollution des eaux souterraines par cette décharge, une surveillance piézométrique et des analyses hydrochimiques ont été effectuées sur 22 puits. Les résultats mettent en évidence une dégradation importante de la qualité des eaux souterraines, en particulier dans les parties situées à proximité immédiate en aval de la décharge. Dans les zones touchées, la conductivité électrique était supérieure à $1100 \mu\text{S cm}^{-1}$, les bicarbonates supérieurs à 508 mg l^{-1} , les teneurs en chlorures, sulfates et nitrates supérieures à 850, 200 et 1 mg l^{-1} , respectivement. De plus, nous avons trouvé des teneurs élevées en cadmium ($50 - 100 \mu\text{g l}^{-1}$) et en chrome ($40 - 230 \mu\text{g l}^{-1}$), soit bien plus que les recommandations de l'OMS pour l'eau de boisson ou d'eau d'irrigation. L'étude du fonctionnement de cette décharge a fait appel à différentes approches : caractérisation du milieu, en particulier de sa géologie, du réseau hydrologique et des sols, étude des transferts de soluté, étude des processus redox affectant les solutés. Une modélisation hydrogéologique confirme l'ensemble des interprétations obtenues sur les différents résultats. L'étude des eaux et des lixiviats met en évidence des processus redox extrêmement intenses avec des processus de sulfato-réduction très marquées y compris au niveau des nappes en aval de la décharge. Les mesures de potentiel spontané, effectuées dans des conditions très difficiles avec des sols résistifs, ont permis de confirmer le sens d'écoulement du panache de pollution.

Mots-clefs : Décharge ;Oum Azza ; Pollution ;lixiviats ;Eau souterraine ; Potentiel spontané ; Redox.

ABSTRACT

A 110-ha dump, located in the Akrach shallow aquifer area in Morocco, was studied in order to characterize the quality of groundwater around the landfill, to delineate the contaminated area and to determine the factors favouring the contamination of groundwater. This dump is located in the city of Oum Azza (15 km south from Rabat), Between the Akrach River in the west and the Sidi Mohamed Ben Abdellah Dam in the east. To assess groundwater pollution from this landfill, piezometric monitoring and Hydrochemical analyses were conducted on 22 wells. The results highlight a significant degradation in the groundwater quality, especially in the parts located in the direct vicinity downstream the dump. In the impacted areas, electrical conductivity was above $1100 \mu\text{S cm}^{-1}$, bicarbonates were higher than 508 mg l^{-1} , chlorides, sulphate, and nitrates contents were higher than 850, 200 and 1 mg l^{-1} , respectively. In addition, we found high cadmium ($50\text{-}100 \mu\text{g l}^{-1}$) and chromium ($40\text{-}230 \mu\text{g l}^{-1}$) contents, i.e. much higher than the WHO guidelines for drinking or irrigation water. A principal component analysis conducted on this dataset highlights the absence of a prevalent principal component (PC), with the variance distributed across many PCs. The mechanisms responsible for the chemical variance of the hydro system are therefore numerous and fairly balanced in terms of influence. Finally, a hierarchical classification brings out three groups of observations, each group corresponding to a level of pollution.

Key Word: Dump; Oum Azza; Pollution; acid leachate; groundwater; SP; Redox.

TABLE DES MATIÈRES

<i>Dédicaces</i>	1
<i>AVANT-PROPOS</i>	2
<i>Résumé</i>	4
<i>Abstract</i>	5
<i>Table des matières</i>	6
<i>Liste des figures</i>	9
<i>Liste des tableaux</i>	11
<i>Liste des abréviations</i>	12
<i>I.1 CONTEXTE GENERAL DU SECTEUR DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES AU MAROC</i>	5
I.1.1 Problématique de la gestion des dma au maroc.....	5
I.1.2 Situation actuelle en chiffre de la gestion des DMA au maroc	6
I.1.3 Impacts de la problématique.....	8
I.1.4 Causes de la problématique	8
<i>I.2 CADRES JURIDIQUE ET INSTITUTIONNEL RÉGISSANT LE SECTEUR DES DMA AU MAROC</i>	9
I.2.1 Cadre Juridique.....	10
I.2.2 Les textes et les projets de textes d'application de la loi	10
<i>I.3 CONCLUSION:</i>	12
<i>II.1 Les déchets ménagers urbaines</i>	14
II.1.1 Définition :	14
II.1.2 Typologies des déchets :	14
II.1.3 Modes de traitement des déchets urbains :	15
<i>II.2 Installations de stockage des dechets:</i>	17
II.2.1 Implantation du site de la décharge :	19
II.2.2 De la collecte au traitement :	21
<i>II.3 Evolution des DMA dans le centres d'enfouissement:</i>	21
II.3.1 Les phases de la dégradation :	21
II.3.2 Les facteurs d'influence de la methagène :	24
II.3.3 Sous-produits de dégradation des DM	28
II.3.4 Genèse des lixiviats :	28
II.3.4.1 Processus de formation des lixiviats :	30
II.3.5 Type de lixiviats des décharges et leurs compositions :	32
II.3.6 Le traitement des lixiviats :	34
<i>III.1 .SYNTHESE GEOGRAPHIQUE :</i>	39
III.1.1 Situation géographique:	39
III.1.2 Géomorphologie et zonation des unités fonctionnelles dans la zone d'études.	40
III.1.3 Sol et végétation :	43
III.1.4 Distribution spatiale des formation des formation superficielles.....	44
III.1.4.1 Les formations du secteur Amont	44
<i>III.2 SYNTHÈSE GÉOLOGIQUE :</i>	47
III.2.1 Lithostratigraphie :	49
<i>eIII.3 CONTEXTE STRUCTURAL :</i>	51
III.3.1 Etude de la fracturation.....	59
<i>III.4 CADRE HYDROCLIMATOLOGIQUE :</i>	66
III.4.1 Climat.....	69
III.4.2 Hydrologie	69

III.5 HYDROGÉOLOGIQUE	71
III.5.1 Réservoir des schistes primaires	71
III.5.2 Le réservoir Mio-Pliocène	72
III.5.3 Extension du système aquifère Mio-Pliocène.....	75
III.5.4 Piézométrie et organisation des écoulements.....	76
III.5.5 Limites verticales et puissance.....	77
III.5.6 Productivité de l'aquifère Mio-Pliocène.....	79
III.5.7 Paramètres hydrodynamiques	81
III.5.8 Recharge de la nappe	82
IV.1 INTRODUCTION	86
IV.2 PROTOCOLE ET MATERIEL DE MESURE :.....	86
IV.2.1 Tomographie de résistivité électrique :.....	86
IV.2.2 Potentiel Spontané :	87
IV.3 RESULTATS ET INTERPRETATION	88
IV.3.1 Suivi Spatial du panache :.....	88
IV.4 CONCLUSION	92
V.1 INTRODUCTION :	94
V.2 MATERIEL ET METHODE	95
V.2.1 Prélèvements et mesures	95
V.2.2 Mesure du potentiel d'oxydoréduction.	96
V.3 Résultats et analyse :.....	100
V.3.1 Facies hydrochimique :	100
V.3.2 Les caractéristiques des lixiviats :.....	100
V.3.3 Les caractéristiques des eaux souterraines :	103
V.3.4 Les zones rédox.....	107
V.3.5 Analyse statistique des multivariables :	109
V.5 Conclusion :	114
VI.1 INTRODUCTION	116
VI.1.1 Schéma hydrogéologique :	116
VI.2 MATÉRIELS ET MÉTHODES	116
VI.2.1 Logiciel de modélisation.....	116
VI.2.2 Extension du domaine à modéliser	116
VI.2.3 Géométrie du modèle.....	118
VI.2.4 Choix Conceptuels Generaux :	119
VI.2.5 Input du model.....	121
VI.3 RESULTATS DU MODELE EN REGIME PERMANENT	122
VI.3.1 Transmissivité:.....	122
VI.3.2 Piézométrie :	123
VI.3.3 Bilan Du Systeme Aquifere Mio-Pliocene:	124
VI.3.4 Sensibilité du modèle hydrodynamique :.....	126
VI.3.5 Bilan du modèle en régime permanent	128
VII.1 INTRODUCTION	130
VII.2 MODELES CLIMATIQUES (GCM et RCM)	130
VII.2.1 Synthèse de l'approche utilisée	130
VII.2.2 Scénarios RCPs [RCP4.5 / RCP8.5]	133
VII.3 MODÉLISATION HYDRODISPERSIVE	141
VII.3.1 COMPORTEMENT DES SUBSTANCES DANS LE MILIEU SOUTERRAIN	142
VII.3.2 MATERIEL ET METHODE	143
VII.3.3 INTERPRETATION DES RESULTATS DU MODELE HYDRODISPERSIF	145

<i>VII.4 Conclusion</i>	149
<i>CONCLUSION GENERALE</i>	152
<i>BIBLIOGRAPHIE</i>	154

LISTE DES FIGURES

Figure 1:Composition des déchets ménagères au Maroc	15
Figure 2:La composition d'une géomembrane.....	20
Figure 3:Evolution DMA dans un centre d'enfouissement(Edwards, 1999)	23
Figure 4:Variations du taux de croissance relatif des bactéries méthanogènes en fonction de la température (Batstone et al., 2002).....	26
Figure 5:Genèse des lixiviats (Amirbahman, 2003).....	29
Figure 6:Type de lixiviats des décharges	33
Figure 7:Schéma de principe du lagunage aéré.....	35
Figure 8:Carte de situation de la decharge Oum Azza(Rabat-Maroc)	39
Figure9:Evolution Spatio-temporal de la décharge Oum Azza.....	40
Figure 10: Unites fonctionnelles dans la zone d'etude d'Oum Azza	41
Figure 11:Carte géologique de la zone d'étude, numérisée à base de la carte géologique du Maroc au 1/100000, Feuille de Rommani (1989).....	48
Figure 12:Schéma structural du bloc des Sehoul, de l'axe Rabat Tiflet et du bassin de Sidi Bettach	52
Figure 13:Situation des coupes géologiques.....	53
Figure 14:Coupe géologique.....	55
Figure 15: Coupe géologique BB Au sud du secteur étudié	55
Figure 16:Coupe géologique CC'	57
Figure 17:Coupe géologique DD'.....	57
Figure 18:Coupe géologique EE'.....	58
Figure 19: Coupe géologique FF'.....	58
Figure 20:Carte des résultats du filtre directionnel de sobel matrice 3x3 de direction N-S,et les linéaments superposés sur l'image Landsat TM5	60
Figure 21:Carte des résultats du filtre directionnel de sobel matrice 3x3 de direction N-S,et les linéaments superposés sur l'image Landsat TM5	61
Figure 22:Les mesures de la déformation et de l'inclinaison de la faille / fracture des plans, les DB et les dykes	63
Figure 23: Carte de comparaison des lineaments obtenus par le traitement des images satellitaires et les photos aériennes	66
Figure 24:La carte générale de linéaments révèle quatre familles de directions	65
Figure 25: Carte générale de linéaments révèle quatre familles de directions.....	67
Figure 26:Carte des Isohyètesde la zone d'etude.....	68
Figure 27:Variation annuelle de la pluviométrie de la station SMBA	68
Figure 28:Variation des précipitations mensuelles à la station du Barrage SMBA.....	69
Figure 29:Coupe géologique AA' avec ligne piézométrique.....	71
Figure 30:Coupe géologique BB' avec ligne piézométrique.....	73
Figure 31:Carte des forages réalisés dans le secteur Oum Azza -Ain Elaouda.....	74
Figure 32:Coupe géologique FF' avec ligne piézométrique.....	75
Figure 33:Carte piézométrique de la nappe Mio-pliocene secteur Oumazza-AinElaouda (Rabat).....	76
La carte des la carte du toit (surface topographique) montre une diminution progressive des Figure 34:Carte du mur de la nappe Mio-plioquaternaire du secteur Oum azza-Ain Elaoudaaltitudes, en allant du SE vers le NW du secteur en direction de la vallée de Akrech (Fig. 36).....	77
Figure 35:Carte des épaisseurs de l'aquifère Mio-Pliocè du secteur Oum azza-Ain Elaouda (Maroc).....	78
Figure 36:Carte du toit de l'aquifère Mio-Pliocène du secteur Oum azza-Ain Elaouda(maroc)	78
Figure 37:Carte de l'épaisseur saturée du système aquifère Mio-Pliocène du secteur Oum azza-Ain Elaouda(Maroc).....	80
Figure 38:Distribution spatiale de la transmissivité estimée de l'aquifère Mio-Pliocène du secteur Oum azza-Ain Elaouda(Maroc).....	82
Figure 39:Profil tomographie électrique A.....	89
Figure 40:Profil Tomographie électrique B.....	89
Figure 41:La position des points de mesures du Potentiel spontané	90
Figure 42:La répartition spatiale des valeurs du potentiel spontané.....	91
Figure 43: Carte du position des points d'échantillonnage dans le secteur d'etude(Ain aouda -OumAzza).....	96

Figure 44: Carte de localisation des mesures du Redox dans le secteur d'étude	97
Figure 45: Diagramme de Piper compagne de mesures 2004, 2014 et 2016	101
Figure 46: Carte générale de linéaments révèle quatre familles de directions.....	101
Figure 47: DBO/DCO	103
Figure 48: Corrélation entre les éléments chimiques analysés des eaux souterraines de la zone d'étude	106
Figure 49: Carte des résultats de potentiel d'oxydoreduction des eaux souterraine de la zone d'étude	108
Figure 50: Les résultats du classification hiérarchique.....	109
Figure 51: Carte générale de linéaments révèle quatre familles de directions.....	111
Figure 52: Variations de composition chimique entre 2013 et 2014 : (a) : CE ; (b) : MO ; (c) NO ₃ ; (d) coliformes fécaux.	112
Figure 53: Variations de composition chimique entre 2013 et 2014 : (a): CE; (b): MO; (c) NO ₃ ; (d) coliformes fécaux.	113
Figure 54: Extension du domaine modélisé	117
Figure 55: Carte du mur du système aquifère Mio-Pliocène (Secteur Ain aouda-OumAzza).....	118
Figure 56: Conditions aux limites du système aquifère Mio-Pliocène (Secteur Ain aouda-OumAzza)	120
Figure 57: Distribution de la transmissivité calculé issue du calage en régime permanent.....	123
Figure 58: Le calage du modèle en régime permanent.....	125
Figure 59: Courbes de sensibilité (A): +10% R ; (B) : -10% R.....	127
Figure 60: Courbes de sensibilité (A) : +50% R ; (B) : -50% R.....	128
Figure 61: Les différents RCPs avec leur extension jusqu'en 2100 et le forçage radiatif entre 1850 et 2000 (Source : http://www.universcience.fr	131
Figure 62: Carte de situation des points de contrôles.....	133
Figure 63: Graphe montrant la relation entre les Pluies prévisionnelles et les prélèvements suivant le scénario 135	135
Figure 64: Rabattement Prévisionnel de la nappe Mio-pliocène entre 2017-2035-scénario tendanciel (RCP 4.5)	135
Figure 65: Evolution piézométrique prévisionnelle scénario 1 dans 8 Points d'observation.....	136
Figure 66: Graphe montrant la relation entre les Pluies prévisionnelles et les prélèvements suivant le scénario 2	138
Figure 67: Rabattement Prévisionnel de la nappe Mio-pliocène entre 2017-2035-scénario tendanciel (RCP 8.5)	139
Figure 68: Evolution piézométrique prévisionnel dans 8 points d'observation	140
Figure 69: Panache de migration des ions Cl ⁻	146
Figure 70: Figure 69. Panache de migration des ions NH ₄ ⁺	147
Figure 71: Panache de migration de la MO	148

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Evolution de la population au Maroc(HCP 2006)	6
Tableau 2 : Production des déchets ménagers au Maroc	7
Tableau 3:Composition des déchets solides urbaines à l'échelle nationale (Département de l'Environnement 2009).....	7
Tableau 4 : Effets des activités microbiologique.....	29
Tableau 5:Types des déchets	40
Tableau 6:Analyse statistique des linéaments obtenue sur les trois ensembles de linéaments.....	63
Tableau 7:Débits et volumes de crue caractéristiques pour l'oued Bouregreg	70
Tableau 8:Reconnaissance hydrogéologique des formations du Primaire(ABHBC).....	72
Tableau 9: Caractéristiques de la nappe du Mio-Pliocène.....	73
Tableau 10:Lame d'eau infiltrée dans le système aquifère Mio-Pliocène.....	83
Tableau 11: bilan hydrogeologique	84
Tableau 12: prélèvements effectués dans différente point de la décharge	102
Tableau 13:Qualité des eaux souterraines de la région d'étude.....	105
Tableau 14:Paramètres Redox dans les eaux de la decharge d'Oum Azza.....	107
Tableau 15:Lame d'eau infiltrée dans le système aquifère Mio-Pliocène(Secteur Ain aouda-OumAzza).....	121
Tableau 16:.Lame d'eau prélevée par pompage depuis le système aquifère Mio-Pliocène (Secteur Ain aouda-OumAzza)	121
Tableau 17:Caractéristiques statistiques des transmissivités calculées par le modèle.....	122
Tableau 18: Bilan du système aquifère Mio-Pliocène en régime permanent.....	124
Tableau 19:Moyennes des valeurs absolues des écarts et écarts relatifs moyens après modification de la recharge	126
Tableau 20:Bilan des entrées et sorties en régime permanent	128
Tableau 21:Modèle ALADIN.....	130
Tableau 22:Caractéristiques principales des différents scénarios (http://www.universcience.fr).....	131
Tableau 23:Infiltration directe prévisionnel selon le scénario RCP 4.5 dans de la nappe Mio-pliocène sur période entre 2018 et 2035.....	133
Tableau 24:Prélèvement agricole prévisionnel selon le scénario 1	134
Tableau 25:Infiltration directe prévisionnelle selon le scénario RCP 8.5 dans de la nappe Mio-pliocène sur la période entre 2017 et 2035.....	137
Tableau 26:Concentrations introduites au modèle [état initial : 2012].....	143

LISTE DES ABRÉVIATIONS

A.G.V : Acides gras volatils

ADEME: Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

CCNUCC :Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques

DDT :Dichlorodiphényltrichloroéthane

GES :Gaz à Effet de Serre

HAP : les hydrocarbures aromatiques polycycliques

MDP :Mécanisme de développement propre

PNDM :Programme National de Gestion des Déchets Ménagers

PNLCRC : Plan National de Lutte contre le Réchauffement Climatique

RGHP :recensement général des habitats et de la population



INTRODUCTION GÉNÉRALE

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les décharges d'ordures ménagères sont le lieu de processus microbiologiques, de type fermentaire, pouvant générer des lixiviats riches en composés organiques, azote et métaux lourds (Kjeldsen et al. 2004a). Les processus biogéochimiques se produisant dans les décharges d'ordures ménagères ont fait l'objet de nombreuses études dans les pays technologiquement avancés, qui sont pour la plupart situés dans les zones tempérées ou froides. Ces processus microbiologiques sont fortement dépendants de la température et à ce titre les études menées dans ces pays; ne sont pas immédiatement transposables aux zones plus chaudes.

Ces études montrent que des processus microbiologiques conduisent à la consommation de carbone organique. Ces composés organiques sont oxydés avec les meilleurs oxydants disponibles, O₂ Métaux, ... Les processus redox sont au centre de ces transformations et la séquence oxydation vers réduction aboutit à des processus fermentaires donnant lieu à de la méthanogène voire à la production de dihydrogène. (Francou C 2004)

La dégradation de la matière organique, complète au début puisqu'elle aboutit à la production de CO₂, devient rapidement incomplète libérant des ions organiques qui accélèrent la solubilisation et la migration des métaux. Or, tous ces processus sont d'origine biologique. Comme la température joue un rôle essentiel sur la vitesse de développement des micro-organismes, sur la nature et la vitesse des transformations dont ils sont responsables, les études conduites en zones tempérées doivent être revues ou adaptées dans les zones chaudes, tropicales et intertropicales.

Des références sur les processus, leur nature et leur intensité, liés aux décharges d'ordures ménagères des zones chaudes, ainsi que l'impact sur la nappe située au droit de ces installations sont indispensables pour les pays du sud.

L'étude des processus biogéochimiques se produisant dans les décharges ont fait l'objet d'innovations récentes sur le plan des recherches scientifiques

En effet, certaines études ont montré que la cartographie du potentiel spontané sur la surface d'une décharge pouvait permettre de localiser les zones dans la transformation microbiologiques très actives, les points « chauds », (Naudet 2004)

Notamment la mise en place d'un dispositif de mesure de potentiel spontané dans un milieu aride, où par définition les sols sont secs, peut poser des difficultés pour la mesure des champs électriques. Cependant il ne semble pas exister de référence dans ce domaine pour les zones arides.

La composition des ordures ménagères au Maroc est très différente de celle des pays européens. En effet, le tri sélectif n'existe pas et les ordures ont d'une part une forte teneur en résidus organiques facilement biodégradables, et d'autre part une teneur en eau très élevée par rapport aux ordures des pays européens.

De ce fait les résultats acquis en Europe ou en Amérique du Nord ne seraient pas directement transposables au Maroc. Les références sur la situation des risques de pollution par les décharges du Royaume manquent et ce travail vise à combler cette lacune.

Cadre et objectifs de la thèse

Le but de ce travail est précisément d'étudier une grande installation au Maroc. De nombreux centres d'enfouissement ont été réalisés aux différents secteurs du Royaume, Le premier c'était celui de la capitale Rabat a la commune d'Oum-Azza d'où vient le nom du centre « Centre d'enfouissement d'Oum-Azza »

Toutes les études jusqu'à présent ont eu pour but d'améliorer la connaissance du site dans son ensemble, tant d'un point de vue historique, géologique qu'hydrogéologique (Amhoud 1997)d'évaluer son impact sur l'environnement proche (sol, eau souterraine, eaux superficielles)

Ce travail de recherche se fixe comme objectif une étude géologique et hydrogéologique du secteur d'Oum Azza – Ain El Aouda confortée par une étude des processus biogéochimiques, afin de comprendre l'impact du flux de la pollution de cette décharge sur les eaux souterraines et d'améliorer l'état de connaissance des unités fonctionnelles dans la zone d'études et de son potentiel en eau souterraine du point de vue quantitatif et qualitatif.

Pour répondre à ces objectifs, le travail s'articulera autour des chapitres suivants :

Chapitre I : PRESENTATION GENERALE

Une étude bibliographique s'intéressant au cycle de vie des déchets non dangereux, de leur production à leur traitement et leur évolution bio-physicochimique en installations de stockage qui conduit à la production de sous-produits (lixiviats et biogaz),

Chapitre II : PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE SECTEUR OUMAZZA –AIN AOU DA

Présente le site d'étude de la décharge d'Oum Azza ; avec une étude géomorphologique et une zonation des unités fonctionnelles dans le secteur,

L'élaboration de la synthèse géologique et des cartes piézométriques des différents secteurs aquifères, Cette phase consiste à définir le contexte géologique et structural de la zone avec une

description suffisamment précise du log stratigraphique et des couches lithologiques qui la composent. Le but de cette première phase de l'étude est de situer les horizons potentiellement aquifères avec la nature de leurs murs et toits et la structure et la géométrie de l'aquifère ;

Chapitre III : RECONNAISSANCE SPATIALE ET PROSPECTION GEOPHYSIQUE

Ce chapitre, fournit des informations sur les propriétés du milieu souterrain.

Chapitre IV : IMPACT DU PANACHE DE LIXIVIATS SUR LA QUALITE DE L'EAU SOUTERRAINE

L'objet de ce chapitre vise à rechercher des preuves d'infiltration du lixiviat de la décharge dans le sol et aux eaux souterraines

Chapitre V : MODÈLE CONCEPTUEL DU SYSTÈME AQUIFÈRE MIO-PLIOCÈNE

Après avoir pris connaissance du contexte hydrogéologique de l'aquifère, l'objectif de ce chapitre est de concevoir un outil de simulation des écoulements souterrains sous GMS / Modflow.

Chapitre VI : SIMULATIONS PRÉVISIONNELLES

Une fois le calage du modèle en régime permanent a été jugé satisfaisant, un deuxième calage en régime transitoire a été établi

Une autre simulation de la propagation des polluants dans la nappe a été établie par une modélisation hydrodispersive pour pouvoir suivre la propagation de toute sorte des pollutions naturelles ou accidentelles.



CHAPITRE I : GÉNÉRALITÉS

I.1 CONTEXTE GENERAL DU SECTEUR DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES AU MAROC

I.1.1 PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DES DMA AU MAROC

Le Maroc doit faire face aujourd'hui à une augmentation de la quantité de ses déchets qui ne cesse de s'accroître. Cette situation a pour origine non seulement la croissance démographique régulière du nombre d'habitants, mais également l'amélioration du niveau de vie qui a impacté la nature très variée des déchets et l'évolution de leur composition liée au mode de vie de la population et à la diversité des activités socio-économiques. Dans de nombreux pays, le tri des déchets et le retraitement a pour conséquence une forte diminution de la quantité de déchets. (MADANI 2015)

La concentration urbaine croissante accompagnée du développement socio-économique du pays dépasse de loin la capacité des communes à assumer une gestion efficace respectant l'environnement de manière générale et particulièrement le secteur de gestion des déchets solides.

Devant la complexité générale de cette problématique, longtemps considérée comme secondaire devant des secteurs comme celui de l'eau, l'heure est aujourd'hui à la gestion des déchets et à l'assainissement solide.

Dans ce sens Le Maroc s'est engagé, ces dernières années, dans une politique volontariste de gestion en termes de Développement Durable et de Protection de l'Environnement. En effet, depuis la création en 1992 d'un département ministériel chargé de l'environnement, de nombreuses initiatives et avancées ont vu le jour, notamment celle relative à la professionnalisation des services de collecte, nettoyage et de mise en décharge des déchets ménagers. De même, la prise de conscience internationale pour une meilleure gestion de l'environnement et sa préservation est de plus en plus présente. Le Maroc s'inscrit dans cette logique. La volonté politique s'exprime au plus haut niveau de l'état et de façon continue notamment par le lancement du programme de développement humain, de la lutte contre la pauvreté, du développement social, de la charte de l'Environnement et du développement durable.

La communauté internationale est par ailleurs sans doute un contributeur financier et un levier, notamment sur des sujets comme la protection de l'environnement et le développement socio-économique durable.

Actuellement le contexte international et national a pour effet conjugué de susciter au plan politique et stratégique la mise en place d'un programme national des déchets ménagers, des mécanismes pour un développement durable. Des programmes ambitieux sont nécessaires pour le développement économique et social du Maroc.(Chami 2014)

I.1.2 SITUATION ACTUELLE EN CHIFFRE DE LA GESTION DES DMA AU MAROC

Au Maroc environ 4,5 millions de tonnes des déchets ménagers et assimilés, dont plus de 96 %, sont déversés dans quelques 300 décharges à ciel ouvert sans aucun traitement préalable, ni même respect des règles les plus élémentaires de la décharge contrôlée ou de l'hygiène publique. Ces chiffres, qui ont été avancés le 9 juillet 2008 lors de la journée nationale de communication sur le Programme National de Gestion des Déchets Ménagers (PNDM), réalisé avec l'appui de la Banque Mondiale, montrent, si besoin est, la défaillance du système administratif local dans sa mission de gérer le secteur d'élimination des déchets ménagers et assimilés, L'évolution de la population et la production des déchets au Maroc sont données dans les tableaux 1, 2 et 3 (HCP 2006)

Tableau 1 : Evolution de la population au Maroc(HCP 2006)

	1994	2004	Taux D'accroissement	2011	2012	2014
Population urbaine	13 340 000	16 433 000	2,1%	18 720 000	19 052 000	20 400 000
Population rurale	12 656 000	13 407 000	0,6%	13 467 000	13 470 000	13 478 000
Total	25 996 000	29 840 000	1,4%	32 187 000	32 522 000	33 873 000

D'après le recensement général des habitats et de la population (RGHP) en 2014, le Maroc comptait une population totale d'environ 34,19 millions d'habitants dont 60% urbaine avec taux de croissance naturel de 1,4%.

La production moyenne des déchets ménagers en milieu urbain est estimée à environ 0,8 Kg/hab/j (PNDM, 2008) générant environ 6,8 millions de tonnes par an dont près de 5,2 millions

de tonnes dans le milieu urbaine et 1,6 millions dans le milieu rural, ce qui représente un ration de 0,3Kg/hab/j (Valeur découlant du PNDM, 2008) .(Assobhei et al. 2008).

Tableau 2 : Production des déchets ménagers au Maroc

Production des DMA en tonnes	2011	2012
Milieu urbain	5 193 000	5 285 00
Milieu rural	1 475 000	1 475000
Total	6 668 000	6 760000

Le calcul de la production des déchets est basé sur les productions par jour par habitant et sur les projections de la population du Haut-commissariat au Plan. ; Selon le bilan de l'exercice 2018, le secrétariat d'état chargé du DD a relevé que la quantité des déchets ménagères produite en milieu urbain a atteint 5,3 millions de tonnes en 2014 et qu'elle devrait atteindre 6,2 million de tonnes en 2020 selon les estimations du ministre de tutelle. Selon le même bilan, 62,44 % des déchets ménagères des premiers mois du 2018 ont été stockés dans des centres d'enfouissement et de valorisation (décharges contrôlées).

- **Composition :**

La composition des déchets solides au Maroc selon les données délivrées par le Département de l'Environnement :

Tableau 3:Composition des déchets solides urbaines à l'échelle nationale (Département de l'Environnement 2009)

Parties constituantes des déchets	Composition en % du poids
Matières organiques	50 à 70
Papiers-carton	5 à 15
Plastique	3 à 10
Métal	1 à 4
Textile, laine, cuir	1 à 6
Verre – débris de céramiques	1 à 3
Bois	< 1
Particules fines < 30mn	16 à 18

Source : Manuel pratique de la collecte à l'élimination des déchet solides municipaux, Département de l'Environnement, 2009

- **Densité : 0,4 - 0,5 kg/L**
- **Humidité : 60 - 70%**
- **PCI Kcal/kg : <1000**
- **Métaux : 1 - 4%**

I.1.3 IMPACTS DE LA PROBLÉMATIQUE

L'élimination des déchets ménagers et assimilés au Maroc, qui relève de la compétence des communes (Charte Communale du Dahir 03 octobre 2002), passe le plus souvent par leur déversement sauvage dans des anciennes carrières ou sur le bord des talus avec toutes les conséquences désastreuses sur l'environnement (écosystèmes, atmosphère, eaux de surface et souterraines, esthétique, environnement planétaire tel que l'effet de serre, ...), la salubrité publique (épidémies, intoxications, ...) et l'économie du pays que cela peut comporter. En effet, le coût annuel de la dégradation de l'environnement qui en découle, évalué en 2007 par le Secrétariat d'État chargé de l'Eau et de l'Environnement, est de 1725 millions de Dirhams, soit 0,5 % du Produit Intérieur Brut (PIB) national.

I.1.4 CAUSES DE LA PROBLÉMATIQUE

Les principales causes de la situation actuelle du secteur d'élimination des déchets ménagers et assimilés au Maroc peuvent en effet se résumer en :

- Pression sur les villes ou les centres urbains occasionnés par la croissance démographique, le développement économique et l'exode rural ;
- Insuffisance des moyens financiers des communes ;
- Incapacité des communes à mobiliser des financements externes et à saisir les opportunités financières qu'offrent certains mécanismes de coopération internationale, tel que le mécanisme pour un développement propre, ou MDP, du protocole de Kyoto sur le réchauffement climatique ;
- Manque de capacités locales en matière d'engineering de gestion des déchets, mais également non-valorisation du potentiel du personnel communal.
- Faiblesse du cadre institutionnel et juridique impliqué dans la gestion des déchets. Les textes juridiques (décrets d'application) pour la mise en application des dispositions de la nouvelle loi sur la gestion des déchets et leur élimination (la loi n° 28-00 du Dahir n° 1-06-153 du 22 novembre 2006), qui visent à organiser les procédés de gestion et à combler le vide juridique

dans ce secteur, n'ont pas encore vu le jour. Les textes réglementaires en vigueur faisant référence aux déchets sont pour la plupart incitatifs, sans action répressive et ne remontent ni au principe de « prévention » ni à celui de « pollueur-payeur ». D'autre part, les institutions chargées de la protection de l'environnement n'ont pas encore toutes les possibilités de faire appliquer et respecter les réglementations déjà en vigueur.

- Négligence du citoyen à l'égard de l'espace public et des règles collectives.

À cela, s'ajoute des contraintes qui sont liées à la gestion des déchets solides elle-même :

- Concentration de la production des déchets sur de faibles surfaces ;
- Production de volumes de déchets considérables ;
- Nature des déchets de plus en plus variée et de plus en plus complexe à l'image des produits fabriqués aujourd'hui ;
- Gestion qui doit chercher des solutions adaptées aux réalités techniques et financières locales. En matière d'élimination des déchets solides, il n'existe pas de solutions standardisées ;
- Gestion au quotidien ;
- Gestion impliquant tout le monde, y compris la population ;
- La gestion de l'après collecte des déchets ménagers et assimilés au Maroc préoccupe sérieusement, d'autant plus que leur production, comme la complexité de leur nature, ne cesse de croître. Cette production, qui a été estimée, par le Programme National de Gestion des Déchets Ménagers lancé en 2007, à 0,8 Kg par jour et par habitant, augmente au même rythme du développement économique du pays et de la croissance de sa population (elle est de l'ordre de 2,5 Kg/jour/habitant aux États-Unis). Ainsi, avec un accroissement démographique annuel de 3%, elle sera doublée en 23 ans.

I.2 CADRES JURIDIQUE ET INSTITUTIONNEL RÉGISSANT LE SECTEUR DES DMA AU MAROC

La gestion des déchets solides ménagers et assimilés impose la connaissance des contextes juridiques et institutionnels les concernant. Cette démarche permet aux responsables d'anticiper sur les dispositions juridiques à venir et d'exploiter de manière optimale les possibilités offertes par les institutions publiques, comme l'assistance technique, le contrôle, etc.

I.2.1 CADRE JURIDIQUE

Sur le plan juridique le secteur des déchets solides est soumis à des textes spécifiques, aux prescriptions propres et exclusives aux déchets, et à des textes généraux qui font référence dans leurs dispositions aux déchets.

Textes spécifiques

Loi 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination promulguée par le Dahir n° 1-06-153 du 22 novembre 2006 (B.O. 5480 du 7 décembre 2006) et ses textes d'application.

L'objet de la loi

« Prévenir et protéger la santé de l'homme, la faune, la flore, les eaux, l'air, le sol, les écosystèmes, les sites et paysages et l'environnement en général contre les effets nocifs des déchets ».

I.2.2 LES TEXTES ET LES PROJETS DE TEXTES D'APPLICATION DE LA LOI

Les décrets de la loi 28-00 et ses arrêtés d'application ont marqué un premier jalon dans le dispositif législatif sectoriel en élaborant les prescriptions techniques pour la prévention, la collecte, la valorisation, le traitement et l'élimination des déchets.

Les apports de la loi

La loi 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination, promulguée en (2004), pose les règles et les principes fondamentaux qui constituent le référentiel de base pour ce qui rapporte à la gestion des déchets. Elle vise une gestion des déchets respectueuse de la salubrité publique et de l'environnement. Ses apports sont notamment : Elle définit les différents types de déchets, spécifie leur mode de gestion et précise le niveau de leur prise en charge ;

Elle régleme de manière claire la gestion des déchets dangereux en les soumettant à un système d'autorisation préalable à tous les stades de leur gestion : collecte, transport, stockage et élimination. Elle interdit tout mélange des déchets dangereux avec les autres catégories de déchets, tout enfouissement, traitement ou stockage de ces déchets en dehors des installations qui leur sont spécialement réservées ; Elle pose les règles d'organisation des décharges existantes et appellent à leur remplacement par des décharges contrôlées en prenant le soin de les classer en trois catégories distinctes en fonction de la nature ou de l'origine des déchets qu'elles sont autorisées à recevoir ; Elle fait de la planification un outil fondamental du système de gestion des déchets en prévoyant l'établissement de trois sortes de plans directeur, à trois niveaux territoriaux

différents, correspondants à trois catégories de déchets : un plan directeur national pour la gestion des déchets dangereux, un plan directeur régional pour la gestion des déchets industriels et médicaux, non dangereux, des déchets agricoles et inertes et un plan directeur préfectoral ou provincial destiné à la gestion des déchets ménagers et assimilés ; Elle met en place un système de responsabilisation à la source des générateurs des déchets en s'inspirant des principes de base mondialement reconnus tel le principe de prévention, le principe pollueur-payeur et le principe de correction par priorité à source dont, l'application en matière de gestion des déchets permettra de préserver la santé de l'homme et la protection de l'environnement dans une perspective de développement durable ; Elle établit un système de contrôle et de constatation des infractions assorti de sanctions à la fois graduelles et dissuasives d'ordre administratif mais aussi d'amendes et d'emprisonnement en fonction de la gravité des infractions commises ; Elle tient compte de contraintes financières, techniques et humaines liées à son application et prévoit, à cet effet, des mesures et des échéances transitoires suffisamment importantes afin de permettre à tous les opérateurs concernés de se mettre à niveau en procédant à la mise en place des aménagements et infrastructures appropriés et à la préparation des ressources humaines nécessaires à une gestion efficace des déchets ; D'autre part, il est à souligner que cette loi ne prévoit pas de création de structures administratives nouvelles. En revanche, cette loi, qui renvoie à de nombreux textes réglementaires devant préciser les modalités et procédures de sa mise en œuvre, offre de réelles perspectives en matière d'investissement, d'emploi et d'amélioration du cadre de vie des citoyens.

❖ **Les actions pour concrétiser l'objet de la loi**

- **La prévention** de la nocivité des déchets et la réduction de leur production ;
- **L'organisation** de la collecte, du transport, du stockage, du traitement des déchets et de leur élimination de façon écologiquement rationnelle ;
- **La valorisation** des déchets par le réemploi, le recyclage ou toute autre opération visant à obtenir, à partir des déchets, des matériaux réutilisables ou de l'énergie ;
- **La planification** nationale, régionale et locale en matière de gestion et d'élimination des déchets ;
- **L'information** du public sur les effets nocifs des déchets, sur la santé publique et l'environnement ainsi que sur les mesures de **prévention** ou de **compensation** de leurs effets préjudiciables ;

- **La mise en place** d'un système de **contrôle** et de **répression** des infractions commises dans ce domaine.

❖ **Textes généraux**

Loi 11-03 relative à **la protection et à la mise en valeur de l'environnement** promulguée par le Dahir n° 1-03-59 du 12 mai 2003 (B.O. n° 5118 du 19 juin 2003).

Loi 12-03 relative aux **études d'impact sur l'environnement** promulguée par le Dahir n° 1-03-60 du 12 mai 2003 (B.O. n° 5118 du 19 juin 2003).

Loi 13-03 relative à **la lutte contre la pollution de l'air** promulguée par le Dahir n° 1-03-61 du 12 mai 2003 (B.O. n° 5118 du 19 juin 2003).

Loi 10-95 sur **l'eau** promulguée par le Dahir n° 1-95-154 du 10 août 1995 (B.O. 4325 du 20 septembre 1995).

Loi relative à **la défense et à la restauration du sol** : Dahir du 25 juillet et son décret d'application du 27 juillet 1969.

Loi relative à **la pêche dans les eaux continentales** : Dahir du 11 avril 1922.

Loi sur **les établissements insalubres, incommodes ou dangereux** : Dahir du 25 août 1914 (B.O. 97 du 7 septembre 1914, pp 703-704), modifiée par le Dahir du 13 octobre 1933 (B.O. n° 1101 du 1^{er} décembre 1933, pp 1187-1190).

Dahir n° 1-06-15 du 15 du 14 février 2006 portant promulgation de la loi n° 54-05 relative à **la gestion déléguée des services publics**.

Le Dahir n° 1-08-153 du 22 safar 1430 (18 février 2009) portant promulgation de la loi n° 17-08 modifiant et complétant la loi 78-00 portant **charte communale**, telle que modifiée et complétée. et climatiques au secteur.

1.3 CONCLUSION:

La gestion des déchets au Maroc est devenue une priorité de la politique nationale afin de renforcer la position du royaume en tant que leader environnemental du continent et partenaire incontournable de l'ONU. Dans ce sillage, les politiques régionales ont pris conscience de cette responsabilité et incluent dorénavant l'organisation de la collecte et l'encadrement des traitements dans la planification de la gestion des déchets. A l'instar des autres pays, au maroc c'est selon le gain d'efficacité de la collecte, du tri et du recyclage qui se conjoncturent les principaux progrès environnementaux et climatiques au secteur.

CHAPITRE II: ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Ce chapitre présente une analyse bibliographique sur les différents modes de traitement des déchets urbains ainsi que les processus mis en jeu lors de l'évolution des déchets dans une décharge d'ordures ménagères. Nous donnons, par la suite, les processus de formation et la composition des lixiviats de décharges ainsi qu'une synthèse bibliographique sur leur traitement ;

II.1 LES DÉCHETS MÉNAGERS URBAINES

II.1.1 DÉFINITION :

Le déchet est en générale toute substance ou tout objet dont le détenteur se déçoit ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire

Quant aux déchets ménagers, ce sont les déchets qui regroupent tous les produits rejetés par les ménagères et assimilés, ce sont les déchets que tout particulier produit dans la vie quotidienne, déchets issus de l'activités domestique. En général, les déchets ménagers regroupent :

- ✓ Les ordures ménagères non recyclables ou pas encours recyclées.
- ✓ Les déchets recyclables tels que les papiers, verres et plastique.
- ✓ Les recyclables humides organiques ou fermentescibles tels que les déchets alimentaires, herbes et bois

II.1.2 TYPOLOGIES DES DÉCHETS :

La typologie de déchet est caractérisée en fonction de leur dangerosité et en fonction de leur impact potentiel pour l'environnement ou pour la santé humaine. Ainsi, on peut caractériser les déchets dangereux qui présentent une ou plusieurs propriétés de danger et des déchets non dangereux qui ne présentent aucun objet dangereux. Parmi les déchets non dangereux figurent les déchets inertes qui sont tous déchets qui ne subissent aucune modification chimique biologique ou physique et qui ne se dégradent pas. Il y a aussi les bio-déchets qui sont les déchets biodégradables et qui résultent de déchets verts ou de déchets alimentaires et enfin les déchets ménagers qui peuvent être dangereux ou non dangereux. (Fig.1)

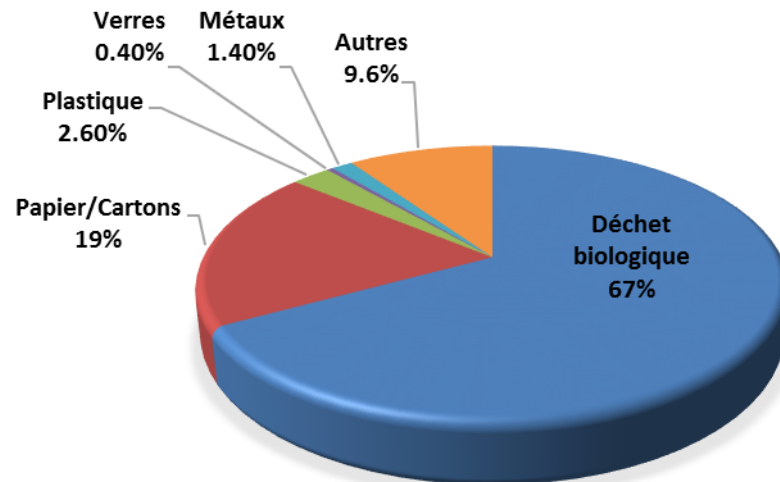


Figure 1:Composition des déchets ménagères au Maroc

II.1.3 MODES DE TRAITEMENT DES DÉCHETS URBAINS :

Les déchets ne sont pas seulement une source de nuisances, ils contiennent aussi un gisement de matières premières et d'énergie. Une fois générés, les déchets urbains encombrant notre espace vital et c'est donc une nécessité absolue de les traiter de façon à les rendre inoffensif.

➤ L'incinération :

L'incinération est une combustion à l'air sans limitation de l'oxygène, les déchets sont déversés et stockés dans une énorme fosse en béton, depuis une salle de commande un opérateur actionne un des gratins fixés qui alimente le four par les déchets, la température maximale dans la chambre de combustion atteint au maximum 1100°C, pour atteindre une telle température, le feu est activé par un apport d'air pulsé sous la grille de combustion, grâce au mouvement de va et vient de la grille les déchets en feu progressent jusque bas du four, l'énorme chaleur produite est bien entendu récupérée dans la chaudière tapissée de tuyaux dans lesquels circule de l'eau, la vapeur obtenue sera utilisée pour la production du chauffage urbain et d'électricité, à la sortie de la chaudière, la récupération de l'énergie aura été telle quand la température sera passée de 1100°C à moins de 200°C, la fumée produite par l'incinération des ordures doit être épurée, la première étape, l'électrofiltre (par un procédé de champ magnétique et d'électricité statique, les poussières les plus grosses sont attirées par des plaques métalliques de plus de 10 m de hauteur). Régulièrement des marteaux frappent les plaques pour faire tomber les poussières qui sont récupérées puis neutralisées. La deuxième étape consiste dans le lavage humide qui va éliminer les particules les

plus fines. Pour commencer, les fumées traversent un rideau de goulettes d'eau projetées avant d'atteindre la tour de lavage dans laquelle les fumées traversent les différents étages du niveau de vaporisation qui capte les poussières. Pour terminer un mélange d'eau et de sodas vaporisées neutralisent chimiquement les fumées, en dernière étape les fumées traversent un catalyseur pour absorber et neutraliser les oxydes d'azote. Poussées par un puissant ventilateur les fumées épurées sont finalement relâchées dans l'atmosphère à travers une cheminée.

a) La méthanisation :

La méthanisation, appelée aussi digestion anaérobie, est un processus biologique de décomposition de la matière organique sous l'action de micro-organismes qui n'ont pas besoin d'oxygène. Elle conduit d'une part, à la formation de biogaz valorisable comme combustible et d'autre part, à un amendement organique (appelé métha-compost). Le biogaz est constitué de 55 à 60% de CH₄ et de 40 à 45% de CO₂ ainsi que d'autres gaz (N₂, etc.) à l'état de traces (Comer-Warner et al. 2020) (Dasgupta and Halperin 1981)

b) Le compostage :

Le compostage est une technique de décomposition biologique de la matière organique par des microorganismes, le compostage est un procédé biologique contrôlé de conversion et de valorisation des déchets organiques qui donne un produit stabilisé et eugénique.

Le processus de compostage à l'air libre est assez simple et comprend cinq étapes :

- Collecte et prétraitement des déchets biodégradables
- Mélange des déchets biodégradables
- Remblayage des andains de compostage
- Décomposition et aération des andains
- Tamisage du compost fini

Dans la première étape, il y a la collecte et la préparation de la matière première les déchets biodégradables comme les déchets alimentaires des ménages, les déchets verts des jardins et des parcs. La bonne qualité de la matière première est la condition la plus importante pour un compost de qualité supérieure.

La deuxième étape concerne le mélange des déchets biodégradables. Il s'agit de trouver la bonne relation entre le matériel facilement dégradable et le matériel de structure (comme les feuilles et les branches ...).

La troisième étape concerne le remblayage des andains de compost cette étape aide à libérer les gaz enfermés et les remplace par l'oxygène nécessaire pour le processus biologique

L'étape numéro quatre est la phase de décomposition et de l'aération cette étape se déroule en deux phases qui se distinguent par la température générée dans les andains.

La dernière étape c'est le tamisage du compost qui sert à éliminer encore plus les impuretés et à produire les différentes qualités de compost selon la taille des particules. (Ibrahim, 2002)

Le compostage offre plusieurs avantages :

✓ Il aide à réduire la quantité d'ordures acheminées vers les lieux d'enfouissement et de favoriser la récupération d'une précieuse ressource. Au Maroc, on estime que plus de 75% des déchets pourraient être compostés,

✓ Un compost de qualité est un atout en aménagement paysager et constitue un élément important du terreau de rempotage en agriculture et en horticulture car riche en matières humifiées, sels minéraux et micro-organismes utiles. Le compost peut remplacer les précieuses matières organiques enlevées aux terres agricoles ; il aide à boucler le cycle du carbone en retournant ces matières à l'environnement non vivant.

✓ Le compost fini ajoute des nutriments et des matières organiques au sol, améliore sa texture et augmente sa capacité de retenir de l'air et de l'eau. Le compost étant composé de particules de tailles différentes, il offre une structure poreuse qui améliore la qualité du sol (Deneux-Mustin et al. 2001)

II.2 INSTALLATIONS DE STOCKAGE DES DECHETS:

Lors des vingt dernières années, nous sommes passés d'une décharge sauvage à une décharge contrôlée et depuis quelques années on ne parle plus de décharge mais du centre d'enfouissement technique. Il peut être de classe (II) s'il reçoit des déchets domestiques ou industriels banals et de classe (I) pour les déchets industriels dangereux.

Anciennement appelées décharges ou centre d'enfouissement technique, les installations de stockage des déchets non dangereux sont destinées à accueillir les déchets ménagers.

Depuis (2005) seuls les déchets ultimes sont acceptés (loi déchets ménagères marocaines), il s'agit de tout déchet résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être utilisé ou valorisé dans les conditions techniques et économique du moment, notamment par

extraction de la part valorisable ou par la réduction de son caractère polluant ou dangereux) (Wen, 2017).

II.2.1 IMPLANTATION DU SITE DE LA DÉCHARGE :

a) Le choix du site :

La détermination des sites appropriés à l'implantation des installations d'élimination et de stockage des déchets nécessite tout d'abord de tenir compte des orientations des documents d'urbanisme (article loi n 12 90 relatives à l'urbanisme au Maroc) ; il faut d'abord :

- Dégager une surface libre dite positive exempte de tout élément physique ; biologique ou humain susceptible d'être sensible à la mise en place d'une décharge
- Faire une analyse hiérarchique des procédés (Vanegas and Botero 2012) qui est multicritère elle permet la combinaison des facteurs de sélection d'ordre environnementale, structural technique et financier

b) Cellule d'enfouissement pour DMA

Aujourd'hui les centres d'enfouissement technique ont pour règles les récupérations des effluents gazeux (biogaz) et aqueux, la sélection des déchets admis et le contrôle et la surveillance des exploitations dans le but alors de protéger le sol le sous-sol et les eaux souterraines des barrières de sécurité et de protection ont été aménagés elles jouent le rôle d'écran pour minimiser les effets sur l'environnement.

Les déchets sont déposés à l'intérieur d'une grande cellule sur étanche appelé "cellule d'enfouissement", elle permet d'isoler complètement les déchets des eaux souterraines, grâce à des membranes imperméables.

La construction d'une cellule comporte plusieurs étapes et sa conception permet d'isoler complètement les déchets des eaux souterraines grâce à plusieurs épaisseur des membranes imperméables (Fig.2) ; d'abord la construction d'une cellule implique le déboisement et l'excavation du site d'une manière à assurer une solide fondation, les parois des cellules sont exécutées avec précision pour accueillir le système multicouche des membranes qui reposera sur ces surfaces, au fond de l'excavation, on retrouve une nappe de bentonite qui agira comme protection finale en fond de la cellule, cette membrane est faite de l'argile emprisonnée entre deux couches de textile qui gonflera en cas de contact de l'eau ce qui le rend totalement étanche.

Par la suite, une première couche de géomembrane imperméable est déposée faite de polyéthylène haute densité ce matériau est reconnu par sa solidité, étanchéité et la durabilité, ces géomembranes sont doublement soudées les unes aux autres, afin d'assurer la tâche des normes les plus strictes un programme d'assurance de la qualité est mis en place tout au long de

l'installation, toutes les soudures sont systématiquement vérifiées, lorsque le contour de la qualité est conforme en entame la deuxième étape en recouvrant toute la surface de la cellule de géophylé de manière à accueillir ou peut faire circuler du liquide, après un deuxième niveau de géomembrane est installé sur le géophylé cette protection est la couche la plus importante car ce sera celle qui acceptera l'eau des déchets de lixiviation, par la suite un géotextile de protection est installé celui-ci sert notamment à protéger la membrane principale lors de la pose de sable qui agira à titre de couche drainante et de protection supplémentaire avant l'on puissent exécuter la mise en place des déchets.

Grâce à un système de conduite perforé installé au fond de la cellule les eaux des lixiviations sont captées et acheminées vers la station de traitement afin de reprendre à toutes les normes environnementales.

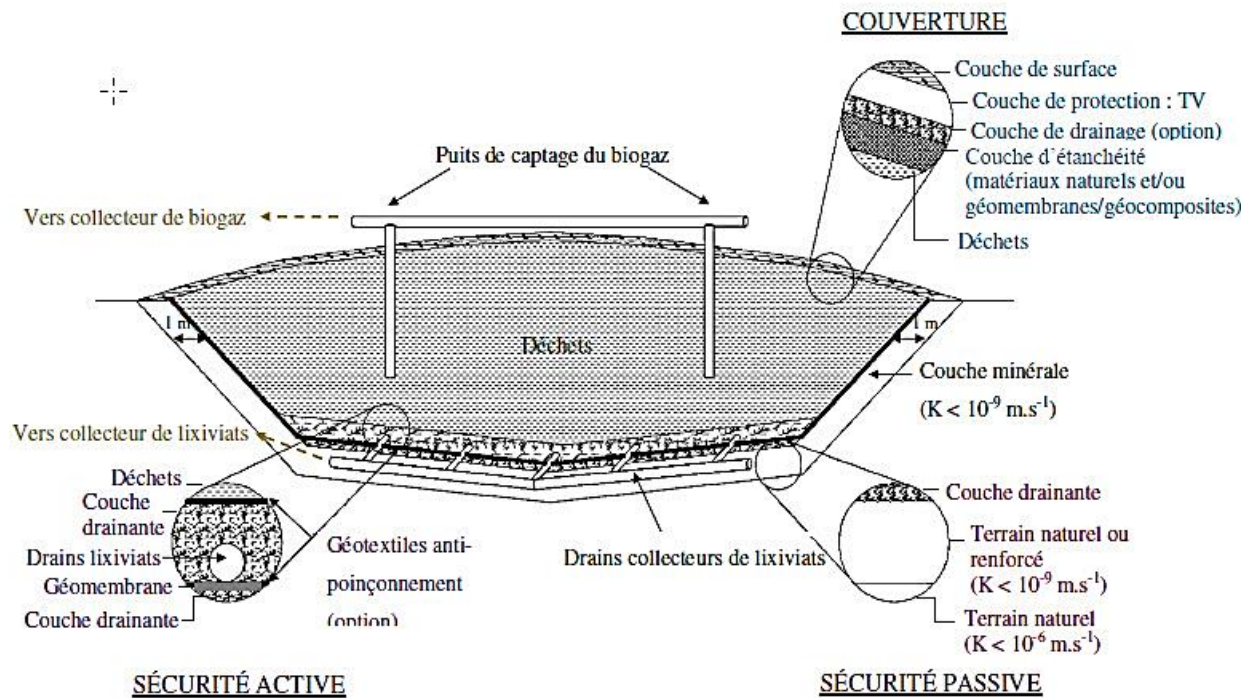


Figure 2: La composition d'une géomembrane

II.2.2 DE LA COLLECTE AU TRAITEMENT :

Les différentes étapes de la gestion des déchets sont :

(1) la collecte (2) le transport et (3) le prétraitement, ensuite le recyclage ou la valorisation enfin l'élimination.

La collecte est la première étape de la gestion des déchets elle est prise en charge par les services technique communaux ; elle est généralement quotidienne dans les centres urbains ; aujourd'hui la complémentarité des modes de collecte et de traitement est une donnée relativement récente qui prend en compte le déchet en tant que ressource et non seulement comme nuisance. Une fois collectés, les déchets ne vont pas tous au même endroit. En fonction de leur nature et de leurs caractéristiques, ils sont acheminés vers des installations de traitement dédiées et adaptées à leurs spécificités. Ensuite La valorisation des déchets concerne l'ensemble de procédés et actions par lesquels on transforme un déchet en une nouvelle matière première dite "secondaire" (on parle alors de valorisation matière), ou en énergie (valorisation énergétique). Cette valorisation est mise en œuvre dans le cadre de différents types d'installations telles que les unités de compostage ou de méthanisation ou encore, les installations d'incinération et de co-incinération.

II.3 EVOLUTION DES DMA DANS LE CENTRES D'ENFOUISSEMENT:

II.3.1 LES PHASES DE LA DÉGRADATION :

Du fait des conditions géologiques, hydrologiques et hydrogéologiques du site, de la nature des déchets stockés et du mode de gestion de l'exploitation, chaque décharge est un cas unique. Il n'est donc pas envisageable de déterminer avec précision un mode d'évolution qui serait applicable à tous les centres. Cependant, certains phénomènes sont communs à la majorité des sites et peuvent être quantifiés permettant ainsi de caractériser l'évolution d'une installation de stockage, en particulier, en ce qui concerne les aspects biologiques, physico-chimiques, hydrauliques et géotechniques. (Hicham Khattabi, 2001)

La méthanisation c'est la première phase de décomposition a lieu en aérobiose. En effet, une certaine quantité d'air est présente initialement au sein du déchet et le contact avec l'air est également relativement important lors des opérations de collecte et de dépôt des déchets sur le site.

Durant cette phase aérobie, ce sont les micro-organismes hydrolytiques qui assurent la dégradation de la matière organique solide présente dans les déchets par l'action d'enzymes spécifiques (protéolytiques, cellulolytiques, lipoprotéiques). Il résulte de ces dégradations une transformation des grosses molécules organiques insolubles en molécules plus petites qui pourront ultérieurement servir de substrats pour d'autres microorganismes (MOHAMMEDI Djahida 2016)

En suite un autre groupe de bactéries appelées acéthogène commence son œuvre celui de transformer l'alcool et les acides en acide acétique, en hydrogène moléculaire (H_2) et en (CO_2) qui s'ajoute à ceux qui sont déjà produit, à cet instant il entre dans l'opération deux groupes des micro-organismes responsables de la formation des méthanes.

Le méthanogène acido-acétique qui transforme l'acide acétique en méthane CH_4 et anidryde carbonique (CO_2) c'est à travers cette réaction que ce produit plus de 70% de total du méthane obtenu.

La sulfatoréduction. En effet, si la concentration en sulfate est importante, les bactéries sulfatoréductrices utilisent l'hydrogène, l'acétate ainsi que les acides gras volatils A.G.V. pour former du sulfure d'hydrogène et du dioxyde de carbone. Les bactéries sulfato-réductrices travaillent en compétition avec les bactéries méthanogènes. (Fig.3)

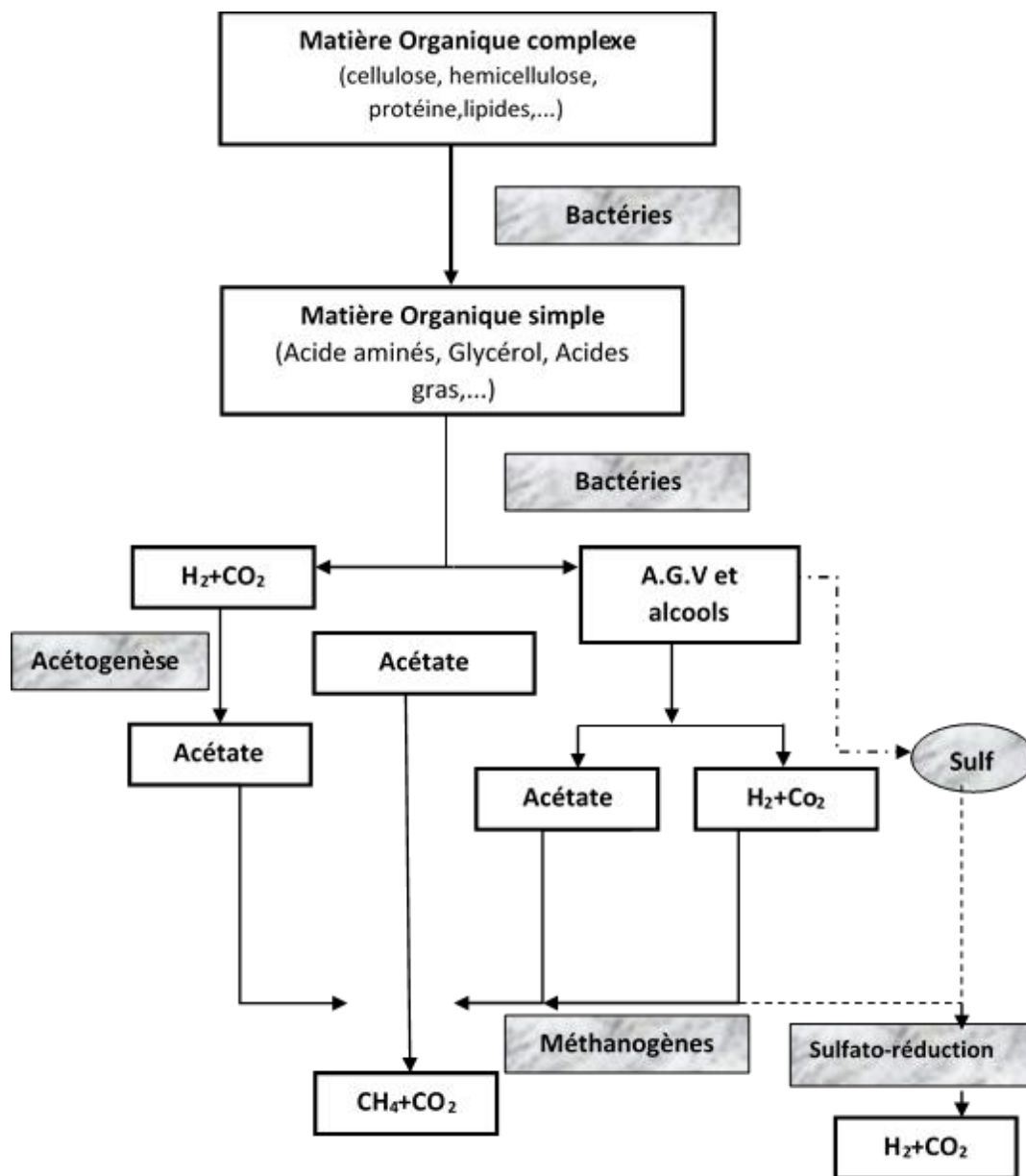


Figure 3: Evolution DMA dans un centre d'enfouissement (Edwards, 1999)

II.3.2 LES FACTEURS D'INFLUENCE DE LA METHAGÈNE :

De nombreux facteurs influencent la dégradation des déchets qui sont à la fois liés au type de déchets ainsi qu'à des paramètres intrinsèques au massif de déchets

a) Inhibiteurs de la méthanogènes

Selon Garcia-Heras (2003), une classification simple des inhibiteurs de la dégradation anaérobie, et plus particulièrement de la méthanogenèse, peut-être la suivante : Le ou les substrats, à cause de concentrations trop élevées (par inhibition des enzymes bactériennes).

- Certains produits de la dégradation elle-même : H^+ (pH), H_2 , NH_3 , H_2S , AGV, AGLC (acides gras à longues chaînes).

Les inhibiteurs les plus fréquents en digesteur anaérobie sont, selon Mata-Alvarez (2003), les AGV, le pH, NH_3 et H_2S . De manière plus complète, il est possible d'ajouter à ces listes les nitrates, les nitrites, les métaux lourds ainsi que certains xénobiotiques tels que des solvants, des médicaments, des pesticides, des surfactants ou des phénols (Kjeldsen et al. 2004b) ainsi que l'oxygène pour les anaérobies stricts. Selon (Batstone et al. 2002), deux types d'inhibitions doivent être distingués :

- Les inhibitions biocides, avec une toxicité « réactive », irréversible, qui concernent l'oxygène, les acides gras à longues chaînes, les détergents, les aldéhydes, les nitrates, les nitrites ou les antibiotiques,
- Des inhibitions « biostatiques », avec une toxicité normalement réversible, générées par les acides et les bases faibles, les substrats, le pH ou l' H_2 .

b) Balance acidogènes / méthanogènes :

La digestion anaérobie nécessite un équilibre syntrophique entre des espèces bactériennes aux métabolismes différents afin de mener la dégradation jusqu'à minéralisation de la matière dégradable, notamment au regard de deux paramètres importants : le pH et le transfert inter-espèces de l'hydrogène (Batstone and Keller 2003) ;(Obaja et al. 2003)

Le développement lent des bactéries, nécessitant de plus le transfert du dihydrogène, sont alors susceptibles de bloquer totalement le processus de biodégradation selon la réaction en chaîne : plus d'acides → baisse du pH → diminution de l'activité des bactéries utilisant ces acides → plus d'acides accumulés et ainsi de suite. Cet enchaînement peut conduire à acidifier le milieu jusqu'au point où plus aucune bactérie ne peut se développer.(Yadav, 2015)

c) Autres facteurs d'influence de la méthanogénèse :

La Teneur en eau, les transferts de matière, les caractéristiques de la matière organique, quantités et activité des bactéries présentes, le pH, la température, le potentiel redox sont autant de facteurs influençant de manière directe ou indirecte la méthanisation de la matière organique et notamment la balance acidogénèse /méthanogénèse. (ROUIZ 2008)

De nombreuses études ont été menées pour déterminer l'influence de ces différents facteurs sur la production de biogaz (Demeyer 1981) (Kling and Korkealaakso 2006). Une bonne production de biogaz dépend essentiellement d'un rendement optimal des bactéries méthanogènes et donc d'un environnement propice à leur développement, à savoir : (Hakkou et al. 2001)

- Un substrat de qualité,
- L'absence d'oxygène ou d'autres inhibiteurs (ions ammonium, potassium, etc.),
- Un pH optimum pour la méthanogénèse se situant entre 6,0 et 8,5,
- Une humidité supérieure à 50%,
- Une forte alcalinité, supérieure à 1000 mg/l (exprimée en CaCO₃),
- Une température située entre 30°C et 45°C,
- Peu de sulfates (compétition avec les bactéries sulfato-réductrices)

d) Humidité

L'humidité est considérée comme le facteur d'influence primordial de la dégradation anaérobie en conditions d'enfouissement. Cela explique que la recirculation des lixiviats soit le principal moyen envisagé pour optimiser la dégradation en décharge bioréacteur (Reddy and Bogner 2003). L'humidité intrinsèque aux déchets n'est pas suffisante pour contribuer au bon déroulement de la dégradation. Un apport extérieur d'eau via les précipitations est nécessaire. Dans les régions arides et semi-arides, dans lesquelles sont couplés un manque d'eau et une forte chaleur, le temps de dégradation est augmenté car la dégradation des déchets est limitée aux périodes humides (Verdugo et al. 2012). Cependant, le taux d'humidité n'est pas le seul gage du bon déroulement de la dégradation. La circulation de l'eau dans les déchets joue aussi un rôle prépondérant en assurant la dispersion des micro-organismes et des nutriments, ainsi qu'en expulsant les produits de la dégradation hors du massif (ROUIZ 2008).

e) Température

La présence de bactéries méthanogènes a été rapportée dans un très large éventail de températures notamment de 2°C dans les sédiments marins à plus de 100°C dans des zones

géothermiques (Pullammanappallil 1996). Cependant trois domaines principaux sont reconnus concernant la digestion anaérobie : Psychrophile (4 – 15°C), Mésophile (20 – 40°C) et Thermophile (45 – 70°C) Au sein de chacun de ces domaines, les communautés bactériennes sont différentes et sont désignées bactéries psychrophiles, mésophiles et thermophiles. La figure 4 illustre les variations du taux de croissance relatif de ces trois types de bactéries méthanogènes en fonction de la température selon (Batstone and Keller 2003)

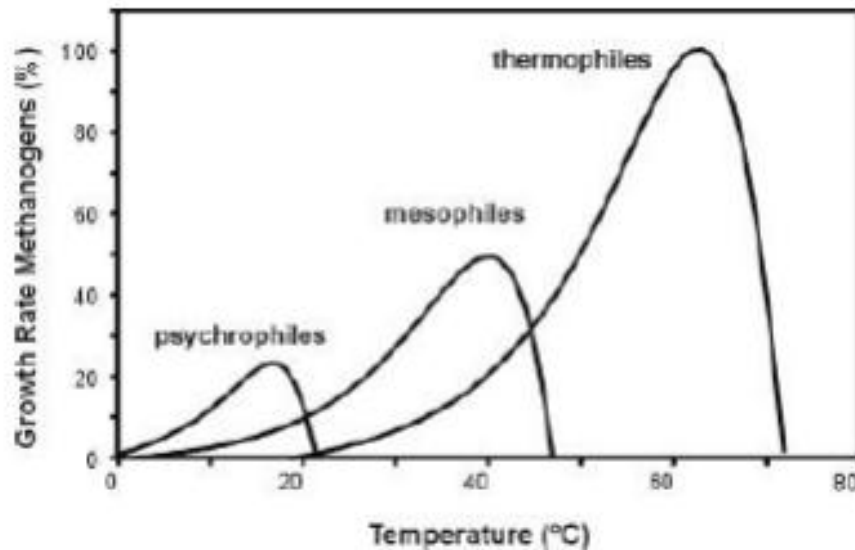


Figure 4: Variations du taux de croissance relatif des bactéries méthanogènes en fonction de la température (Batstone et al., 2002)

La température a donc une influence considérable sur les processus biologiques. Elle affecte également les réactions physico-chimiques (les équilibres liquides / gaz, la dissolution des solides, les équilibres acides / bases) et biochimiques (l'hydrolyse, par modification de l'activité enzymatique). (Fig. 4)

f) Oxygène :

La quantité d'oxygène disponible dans les pores du massif détermine le type de dégradation, aérobie ou anaérobie. La décomposition aérobie, qui intervient en présence d'oxygène durant une courte période suivant le dépôt, peut perdurer en cas de diffusion d'air à travers la dernière couche de déchets ou la couverture finale. Généralement, seul le premier mètre du massif de déchets est en conditions aérobies en raison de la consommation rapide de l'oxygène par les bactéries aérobies

g) PH

L'acidité du massif influence l'activité des micro-organismes et les processus chimiques qui interviennent dans le massif de déchets. (Williams et al. 1989)

Le pH est la conséquence d'un certain nombre de paramètres et de processus d'ordre biologique, chimique ou physique. De part la production de métabolites acides lors de la dégradation, les processus biologiques sont à l'origine de modifications du pH. Ainsi le pH de DMA bruts, classiquement neutre à légèrement acide, chute rapidement en conditions de stockage vers une valeur de 6 à cause de l'abiogénèse des substrats facilement dégradables (Palmisano and Barlaz 1996).

Selon l'équilibre entre bactéries productrices et consommatrices d'acides ou selon le pouvoir tampon du milieu, ces variations de pH pourront ou non être contrebalancées.

Les mouvements de lixiviats peuvent permettre de disperser ces acides tout comme engendrer potentiellement un effet négatif en favorisant l'hydrolyse et l'acidogénèse, au détriment des dernières étapes de la méthanisation. Le pouvoir tampon est fonction de la nature et des teneurs en acides et en bases du milieu. Bon nombre sont d'ailleurs formés lors de la dégradation biologique : AGV , NH_4^+ , H_2S sont les principaux « régulateurs » du pH en termes de pouvoir tampon en réacteur anaérobie, (Garcia-Heras et al. 2004)

La production de CO_2 et ses équilibres liquides/gaz jouent également un rôle vis-à-vis du pH car étant relativement soluble, le CO_2 réagit avec l'eau pour former de l'acide carbonique ; Enfin, les éventuels phénomènes de précipitation / solubilisation de phases minérales spécifiques peuvent considérablement affecter le pH. En réacteur, l'ajout de bicarbonate de sodium permet le contrôle de ce paramètre et peut être réalisé jusqu'au seuil de toxicité du sodium (3500 mg.L^{-1}).

h) Potentiel redox

Les bactéries acétogènes et méthanogènes étant strictement anaérobies, le potentiel redox du milieu a une influence considérable. Les méthanogènes requièrent un potentiel inférieur à -100 ou -300 mV selon les auteurs (Groom et al. 2000). Étant donné, la rapide consommation de l'oxygène et la mise en place de conditions réductrices au sein d'une décharge, ce paramètre n'apparaît pas comme un facteur primordial. Néanmoins, il peut devenir influent dans le cadre de la décharge bioréacteur : d'une part, la mise en dépression du massif de déchet peut conduire à l'introduction d'air dans la décharge, surtout si le volume soutiré est supérieur au volume de gaz

créé. D'autre part, la recirculation des lixiviats, selon sa gestion, peut impliquer l'introduction d'une certaine quantité d'oxygène dissous.

II.3.3 SOUS-PRODUITS DE DEGRADATION DES DM

Au cours de la stabilisation de la matière organique, des sous-produits liquides et gazeux se forment ; ce sont les lixiviats et le biogaz. Leurs caractéristiques varient d'une phase de dégradation à l'autre et reflètent les processus s'opérant au sein de la décharge. La percolation des eaux pluviales entraînent la production d'un effluent liquide appelé "le lixiviat" Ils sont chargés en matières en suspension et composants solubles issus des déchets et en sous-produits de la dégradation des déchets (Renou et al. 2008); Divers facteurs contribuent à l'hétérogénéité de la composition des lixiviats : la nature des déchets, l'épaisseur de la couche des déchets, la nature du matériau du substratum et de la couverture des déchets, les facteurs climatiques, le bilan hydrique, la situation géographique, le type de site, le mode d'exploitation et l'âge de la décharge.

II.3.4 GENÈSE DES LIXIVIATS :

Lorsque les eaux météoriques tombent sur la surface de la décharge, deux possibilités s'offrent à elles, l'infiltration à travers la couverture ou le ruissellement de surface, en fonction du type de couverture mis en œuvre (Fig.5) ;L'eau qui s'infiltré et qui n'est ni perdue par évapotranspiration (évaporation depuis la surface et/ou transpiration par la couche végétalisée) ni retenue par la couche de couverture va permettre d'augmenter progressivement l'humidité du massif de déchets en profondeur (Farquhar 1989)

La compréhension de la genèse des lixiviats implique non seulement la connaissance de la nature des déchets enfouis et le mode d'exploitation du CET (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...), mais aussi l'étude des interactions entre l'eau et les déchets.

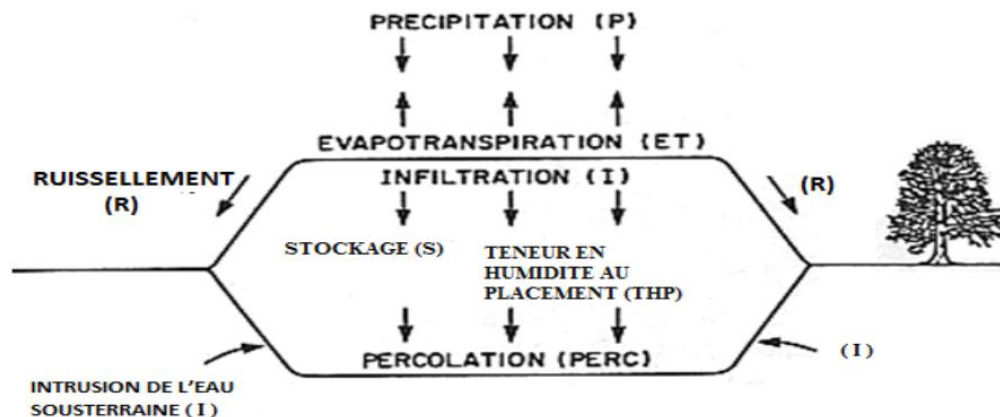


Figure 5:Genèse des lixiviats (Amirbahman, 2003)

Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes : ils sont de natures biologiques et physico-chimique (Bommersbach et al. 2008) . Le massif de déchets renferme une multitude de composants organiques et inorganiques solubles présents dès l'enfouissement ou générés par les processus biologiques de dégradation aérobie et anaérobie ou encore issus des mécanismes physico-chimiques résultant des interactions entre l'eau et les déchets (dissolution, complexation, oxydo-réduction, adsorption...).

En effet, les déchets enfouis servent de substrat aux micro-organismes hétérotrophes (bactéries, levures, champignons) responsables de la dégradation de la fraction organique fermentescible. (Tableau 4)

Types d'effets	Nature des effets
Effets directs	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Génération de métabolites solubles minéraux et organiques ❖ Génération de métabolites gazeux ❖ Réduction de la biomasse en excès
Effets indirects	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Effets sur les conditions du milieu : pH, oxydo- réduction, Température Influence dans ces conditions sur la solubilisation des matières solides et la précipitation d'espèces dissoutes. ❖ Réactions chimiques et physico-chimiques des métabolites avec le déchet

Tableau 4 : Effets des activités microbiologique

Les effets de cette activité microbiologique peuvent être multiples, directs ou indirects et déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires.(Poincare, 2001) Ces mécanismes

biologiques sont eux-mêmes influencés par les conditions physico-chimiques du milieu qu'ils tendent à modifier la dégradation anaérobie de la matière organique est le mécanisme prédominant dans les CET.

II.3.4.1 PROCESSUS DE FORMATION DES LIXIVIATS :

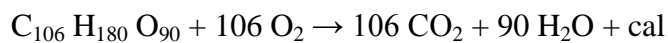
Les eaux météoriques s'écoulent à travers la masse des déchets, avec une vitesse et un débit qui dépendent de la porosité, de la perméabilité et de l'épaisseur du milieu.

Dès que le dépôt excède sa capacité au champ, c'est-à-dire sa capacité de rétention en eau maximale sans produire de percolat, la formation des lixiviats peut débuter (McLachlan et al. 2017).

La formation des lixiviats met en jeu une grande diversité de phénomènes qui joueront plus ou moins en fonction de la nature des déchets, du mode d'exploitation du centre de stockage (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage) et de l'infiltration des eaux. Ces phénomènes peuvent être répartis en deux catégories : (Belle 2008)

- i. Les mécanismes physico-chimiques : évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction des solutions percolant à travers les déchets, ces. solutions mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydo-réduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière.
- ii. Les processus biologiques aérobies et anaérobies qui vont dégrader la fraction organique fermentescible des déchets. Il est admis que le phénomène de biodégradation est l'origine d'une complexification des réactions qui rend difficile la généralisation de l'ensemble des phénomènes réels.

En effet La décomposition biologique de la matière organique des déchets va se réaliser au départ en aérobie, puis ensuite en anaérobie, lorsque le tas de déchets aura plusieurs mètres de hauteur La décomposition en aérobie est de la forme :



La réaction produira de l'eau et du CO₂.

Si la réaction est complète, pour une tonne de déchets organiques, nous obtiendrons 0,560 m³ d'eau. Ainsi, la quantité d'eau produite sera ramenée à 0,25 m³ par m³ de déchets organiques en supposant que le déchet soit exposé à l'air au moins 10 jours.

II.3.4.2 la composition des lixiviats :

Les compositions chimiques et biochimiques des lixiviats sont non seulement très diverses

mais aussi variables dans le temps et dans l'espace.(NDIAYE et al. n.d.)relèvent classiquement quatre types de polluants :

- La matière organique dissoute ou en suspension, issue de la biomasse, exprimée généralement en DCO (les AGV, les substances humiques et fulviques...);
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures, composés aromatiques...);
- Les composés minéraux majeurs sous forme ionique (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ...) ainsi que d'autres composés tels que les borates, les sulfites...(Xu Y.D,2017)
- Les cations de métaux lourds à l'état de traces, sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) ou organiques (macromolécules de type humique et fulvique).

Types de polluants présents dans les lixiviats :

a) Les acides gras :

Sont d'importants constituants du monde animal et végétal. Ils se répartissent en grandes familles selon le nombre de double liaisons éthyléniques qu'ils possèdent : les acides gras saturés (aucune double liaison) ramifiés ou non, monoinsaturés (une seule double liaison) et polyinsaturés (au moins deux doubles liaisons).

b) Composés ligno-cellulosiques :

Les composés ligno-cellulosiques (cellulose, hémicelluloses et lignine) retrouvés en décharge sont principalement dus aux 12 % de déchets verts (bois, herbe, feuilles) et aux 25% de papiers, cartons et journaux entreposés (2000). In : Déchets municipaux. ADEME (2000)) Leur présence est un très bon indicateur du règne végétal.

c) Composés associés aux matières plastiques :

Les matières plastiques se définissent comme le mélange d'un polymère (ou résine) et de divers additifs donnant un produit fini. Les déchets ménagers se composent d'environ 11% (poids humide) de matières plastiques particulièrement réfractaires à la dégradation en décharge (ADEME (2000). In : Déchets municipaux. ADEME (Ed)) Cependant, l'appauvrissement en substrats et le lessivage permanent des déchets permettent tout de même la libération de certains constituants de ces matières. Les plastifiants et les stabilisants sont les principaux composés ajoutés aux résines pour leur conférer diverses propriétés chimiques, physiques et mécaniques. Néanmoins, le simple greffage de ces additifs sur la structure du polymère les rend

potentiellement mobilisables et fait d'eux des polluants. Ces additifs peuvent donc être présents aussi dans les eaux naturelles. De la même manière, les lixiviats de décharges peuvent capter ces composés en lessivant les déchets.

d) Les phtalates

Ont été identifiés dans de nombreux échantillons provenant de l'environnement comme le compost des déchets solides municipaux les eaux usées et leurs boues (Jianlong and Ning 2004) ; les rivières et les lixiviats des décharges ; Comme les plastifiants sont des produits faiblement biodégradables, les méthodes communes de traitement des lixiviats s'avèrent peu efficaces pour dégrader ces produits. Les plastifiants peuvent donc persister dans la nature et contaminer les eaux souterraines et superficielles.

e) Les phénols :

Les phénols sont principalement utilisés en tant qu'intermédiaires : Dans l'industrie des matières plastiques (résines phénoliques, bisphénol A...). Pour la fabrication de plastifiants, d'adhésifs, de durcisseurs, de dissolvants et d'isolants. Ils sont également utilisés dans une moindre mesure en tant que composant dans les cosmétiques et les médicaments. Les phénols ont été identifiés dans plusieurs lixiviats. (Baun et al. 2004) .

f) Les pesticides

Les pesticides sont utilisés en quantité considérable depuis plus d'un demi-siècle par l'agriculture intensive. On retrouve des résidus de pesticide es partout même dans les lixiviats comme le lindane, le bentazone, le 2,6- dichlorobenzamide, l'atrazine....

g) Les métaux lourds

Plusieurs métaux lourds ont été identifiés dans les lixiviats à de faibles concentrations comme le Mg, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni et le Zn. Les métaux lourds existants dans les déchets migrent pendant plusieurs années dans les décharges (T. H. Christensen et al. 2001) Cette capacité de migration peut être améliorée par la formation de complexes très stables avec la matière organique ainsi que la matière colloïdale existante dans les lixiviats.

II.3.5 TYPE DE LIXIVIATS DES DÉCHARGES ET LEURS COMPOSITIONS :

Les lixiviats de décharge présentent de grandes variations de composition d'un site à l'autre. Leur composition est également évolutive avec le temps et les composants sont présents à des teneurs variables selon la phase de dégradation régnant dans le massif. (Fig. 6) Peu après l'enfouissement, les lixiviats produits résultent de l'expulsion de l'eau qui était présente

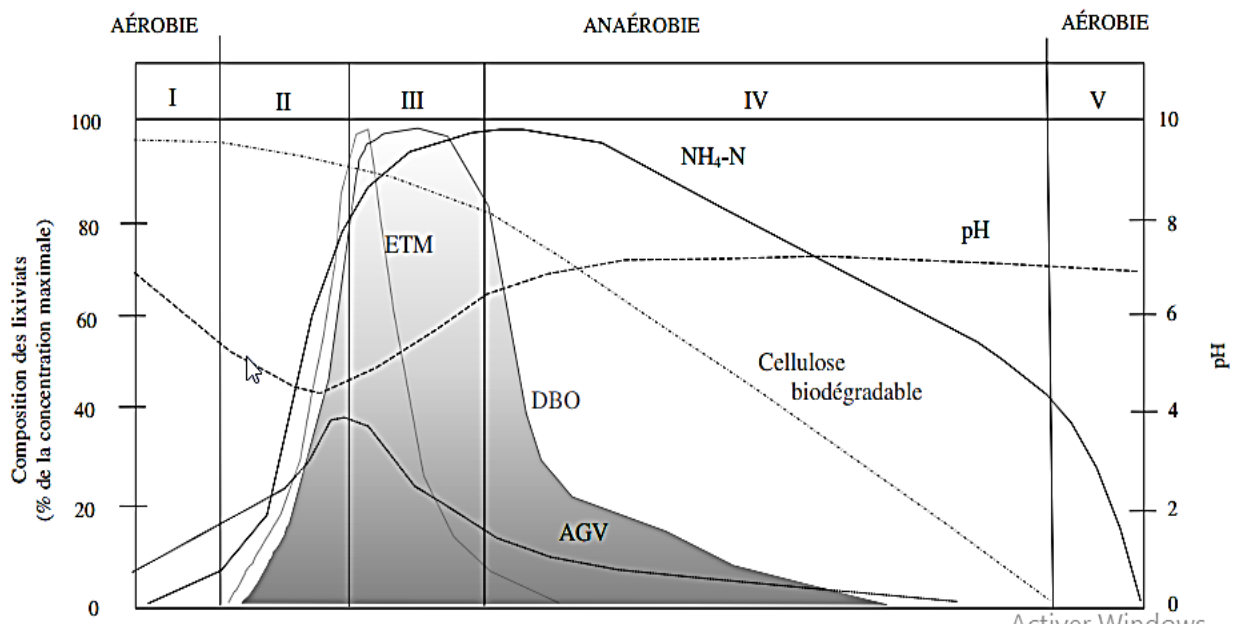


Figure 6: Type de lixiviats des décharges

a) Lixiviat Jeune :

Il est caractérisé par un pH acide de l'ordre de 6. Le rapport DBO5/DCO est important, du fait de la présence des microorganismes. La DCO dépasse souvent les 20 000 mg/L et peut même atteindre des valeurs extravagantes (jusqu'à 80 000 mg/L), les acides carboxyliques représentent environ 80% de la charge organique. Ainsi, un traitement biologique est fortement recommandé pour ce genre d'effluent (Glandier 2002). (Tableau 6)

b) Lixiviat Intermédiaire

C'est une phase de transition entre le lixiviat jeune et le lixiviat stabilisé. Le pH s'approche généralement de la neutralité et la charge organique est nettement plus faible que celle du jeune (entre 3 000 et 15 000 mg/L). Le rapport DBO5/DCO avoisine les 0,2. Le pourcentage en acides carboxyliques est faible (20 à 30%). Ce genre de lixiviat est faiblement biodégradable et c'est plutôt les procédés physico-chimiques qui sont préconisés pour son traitement (Buselli and Lu 2001) (Tableau 6).

c) Lixiviat Stabilisé

Appelé aussi le lixiviat vieux. La DCO ne dépasse pas les 2 000 mg/L et le pH est légèrement basique (7,5 à 8,5), les acides carboxyliques et les métaux n'existent presque pas dans ces eaux, mais la teneur des composés à haut poids moléculaire est importante.

II.3.6 LE TRAITEMENT DES LIXIVIATS :

La nécessité de traiter le lixiviat est impérative avant le rejet dans le milieu naturel. Tous les procédés physico-chimiques ou biologiques utilisés en épuration des effluents urbains et industriels peuvent à priori convenir. Il existe deux grandes catégories de techniques :

- Les traitements biologiques
- Les traitements physico-chimiques

Les traitements biologiques :

Les techniques de traitements biologiques utilisent les capacités de certains microorganismes à consommer les charges polluantes pour les transformer en matériaux cellulaires et en énergie. Grâce à sa fiabilité, sa simplicité et son rapport coût-efficacité élevé, le traitement biologique est couramment utilisé pour le traitement de la majeure partie du lixiviat contenant des concentrations élevées de DBO. La biodégradation des composés organiques est effectuée par le biais de micro-organismes pour donner du dioxyde de carbone et des boues, dans les conditions aérobies, et du biogaz (un mélange composé principalement de CO₂ et CH₄) dans les conditions anaérobies (Lema 1988). Les traitements biologiques aérobies font appel aux micro-organismes naturellement présents dans le milieu naturel pour dégrader les polluants présents

Ces traitements sont efficaces pour les lixivats jeunes présentant un rapport DBO₅/DCO supérieur à 0,4 on note :

a) Le lagunage aéré :

Il consiste à transformer la matière organique en CO₂ et en boues biologiques en utilisant une aération forcée afin de maintenir la quantité d'oxygène dissous supérieure à 1 mg/l. Il repose sur la capacité des micro-organismes à dégrader et à assimiler certaines substances organiques grâce à la sécrétion d'enzymes (Fig.7). Leur prolifération et leur aptitude à s'agréger sous forme de boue biologique permettent de les extraire de l'eau par séparation physique simple qui consiste en une décantation.

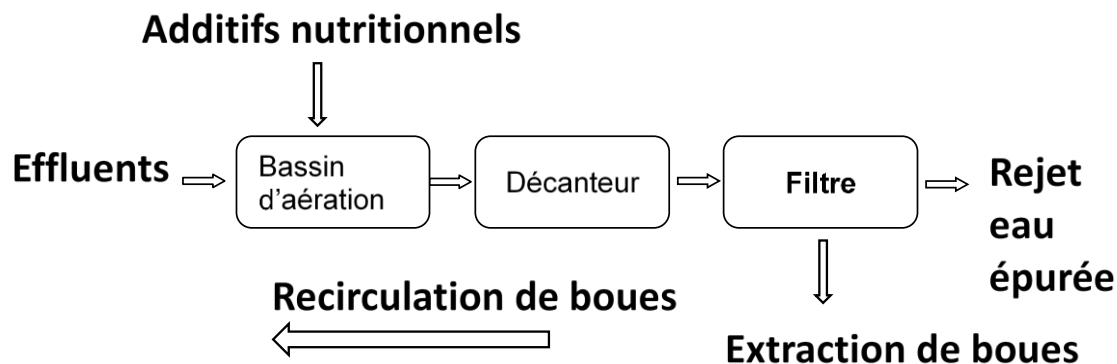


Figure 7:Schéma de principe du lagunage aéré

b) Boues activées :

Les procédés par boues activées comportent essentiellement une phase de mise en contact de l'eau à épurer avec une faune bactérienne en présence d'oxygène (aération) suivie d'une phase de séparation de cette biomasse (clarification). L'aérateur assure les deux fonctions d'aération et de brassage. C'est le procédé le plus utilisé actuellement en Europe. Dans le cas des lixiviats jeunes le traitement par boues activées peut se révéler être un moyen très efficace de dépollution des percolats.

c) Traitements biologiques sur cultures fixes

Les lits bactériens sont des dispositifs comprenant un support de contact sur lequel se développe la culture bactérienne (film biologique). Ce matériau support est immergé alternativement dans l'effluent à épurer (disques biologiques) ou arrosé de celui-ci. L'apport en oxygène est assuré par la mise en contact du film biologique avec l'air atmosphérique ou plus généralement par ventilation naturelle ou par ventilation forcée (Khalil et al. 2015). Les quelques installations existantes (principalement en Grande Bretagne) ont souvent des problèmes de colmatage dus à la précipitation d'hydroxydes métalliques.

d) Les traitements anaérobies :

Contrairement au traitement aérobie, la digestion anaérobie consomme peu d'énergie et produit très peu de matières solides. En outre, il est possible d'utiliser le CH₄ produit pour réchauffer le digesteur qui travaille habituellement à 35 °C. Le principal inconvénient de ce procédé est sa sensibilité aux substances toxiques (Hakkou et al. 2001).

Les traitements physico-chimiques

a) Coagulation-Floculation

La coagulation floculation peut être utilisée avec succès dans le traitement des vieux lixiviats (Silva A.C.), Elle est largement utilisée comme un prétraitement, avant l'osmose inverse ou avant les procédés biologiques ou encore comme la dernière étape de traitement afin d'éliminer la matière organique bio-récalcitrante.

Les traitements par coagulation-floculation comportent trois phases : la transformation des colloïdes en particules (ou coagulation, par sels de fer ou d'aluminium), l'agglomération des particules et matières en suspension (M.E.S.) (ou floculation, par polymères minérales ou organiques) et l'élimination des floccs par décantation. Le système fonctionne avec une régulation sur l'ajout des réactifs. Ce procédé est généralement utilisé comme prétraitement. (Rachid HAKKOU 2001)

Amokrane et al., (1994) ont obtenu un abaissement de la DCO de 40 à 55% en utilisant un lixiviat stabilisé contenant 4100 mg O₂/l de DCO et présentant un rapport DBO₅/DCO = 0,05. Le coagulant était le chlorure de fer.(Trebouet et al. 1998)ont obtenu des résultats similaires. La coagulation-floculation a été aussi étudiée par(Achak et al. 2008) sur des lixiviats composés de 1480 mg O₂/l de DCO. Il obtient des rendements de 51 et 47%.

Ce procédé présente certains inconvénients comme la production d'une grande quantité de boues et la diminution de la concentration de l'aluminium ou du fer dans la phase liquide.(Krčmar, 2018)

b) Précipitation chimique :

Grâce à son efficacité, sa simplicité et les équipements peu coûteux utilisés, la précipitation chimique a été utilisée pour l'élimination des composés organiques bio-récalcitrants, de l'azote ammoniacal et des métaux lourds à partir des lixiviats (Ozturk and Acaravci 2010)

Au cours de la précipitation chimique, les ions dissous dans la solution se transforment en composés insolubles par des réactions chimiques. De la même manière, les métaux présents dans la solution précipitent sous forme d'hydroxydes. La struvite (phosphate d'ammonium magnésien (MAP)) ou la chaux sont généralement employées comme précipitant en fonction de la nature de la cible (NH₃-N ou métaux lourds).

Les inconvénients de la précipitation chimique sont : la forte dose de précipitant nécessaire, la sensibilité du processus au pH, la production de boues et la nécessité de poursuivre l'élimination des boues (Kurniawan et al. 2006)

c) L'adsorption sur charbon actif

Ce procédé est basé sur l'adsorption par le grain de charbon actif de la pollution organique. Il n'a d'action ni sur l'azote minéral, ni sur les métaux lourds, ni sur les sels. Selon plusieurs travaux, le procédé d'adsorption sur charbon actif a été utilisé en conjonction avec des procédés biologiques pour le traitement des lixiviats (Slasli 2002) ont obtenu un rendement de 91% sur la DCO en traitant par ce procédé un lixiviat dont la DCO initiale varie de 879 à 940 mg O₂/l. (Ehrig, Große-Rhode, and Wolter 1998) signalent un rendement de 61% sur un lixiviat stabilisé (DBO₅/DCO = 0,08 à 0,01) issu d'un traitement biologique.

Les principaux inconvénients de ce procédé sont la nécessité de régénérer fréquemment les colonnes ainsi que la forte consommation de charbon actif

d) Méthodes membranaires :

❖ La nanofiltration :

Les membranes de nano-filtration sont des membranes ayant la capacité de séparer des sels inorganiques et des molécules organiques de bas poids moléculaire.

En raison de ses propriétés uniques entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse, la nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats, La nanofiltration utilise généralement des membranes en polymère moléculaire de coupure entre 200 et 2000 (Daburon et al. 2018)

❖ L'osmose inverse

L'osmose inverse ou hyperfiltration, permet la rétention de petites molécules organiques, minérales ainsi que la plupart des sels, L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus prometteuses dans le traitement des lixiviats.

Plusieurs auteurs ont appliqué un tel traitement aux lixiviats de décharge. Quelle que soit la qualité du lixiviat, l'osmose inverse donne de bons résultats d'épuration, entre 60 et 99% d'abattement de DCO (Trebouet et al. 1998) plus de 98%, entre 89 et 99% et plus de 98% sur la DCO, les sels et les métaux lourds après deux étapes d'osmose inverse. (Mizier 1998) signale que l'intérêt de l'osmose inverse est d'éliminer les polluants avec des rendements de 95% sur la DCO, 94% sur l'azote, 97% sur les sels, 99% sur les métaux et 100% sur les matières en suspension

**CHAPITRE III :CADRE GEOLOGIQUE
HYDROCLIMATIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE DE LA
ZONE D'ETUDE SECTEUR OUMAZZA-AIN EL AOUDA**

III.1 .SYNTHESE GEOGRAPHIQUE :

III.1.1 SITUATION GEOGRAPHIQUE:

La décharge d'Oum-Azza est implantée sur la commune d'Oum-Azza, située à 15km au sud de la capitale Rabat, L'ensemble du site s'étend sur une superficie de 110 ha. La décharge a commencé à fonctionner en 2008, il reçoit plus de 800.000 tonne/an de déchets provenant de 13 communes dont Rabat, Salé et Témara. Le centre d'enfouissement est équipé d'un système de collecte du lixiviat qui transporte par la gravité du lixiviat dans un bassin de traitement biologique. Un système de collecte est également utilisé pour transporter l'eau de pluie dans un bassin de stockage pour des usages polyvalents, le biogaz généré n'est pas recueilli. (Fig.8)

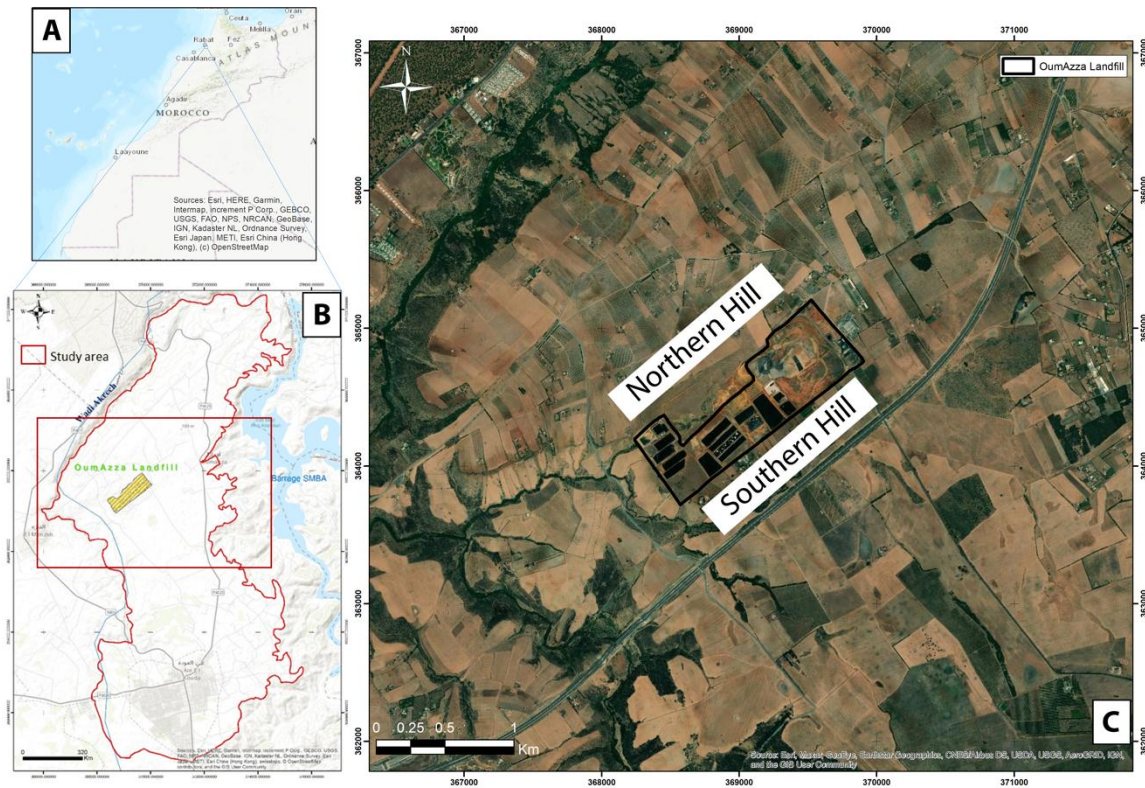


Figure 8: Carte de situation de la décharge Oum Azza (Rabat-Maroc)

Le pourcentage des matières organiques fermentescibles dans les déchets produit au niveau d'Oumazza qui est de 85% reflète le niveau socio-économique qui est moins développé. Dernièrement, le problème des lixiviats s'est aggravé d'une année à l'autre, la quantité de percolats s'étant multipliée dans les bassins de stockage (Fig.9).

Il faut noter que tous les types de déchets sont évacués vers la décharge d'Oum Azza (Tableau 5)

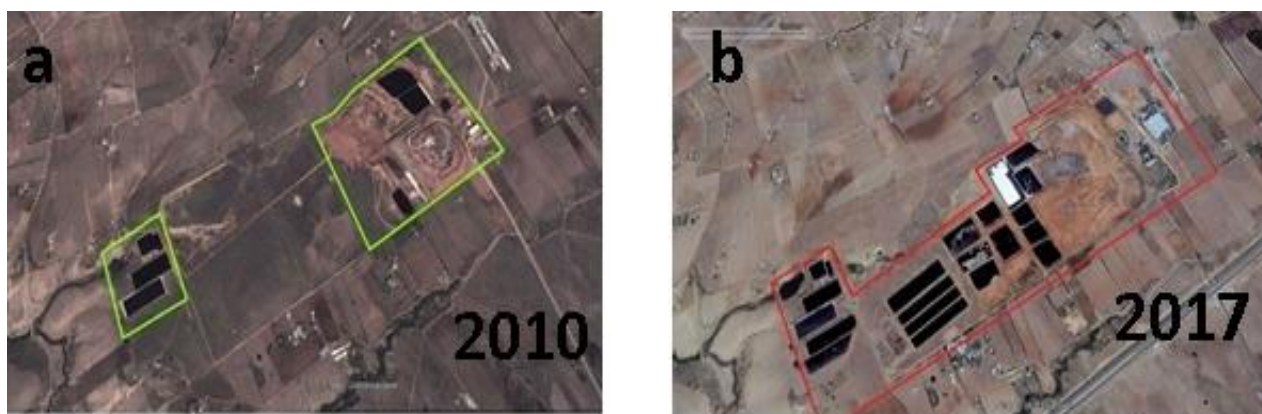


Figure9:Evolution Spatio-temporal de la décharge Oum Azza.

à l'exception des déchets verts (1,5%).

Tableau 5:Types des dechets

Types des déchets	Production journalière des déchets	
	T/j	Pourcentage
Ménages	15,75	85,61%
Hôpitaux	0,06	0,2%
Marchés	1,06	3%
Abattoirs	0,2	0,6%
Espaces verts	0,9	1,5%
Industriels	0,26	0,75%
Gravats, déblais et décombres, les déchets de briqueterie, les résidus de nettoyage des voies publiques ...	3,33	9,5%

III.1.2 GÉOMORPHOLOGIE ET ZONATION DES UNITÉS FONCTIONNELLES DANS LA ZONE D'ÉTUDES.

A partir des observations de terrain, et des images satellite, il est possible d'effectuer une zonation de la zone d'étude. (Fig.10)

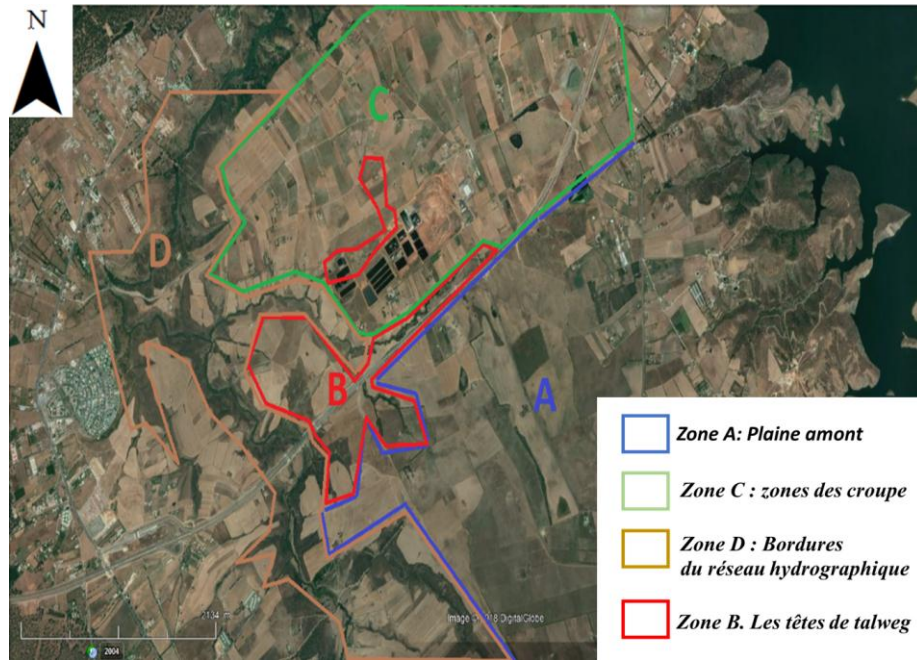


Figure 10: Unites fonctionnelles dans la zone d'etude d'Oum Azza

○ **Zone A. Plaine amont**

Cette zone A plaine et étendue est située à Est-Sud-Est de la décharge. Il s'agit d'une zone plaine, très peu ondulée. L'érosion y est très faible et l'horizon sableux superficiel est très développé.

Le réseau hydrographique est quasiment absent, toutes les eaux météoriques s'infiltrent.

La nappe est peu profonde (3 m à 3m50) et elle est alimentée par les eaux météoriques et les rejets domestiques, qui sont faibles car l'habitat y est très dispersé et peu abondant. Les pertes du réseau AEP contribuent également à la recharge de la nappe.

Elle est essentiellement vouée à la céréaliculture et l'élevage ovin-bovin extensif sur les chaumes.

La zone A présente une surface piézométrique assez plate et une ligne de séparation assez vague limite les écoulements de nappe qui vont vers le sud-ouest, c'est-à-dire en dehors de la zone d'étude, et les écoulements vers le nord-ouest, drainés par le réseau hydrographique présent sur la zone d'étude.

○ **Zone B. Les têtes de talweg et zone peu pentue du réseau hydrographique.**

Il s'agit des terrains situés en bordure de la zone A (plaine) ou bien les têtes de talweg séparant les croupes (zone C). Ce sont des zones basses, peu encaissées, présentant une pente légère. Elles sont situées une dizaine de mètres sous le niveau de la plaine ou bien une vingtaine sous le sommet des croupes. Elles sont couvertes de sols plus argileux, les niveaux sableux ont tendance à être érodé et exportés vers l'aval. Ce sont des zones de concentration des flux en provenance

des zones plus hautes (croupes ou plaine proche). La pente y étant faible, la position étant basse, les eaux souterraines s'y accumulent, la circulation est plus lente. La nappe est proche de la surface et peut même sourdre par endroit. Dans certains secteurs, en particulier au pied des « croupes » allongées, on note des traces d'exfiltration des eaux en provenance des zones haute. Ceci est nettement visible au nord-ouest de la décharge. Il est même possible de distinguer en zone basse de larges plages couvertes de joncs (*Juncus effusus*) avec des signes de pseudogley et plus haut des zones plus éparées de couvertes de joncs sur lesquelles les exfiltrations ne doivent être actives qu'en période de hautes eaux.

Pour cette unité fonctionnelle et pour les zones encaissées (zone D), les eaux de la nappe d'accompagnement des cours d'eau et les écoulements de surface échangent les écoulements : la nappe d'accompagnement s'exfiltre au niveau de marres temporaires, l'action de la photosynthèse se développe avec production de matière organique algale, oxydation partielle, sédimentation des algues et génération de conditions très réductrices dans le fond des mares. Puis ré-infiltration plus en aval de ces eaux très réductrices. Ce mécanisme joue un rôle important dans la modification des caractéristiques chimiques des eaux circulant dans cette zone.

○ **Zone C : zones hautes allongées en « croupe »**

Il s'agit des zones hautes du paysage. Elles sont plutôt au nord de la zone d'étude. La décharge d'Oum Azza est positionnée sur l'une de ces « croupes », Le réseau hydrographique a entaillé des talwegs parallèles de direction ENE-WSW et les zones hautes ont une forme allongée dans la même direction avec une partie sommitale plane ou arrondie. L'habitat y est relativement important avec de petits hameaux. La recharge dans les parties hautes est liée à la recharge à partir des eaux utilisées par la population, l'infiltration des eaux météoriques et les fuites du réseau AEP qui y est très présent

○ **Zone D : Bordures du réseau hydrographique encaissé.**

Au nord-ouest de la zone d'étude, le réseau hydrographique est encaissé. Le niveau de base est généralement 50 mètres, voire plus, sous le niveau des zones environnantes. Dans cette condition, le réseau hydrographique soutire les nappes environnantes et il constitue l'exutoire de la zone d'étude. Il impose le niveau de base des écoulements. Il draine les eaux de surface et profonde.

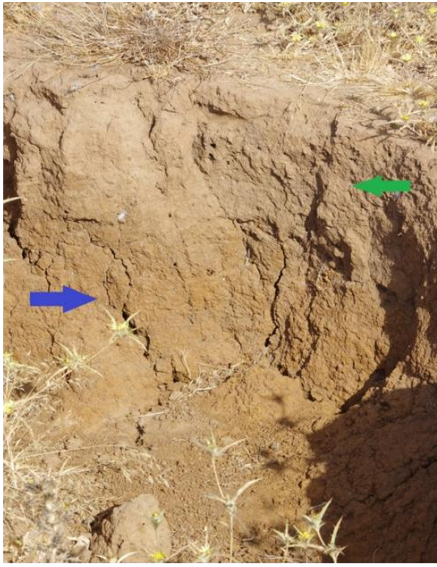
Ce réseau constitue un point essentiel pour un suivi de type bilan entrée-sortie de la zone. Il est cependant important de noter que sont drainées aussi les eaux issues des zones proches mais n'ayant aucun lien avec la décharge, comme les eaux issues de l'agglomération d'Aïn aouda avec

leur charge en pollution organique. Les pentes de raccordement entre le réseau hydrographique et les zones hautes sont très pentues et non cultivées. Tout au plus servent-elles de parcours très pauvre pour les ovins.

III.1.3 SOL ET VÉGÉTATION :

Dans le secteur nord-ouest, les sols des zones hautes sont constitués de haut en bas : Horizon sableux, de structure frittée sec cet horizon est assez cohérent mais fragile. Le passage des animaux et des engins casse la structure et le sable acquiert alors une structure particulière sensible à l'érosion. De ce fait l'épaisseur de cet horizon superficiel est très variable. Elle est faible, voire nulle, sur les fortes pentes sur lesquelles l'érosion est importante, mais cet horizon peut atteindre 60 cm lorsqu'il reçoit des colluvions sous les pentes. Cet horizon est très résistif au niveau électrique peu conducteur (5-12 Mhos/m). Il présente une forte aération et sa capacité de stockage d'eau est très faible.

- Niveau sablo-argileux rubéfié. La présence d'argile lui confère une structure prismatique très marquée. Cependant, la teneur en sable reste importante et cet horizon n'est pas vraiment imperméable. L'eau circule aisément, moins que dans les sables situés au-dessus, ce qui se traduit par un caractère oxydant attesté par sa forte coloration rouille. Le passage de l'horizon sableux superficiel à l'horizon sablo-argileux est assez progressif. Le niveau argileux peut être localement assez épais. La teneur en argile augmente avec la profondeur sans jamais affecter sa perméabilité. Sa conductivité électrique devient alors nettement plus importante que pour l'horizon sableux (170 Mhos/m)(Photo 1)
- Des altérites localement peu perméables situées au contact des calcarénites. Ce niveau présente des signes très nets de saturation en eau durable mais non permanente, sous forme de pseudogley très bien marqué. Il existe donc localement, juste au-dessus des calcarénites une nappe perchée, probablement saisonnière, de faible épaisseur et de faible puissance sur les zones pentues. Cette toute petite nappe saisonnière s'écoule vers les zones basses constituées par les talwegs et les alluvions-colluvions qui les remplissent. Ce niveau est marqué par un pseudo-gley très marqué, avec des concrétions ferro-manganiques et des encroutements calcaires blanchâtres pulvérulents. Lorsqu'ils ne sont pas cultivés, ces sols sont souvent couverts d'une végétation à *Chamaerops humilis*



Flèche bleue : Horizon sablo-argileux rubéfié
Flèche verte : Horizon sableux



Flèche bleue : Horizon sablo-argileux rubéfié
Flèche violette : Altérite à pseudo-gley

Photo1: Coupe transversale du sol dans le secteur d'oum-azza

III.1.4 DISTRIBUTION SPATIALE DES FORMATION DES FORMATION SUPERFICIELLES

III.1.4.1 LES FORMATIONS DU SECTEUR AMONT

Le paysage est constitué de zones hautes allongées vers l'ouest, et entaillées par le réseau hydrographique. Sur les replats sommitaux, le niveau sableux présente une épaisseur variant autour de 40-50 cm. Sur les zones de pente, cette couche est érodée et elle peut localement disparaître. Le niveau sablo-argileux affleure alors. Au bas de pente, les dépôts colluviaux sont peu abondants, probablement car le sable peu cohérent est emporté par l'eau des petits cours d'eau éphémères. Le fond des talwegs est constitué d'une petite couche de sables alluviaux-colluviaux surmontant le niveau sablo argileux. Cette configuration est plutôt caractéristique des têtes de talweg. (Photo 3)

III.1.4.2 Les formations du secteur aval

Vers l'aval, au niveau du talweg, la création de bassin de rétention des lixiviats de la décharge a créé un barrage. Pour construire le soubassement de ces bassins, des excavations ont été réalisées jusqu'à atteindre le niveau bas de la nappe. La création de ce barrage sur le talweg génère une zone d'accumulation de l'eau et des éléments dissous, qui se concentrent sous l'effet du climat

aride. Des formations de milieux confinés semblent se développer rapidement depuis lors. De l'amont vers l'aval de cette zone d'accumulation, on observe :

- Une zone sableuse avec une nappe perchée peu profonde en été (50-60 cm) et quasiment affleurant en hiver, dans laquelle la réduction du fer est massive. Le fer ferreux dissous remonte en été par capillarité (effet de mèche) formant des sables rubéfiés en surface. Il en résulte une structure très poreuse et fragile, une structure soufflée
- Ce secteur, marque le début de la zone dans laquelle les joncs sont morts. Cette mortalité totale des plants de joncs s'étend jusqu'au pourtour de la lagune. (Photo 4)
- En amont de la lagune, les accumulations de matière organique en décomposition et la formation d'argiles gonflantes conduisent à la formation d'un horizon à structure prismatique très marquée avec des fentes de retrait également très marquées. Cet horizon de 20 cm environ est peu perméable. Il repose sur un horizon sableux, conducteur de l'eau qui est alors en charge. Lors du creusement de trous, l'eau est absente en surface, puis apparaît et remonte en force jusqu'à atteindre la surface du sol. En périphérie de cette zone, les plants de joncs sont morts mais leurs restes ont un effet de mèche, favorisant des remontées capillaires. Ils se couvrent ainsi de dépôts ferriques. Les eaux réductrices et chargées en fer remontant par capillarité s'oxydent au contact de l'air, et les hydroxydes ferriques précipitent donnant une couleur intense rouille aux squelettes des plants de jonc. (Photo 5)



Photo 1: Zone altérée à pseudo-gley (coexistence de zones gris-bleu et de zones couleur rouille)



Photo 2: Contact entre la zone de sols aérés (horizon sableux, argilo-sableux rubéfié,...) couvert de Chamaerops humilis (à droite sur le cliché) et les zones d'exfiltration de la nappe en période humide, zones couvertes de joncs (Juncus effusus), à gauche sur le cliché.



Photo 3: Pseudo-gley superficiel dans la zone d'exfiltration des eaux de nappe, au milieu des joncs.

Photo 4: Zone aval d'exfiltration avec remontées capillaires chargées en fer. Les masses sombres sont les plants de joncs morts

Photo 5: Horizon noir de matière organique algale en décomposition et sulfures sédimentaires (à droite) et horizon gris-bleu (Gley) sous-jacent (à gauche). Bordure de la lagune.

III.2 SYNTHÈSE GÉOLOGIQUE :

Le secteur Ain el Aouda-Oum Azza est localisé à l'extrémité Nord-Ouest de la Meseta Nord Occidentale Marocaine (partie Nord de la chaîne Varisque). Le secteur repose sur trois ensembles géologiques dont les limites sont des failles décro-chevauchantes à tangentielles, les trois ensembles s'organisent du Nord vers le Sud du secteur comme suit (El Attari A 2001):

- La bordure Sud-Ouest du Bloc des Sehoul ou unité métamorphique à matériel Cambrien à Ordovicien formée de roches métamorphiques et de Granites.
- L'axe de Rabat-Tiflet (axe de Bou Regreg) ou unité sédimentaire formée de roches peu ou pas métamorphiques datées de l'Ordovicien inférieur au Viséen supérieur.
- Le bassin de Sidi Bettache qui est caractérisé par une sédimentation détritique grossière datée du Faménnien au Viséen. (Fig.11) (Fadil et al. 2011)

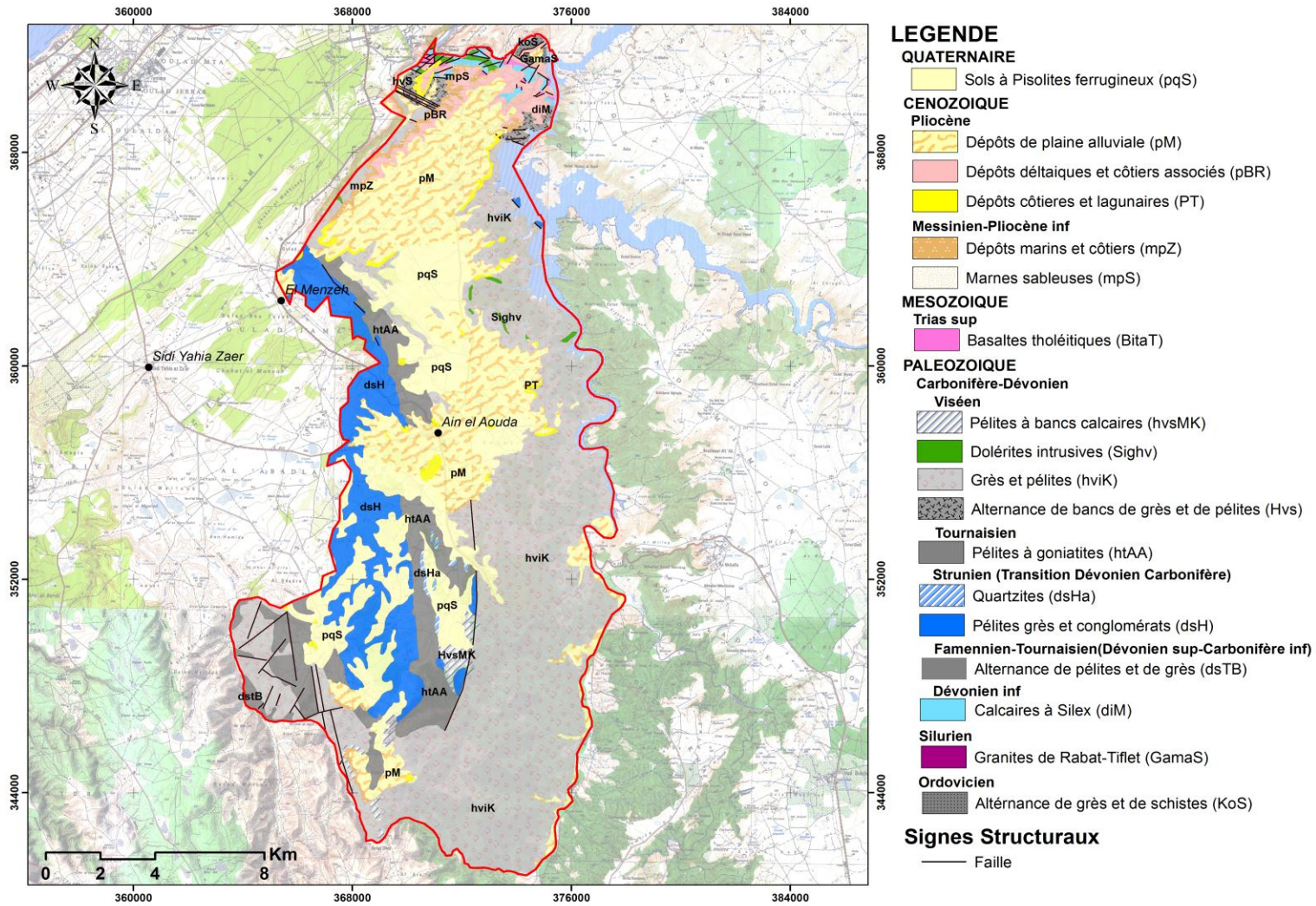


Figure 11: Carte géologique de la zone d'étude, numérisée à base de la carte géologique du Maroc au 1/100000, Feuille de Rommani (1989)

III.2.1 LITHOSTRATIGRAPHIE :

Le secteur de Ain el Aouda-Oum Azza est constitué d'un ensemble de formations géologiques diversifiées (sédimentaires, métamorphiques et plutoniques) dont l'âge s'étend du Paléozoïque au Quaternaire (Fig.11).(A. Michard et al. 2017)

III.2.1.1 Paléozoïque :

Les plus anciennes formations sont constituées de terrains métamorphiques et de granites de la bordure sud du Bloc du Sehoul (Nord du secteur Ain el Aouda-Oum Azza). Les affleurements du Cambrien-Ordovicien sont identifiés dans le nord du secteur (régions Al Qahawi et Ras An Wala). Ils sont constitués par une alternance de grés et de schistes et de phyllades et quartzophyllades, il s'agit donc de l'unité métamorphique du Bloc des Sehoul.

○ Silurien :

Le silurien est représenté dans le secteur par les Granites intrusifs de Rabat-Tifelt qui se situent au niveau de la partie nord du secteur affectée par les principaux accidents hercyniens.

○ Dévonien :

La série du Dévonien est représentée par les calcaires à silex de Sidi Mnijal, cette formation affleure au niveau de la partie nord du secteur étudié. Elle appartient à l'unité structurale dite « Axe de Rabat-Tiflet » qui représente la limite nord du secteur septentrional du bassin de Sidi Bettache.

III.2.1.2 Carbonifère :

Les formations carbonifères occupent de larges étendues du secteur Oum Azza-Ain el Aouda, elles sont formées dans la quasi-totalité de terrains sédimentaires caractérisés par une sédimentation détritique grossière avec un matériel magmatique intrusif mis en place pendant le viséen. Les dépôts sédimentaires d'âge carbonifère s'organisent généralement en formations à Bloc, occupants trois secteurs du bassin Dévono-dévonien de Sidi Bettache.

○ Strunien (transition entre le Dévonien et le Carbonifère) :

Il est représenté par la formation d'Ain Al Aliliga (Horst de l'Oued Cherrat), formée par : alternances grés-pélitiques (300m), des conglomérats à ciment calcaire et des schistes vert-olive épais (500 m) à lits de brèches microconglomératiques dont les éléments sont surtout calcaires.

○ Tournaisien :

Deux grandes formations affleurent sur le terrain appartenant au secteur central du Bassin de Sidi Bettache. Il s'agit des formations d'Ain El Aouda et Ain El Hallouf qui sont respectivement formées par des pélites plus ou moins gréseuses et des pélites, grés,

conglomérats et des quartzites du Jbel Akala sur une épaisseur importante estimée par (Chalouan 1981) à 2000 m.

○ Viséen inférieur :

Il est représenté par la formation de l'Oued Korifla (secteur central du bassin de Sidi Bettache), formée du bas en haut par une alternance des pélites et de bancs de grés, banc de calcaire et un banc de quartzites, filons et coulées basaltiques, niveaux calcaires et conglomératiques et des grés et pélites.

○ Viséen supérieur :

Représenté par la formation Machra-Al-Kraret appartenant au secteur occidental du bassin de Sidi Bettache, formée par des pélites à bancs calcaires et bancs de calcaires sableux. Une formation intrusive affleure dans le secteur très souvent en filons, constituée de dolérites intrusives dont l'âge est "probablement viséen".

III.2.1.3 Mésozoïque :

○ Trias supérieur :

Les formations mésozoïques sont représentées dans le secteur d'Oum Azza-Ain Aouda par des roches volcaniques en forme de coussins (Pillot Lavas) en discordance majeur sur le socle paléozoïque. Il s'agit des basaltes tholéitiques interstratifiés dans les dépôts de l'Ordovicien inférieur, au niveau de la partie nord du secteur étudié.

○ Cénozoïque :

Les dépôts cénozoïques couvrent la surface des plateaux paléozoïques. La couverture cénozoïque est formée généralement par des dépôts littoraux de marnes, argiles et calcaires.

III.2.1.4 Messinien-Pliocène inférieur :

Formation des marnes de Salé, elle est formée du bas en haut par des sables biodétritiques jaunes contenant parfois des niveaux conglomératiques, marnes sableuses (facies de bordure), marnes grises et des marnes grises sableuses (facies régressif). (Medioni ; René 2014)

Formation des Zaer, formée par dépôts marins et côtiers formant une séquence régressive plus au moins complète. Cette formation est constituée à la base, par des calcarénites de facies côtiers, surmontées par des sables biodétritiques jaunes avec localement des intercalations conglomératiques, calcarénites infra, inter et supratidales puis lagunaires, des calcaires massifs, des calcarénites et des grés à matrice argileuse rouge.

○ Pliocène :

Formation de Tamara, elle est constituée de calcarénites contenant souvent des galets, il s'agit d'un dépôt côtier.

Formation de Bou Regreg, dépôts deltaïques et côtiers associés ; On distingue de bas en haut:

- Des sables et graviers, dépôts de chenal,
- Des sables à matrice carbonatée recouverts par des calcarénites de faciès côtier formant une séquence régressive complète
- Des sables à matrice carbonatée à niveaux de galets, intercalation de calcarénites à galets (faciès côtier intertidal).
- Des sables à matrice carbonatée souvent glauconieux bancs conglomératiques à matrice marneuse, bancs calcarénitiques.
- **Formation de la Mamora**, formée par des dépôts de plaine alluviale regroupant :
 - Des limons, sables et graviers (non séparés).
 - Des sables et limons rouges.
 - Des sables et graviers.

○ Quaternaire :

Il s'agit des sols à pisolites ferrugineux, ils couvrent la surface des plateaux paléozoïques.(Akil 1999)

III.3 CONTEXTE STRUCTURAL :

Le secteur d'Oum Azza-Ain el Aouda est formé de trois unités structurales :

Au nord, la bordure sud du bloc des Sehoul ou unité métamorphique à matériel Cambrien à Ordovicien formé de roches métamorphiques et de granites ; au sud de l'unité métamorphique l'axe de Bou Regreg ou de Rabat-Tiflet ou l'unité sédimentaire formé de roches peu ou pas métamorphiques datées de l'Ordovicien inférieur au Viséen supérieur, cet axe constitue la bordure (ou ride bordière septentrionale) du bassin dévonodinantien de Sidi Bettache, extrémité nord occidentale du Maroc Central occidental. La quasi-totalité du secteur Oum Azza-Ain el Aouda au sud de l'axe de Rabat-Tiflet est formée par le Bassin de Sedi Bettache.(El Foughali and Griboulard 1985) (Fig.12)

Le bloc des sehoul : formé de roches métamorphiques très déformés, schistes, phyllades, quartzophyllades et des granites intrusifs (Ordovicien supérieur-Silurien inférieur), cette zone est donc témoin d'évènements tectonométamorphiques et magmatiques rattachés à l'orogénèse Calédonien au Maroc. Le bloc des Sehoul est en contact tectonique avec l'Axe de Rabat Tiflet non métamorphique ce contact important correspond au rapprochement de deux ensembles (Meseta et zone des Sehoul) le rapprochement date du Silurien.(Andre Michard et al. 2008)

L'axe de Rabat Tiflet : c'est un anticlinorium compris entre des failles décro-chevauchantes ; cet axe est en effet une ride bordière du bassin de Sidi Bettache, qui s'est formée suite à des mouvements surtout extensifs que la Meseta occidental a connue pendant le dévonien supérieur, ces mouvements sont rattaché au début de l'orogénèse Hercynien (phase tectonique Eovarisque). (Sitel and Akil 1996)

Le bassin de Sidi Bettache : ce bassin est caractérisé par une sédimentation détritique grossière, l'ouverture de ce bassin a commencé au Dévonien supérieur et elle a fini au Dinantien. Pendant la phase tectonique Eovarisque les mouvements tectoniques ont conduit à une organisation de la paléogéographie en rides et bassins.

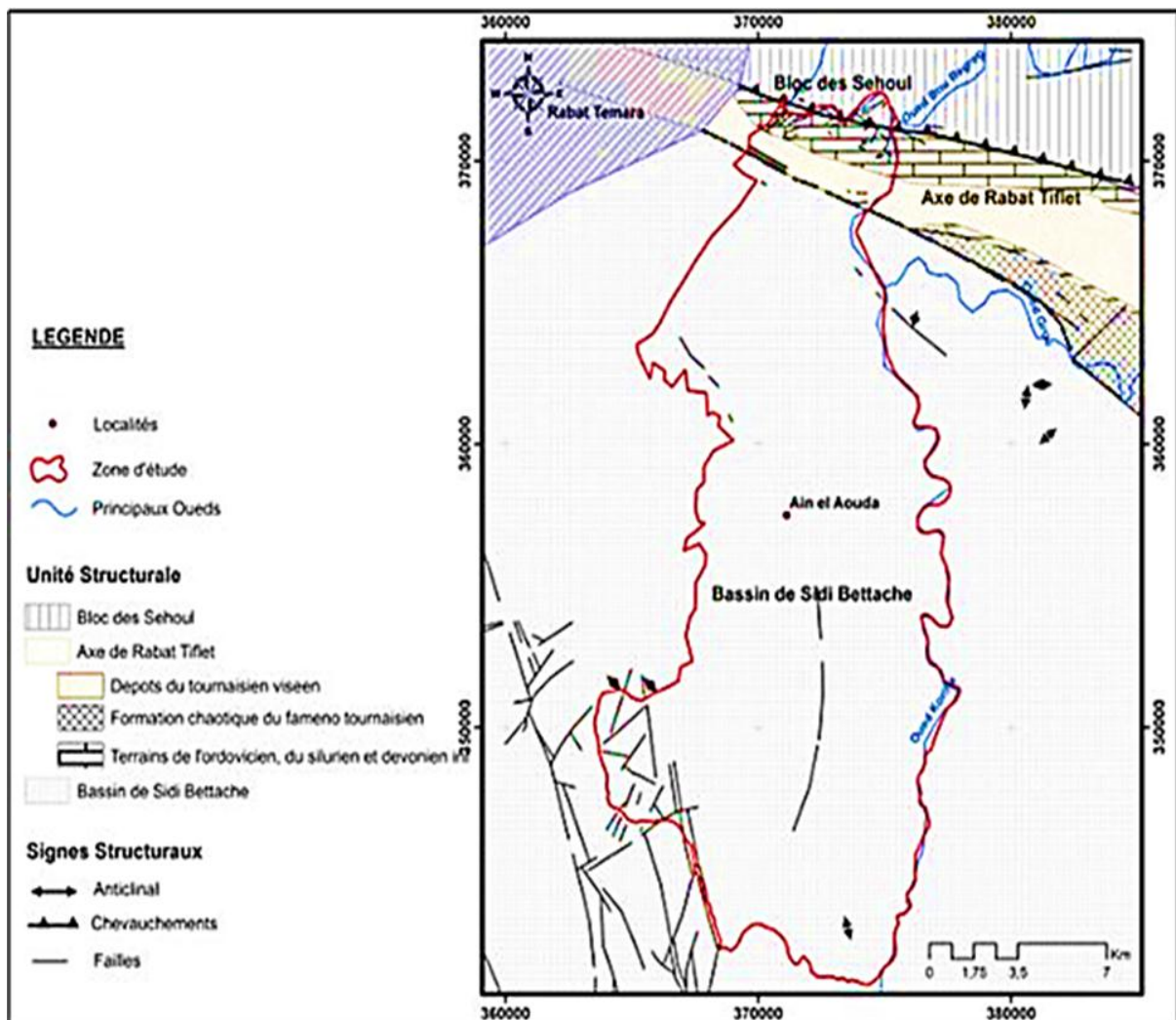


Figure 12:Schéma structural du bloc des Sehoul, de l'axe Rabat Tiflet et du bassin de Sidi Bettach

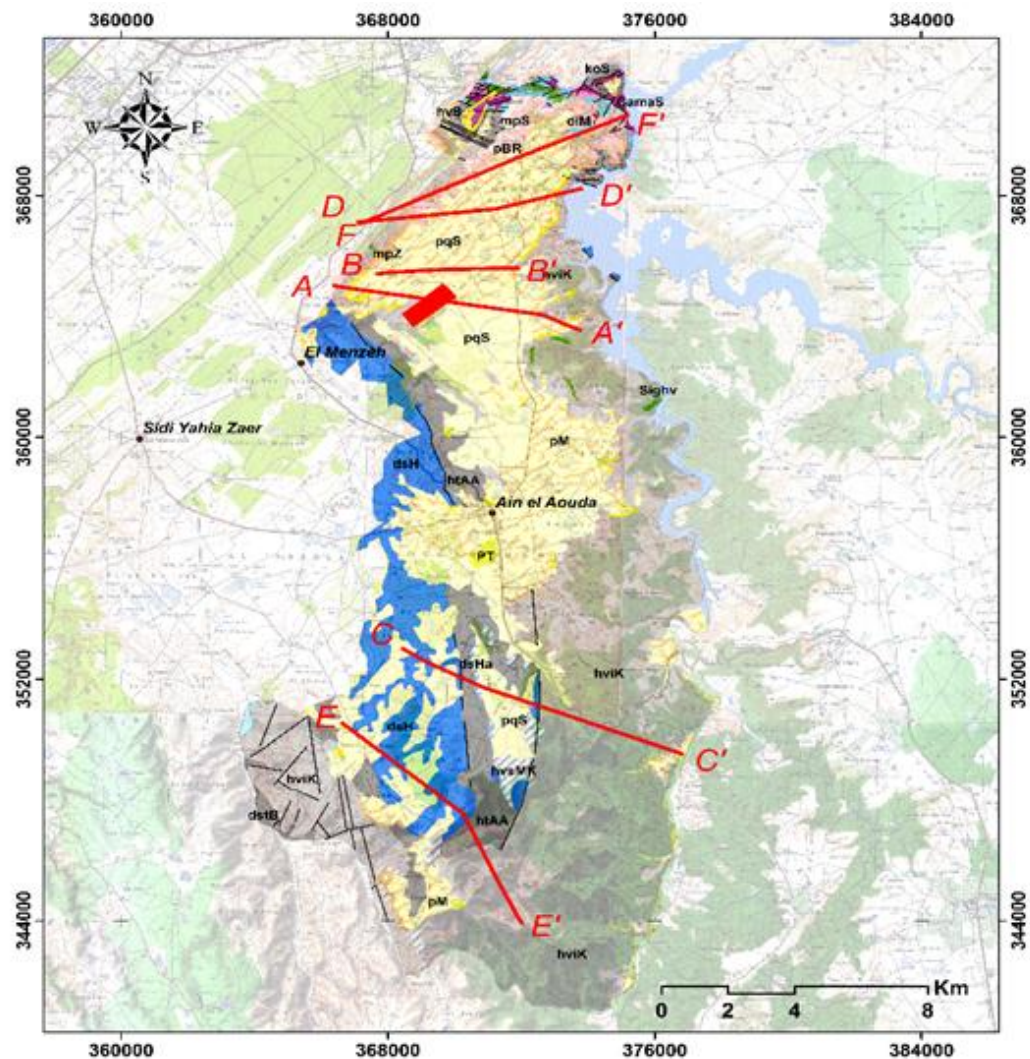


Figure 13: Situation des coupes géologiques

Afin d'illustrer la structure de la zone d'étude 6 coupes géologiques ont été élaborées :

- Au niveau de la décharge d'Oum Azza : Coupe A_A' ; Coupe B_B'
- Au sud du secteur étudié : Coupe C_C' ; Coupe E_E' ;
- Au nord du secteur étudié : Coupe D_D' ; Coupe F_F' ;
- Coupe AA'

La coupe est orientée WNW-ESE. Le tableau ci-dessous donne la stratigraphie et les épaisseurs en mètres des formations géologiques déduites de l'analyse du fichier IRE. (Fig.14)

La coupe montre :

- Une surface de discordance séparant le socle paléozoïque et les formations du Plio-Quaternaire ;
- Une disposition horizontale des couches d'âge Plio-Quaternaire ;
- L'épaisseur des couches Plio-Quaternaire dans cette zone ne dépasse pas les 30 mètres.

Coupe BB'

La coupe est orientée WSW-ENE. Le tableau ci-dessous donne la stratigraphie et les épaisseurs en m des formations géologiques déduites de l'analyse du fichier IRE.

La coupe montre : (Fig 15)

- Les couches d'âge Pliocène reposent en discordance sur les couches plissées et érodées du Paléozoïque.
- La répartition latérale des calcarénites montre une discontinuité sédimentaire.
- Les couches d'âge Pliocène, atteignent dans cette zone 49 m d'épaisseur.

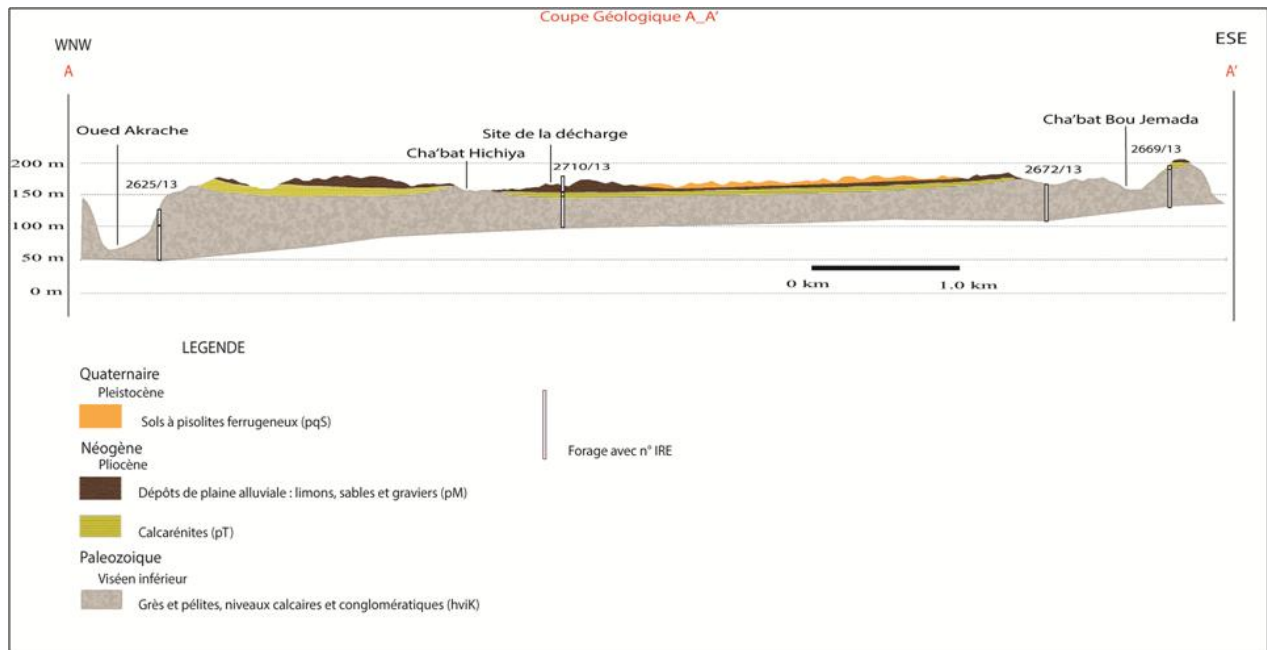


Figure 14: Coupe géologique

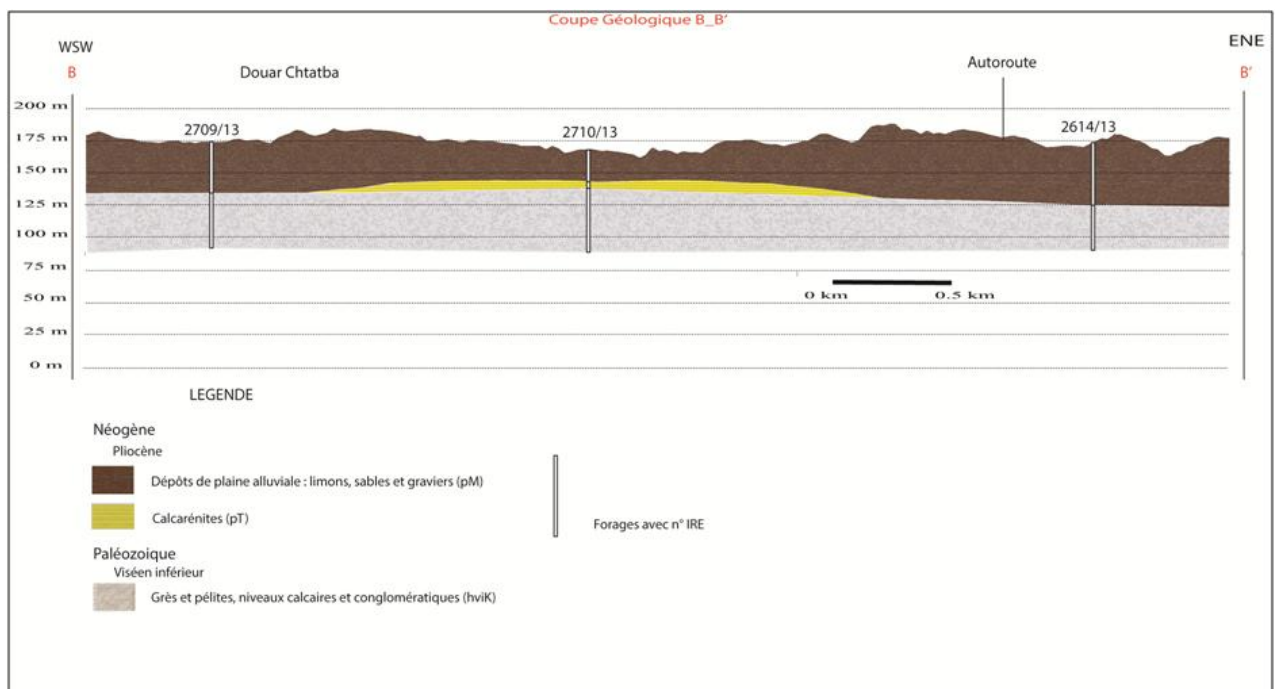


Figure 15: Coupe géologique BB Au sud du secteur étudié

- Coupe CC'

- La coupe est orientée WNW-ESE. Le tableau ci-dessous donne la stratigraphie et les épaisseurs en m des formations géologiques déduites de l'analyse du fichier IRE.

- La coupe montre : (Fig.16) La couverture Plio-Quaternaire est assez réduite, voire quasi-absente dans cette zone ; La structure des formations paléozoïque est affectée par deux failles ; De l'Ouest vers l'Est de la coupe, les failles affectant la zone ont mis en contact latéralement des formations dans un ordre chronologique décroissant (les plus anciennes formations à l'Ouest jusqu'aux formations relativement récentes vers l'Est

Au nord du secteur étudié

- Coupe DD'

La coupe est orientée WSW-ENE. La coupe montre : (Fig.17)

- Les couches d'âge pliocène reposent en discordance sur le socle Paléozoïque.
- Les sables à matrice carbonaté sont retrouvés localement au niveau de la rive Est de la vallée d'Oued Akrach.

- Coupe EE'

La coupe est orientée NW-SE. Le tableau ci-dessous donne la stratigraphie et les épaisseurs en m des formations géologiques déduites de l'analyse du fichier IRE.

La coupe montre : (Fig.18)

- La couverture Quaternaire est quasi-absente dans cette zone.
- Les couches du Paléozoïque ont été plissées et érodées, ce qui explique le contact latéral entre des couches de différents âges.
- On soupçonne la présence des couches d'âge Stunien et Tournaisien au-dessous des couches d'âge viséen.

- Coupe F F'

La coupe est orientée SW-NE. en m des formations géologiques déduites de l'analyse du fichier IRE La coupe montre : (Fig .19)

- Les formations Paléozoïques sont affectées par des failles WNW-ESE.
- La zone nord marquée par la présence d'une boutonnière Paléozoïque constitué de terrains du Dévonien inférieur.

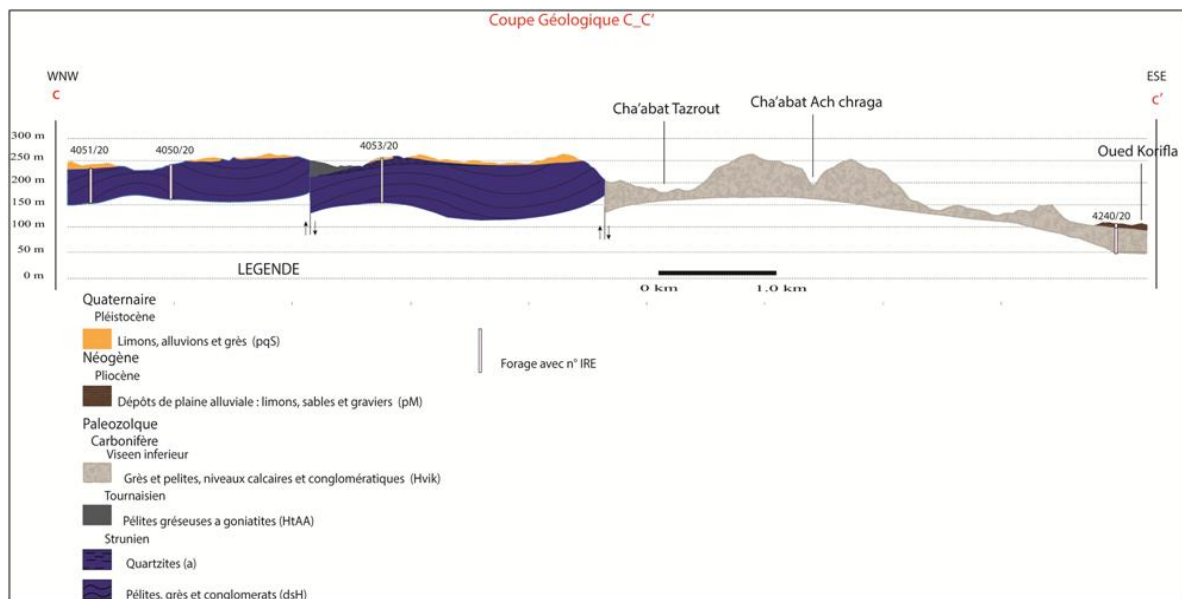


Figure 16: Coupe géologique CC'

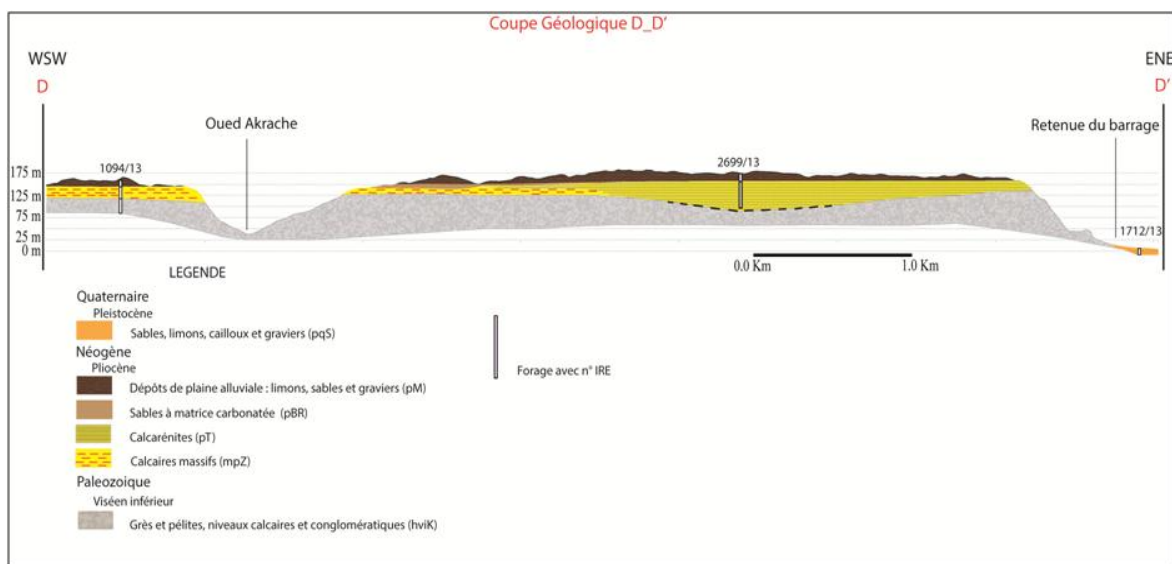


Figure 17: Coupe géologique DD'

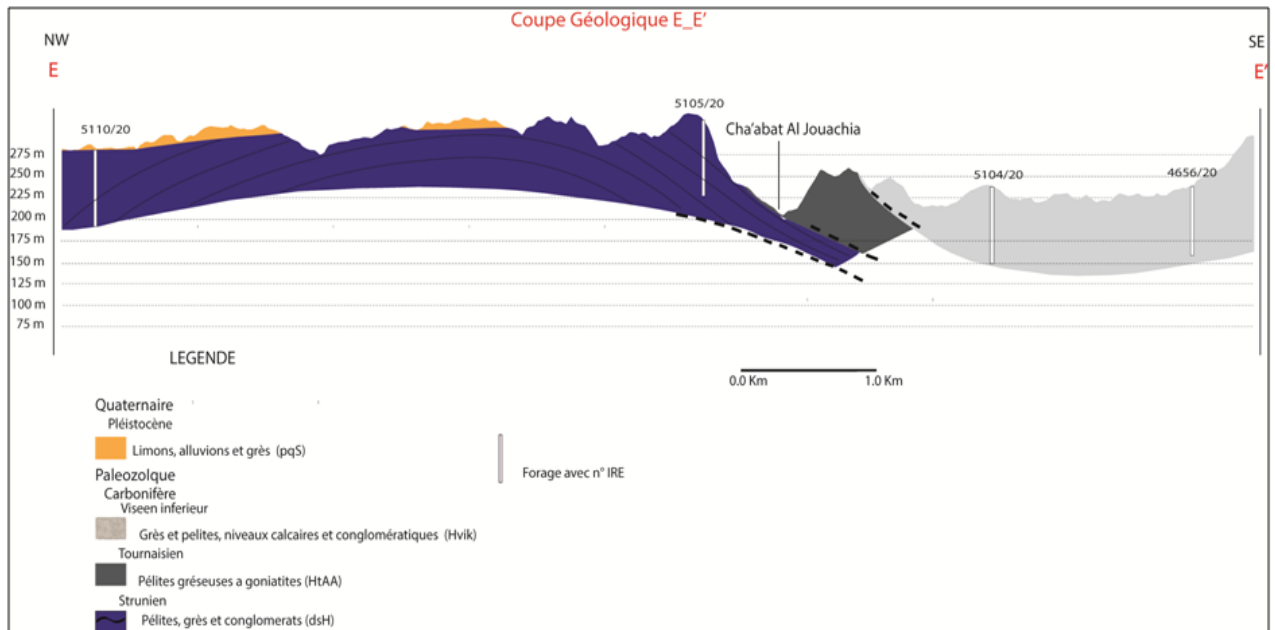


Figure 18: Coupe géologique EE'

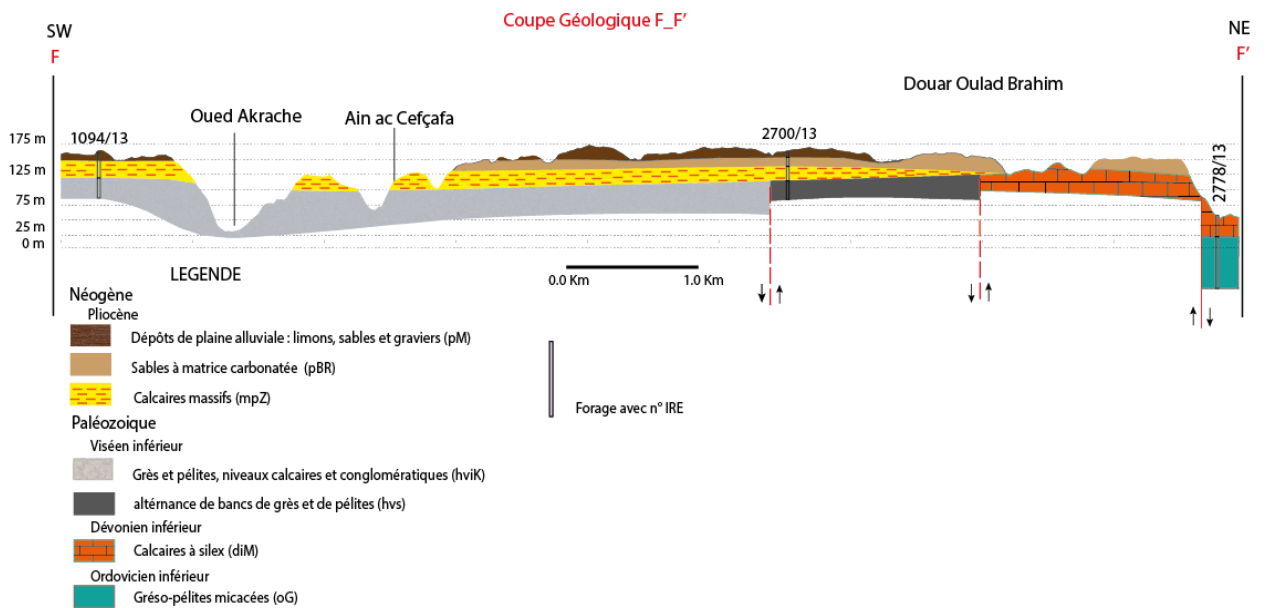


Figure 19: Coupe géologique FF'

III.3.1 ETUDE DE LA FRACTURATION

La connaissance de la nature géologique d'une région et la géométrie de ces réseaux naturels de fractures conditionne grandement les possibilités d'analyse et de résolution de multiples problèmes actuels tels que le stockage des déchets, l'exploitation des ressources naturelles, la réhabilitation d'aquifères contaminés.

Ainsi dans la région d'Oum Azza, la résolution des problèmes liés à la gestion des déchets et la protection des ressources en eau souterraine passe-t-elle nécessairement par la cartographie litho structurale du socle paléozoïque de cette région. L'examen de la carte géologique de la région de l'oued Akrech (Fig.20) montre que le secteur étudié présente globalement une structure de direction E-W , constituée d'une succession de plis anticlinaux et synclinaux, diverse vers le sud et entrecoupée par des failles multidirectionnelles , (GRANIER n.d.) fut le premier à remarquer la structure synclinale que forment les calcaires de l'emisien au niveau de la confluence des oueds bouregreg et akrech ,ce synclinale montre un flanc nord sub-vertical a inverse (75° à 80° N) et un flanc sud a pendage variant de 20° à 50° N (McLachlan et al. 2017)(El Hassani 1990) cette structure résulte de l'interférence de plusieurs phases tectoniques ayant affecté aussi bien les terrains paléozoïque que la couverture plioquaternaire pour plus de commodité et pour mieux cerner le problème de la structuration de la région étudiée et surtout pour comprendre le rôle de la fracturation dans l'hydrodynamique profond, une analyse qualitative et quantitative des champs de fractures s'intègre dans le processus conduisant à l'établissement d'un modèle hydrodynamique profond, en fonction des directions préférentielles de fracturation, susceptible de représenter les drains les sens d'écoulement pour les eaux souterraines.

III.3.1.1 Approche par télédétection

○ Acquisition des données images

Les différentes images Landsat TM5 ont subi un prétraitement portant sur le géoréférencement et la mosaïque. Ensuite, l'analyse en composantes principales de bandes spectrales a été effectuée pour extraire les informations de l'ensemble des canaux bruts. Cela permet de prendre en compte toute l'information contenue dans chaque canal brut par la considération de la notion d'information en imagerie optique qui reste liée à la variance des comptes numériques (Richard, Larouche, and Lortie 1992).

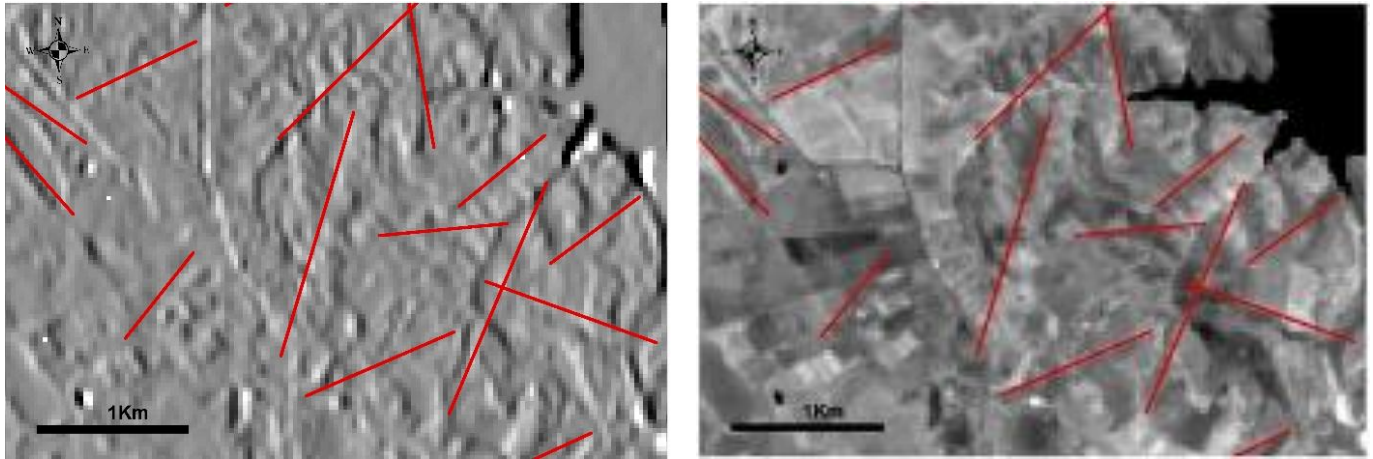


Figure 20: Carte des résultats du filtre directionnel de sobel matrice 3x3 de direction N-S, et les linéaments superposés sur l'image Landsat TM5

L'objectif ici est de cartographier le réseau de linéaments (fractures probables) afin d'étudier la relation entre les réseaux de fractures et la géodynamique de la nappe.

En vue de dégager et de rehausser les structures linéaires correspondant à des discontinuités lithologiques ou structurales, on a procédé à un filtrage spatial de convolution, à l'aide du filtre directionnel de Sobel. (Fig.20) Le filtre directionnel de Sobel a été effectué sur la bande 5 de l'image Landsat TM5 sous le Logiciel ENVI, une matrice noyau 5x5 a été utilisée pour détecter les linéaments majeurs et une matrice noyau 3x3 pour générer les structures les plus fines. Pour couvrir tous les linéaments existants, les noyaux ont balayé l'image de la zone dans toutes les directions que peuvent prendre les linéaments, à savoir N-S, NE-SO, E-O et NO-SE. A partir des résultats des techniques de filtrage spatiales et les traitements d'identification des linéaments, on a pu réaliser une cartographie des linéaments en traçant les structures linéaires, qui apparaissent sur ces résultats de filtrage. Cependant ces linéaments peuvent être aussi des routes, des voiries, ou des réseaux hydrographiques, il a été nécessaire d'effectuer une vérification à l'aide de cartes géologiques et carte topographiques de la zone d'étude, le but derrière cette vérification était d'éviter d'identifier les linéaments liés aux activités anthropiques (routes, chemin de fer, layons de délimitation des forêts, etc.).

La carte du réseau linéamentaire (Fig.21) qui a été obtenue après les différents traitements de l'images satellitaire et le tri ayant permis d'éliminer les entités correspondant aux infrastructures de développement et les champs d'agriculture etc.

Les linéaments résultants sont assimilés au réseau de fractures et sont utilisés pour la relation du réseau de linéaments de surface avec les directions majeures d'écoulement souterrain.

Les linéaments obtenus sont concertés dans les berges des oueds, Il existe une superposition presque parfaite entre les directions majeures des linéaments relevés sur les images satellitaires et la répartition spatiale de l'ensemble des drains formant le réseau hydrographique au sol.



Figure 21: Carte des résultats du filtre directionnel de Sobel matrice 3x3 de direction N-S, e les linéaments superposés sur l'image Landsat TM5

III.3.1.2 Saisie photogéologique

De l'imagerie aéroportée (photographies aériennes) ou satellitaire (images satellitaires) à la carte de fracturation.

Différents stades de traitements sont réalisés pour l'identification et l'extraction des structures géologiques et des morphostructures. Les photographies aériennes sont de nature analogique et sont interprétées à l'aide d'un stéréoscope. L'observation directe des photographies permet de reconnaître et de cartographier les linéaments structuraux de la zone d'étude. La validation est réalisée grâce à des missions et campagnes de vérité terrain (levés de terrain). Leur exploitation est limitée et assujettie aux dons particuliers du photo-interprète.

III.3.1.3 Mesures de la fracturation en surface

Les directions et le pendage des plans de fracturation sont déterminés au niveau des carrières montrant des directions différentes sur lesquelles les conditions d'affleurement sont assez remarquables ; au total 50 plans de fractures reparties en 2 stations de mesure de la fracturation ont pu être inventoriés et mesurés.

Des travaux sur le terrain ont été menés à 50 plans de fractures reparties en 2 stations de mesures où il y a les ruptures de failles, les bandes de déformation (DB) et les dykes protérozoïques tardifs Présent. Les sites étudiés étaient des affleurements frais le long des expositions routières et des affleurements naturels de divers âges géologiques. Le but du travail sur le terrain était de fournir une vue d'ensemble des données de mesure au sol (mesures de la boussole) afin de valider si les résultats de l'analyse des linéaments sont reflétés précisément sur le sol. L'analyse de terrain comprenait la mesure de la déformation et de l'inclinaison de la faille / fracture des plans, des DB et des dykes (Fig.22), et une détermination de la direction dominante dans chaque exposition. Les données d'orientations ont été mesurées à l'aide d'une boussole strate géologique. Les données d'orientation sont affichées sur les diagrammes en rose et les diagrammes de projection à aires égales de l'hémisphère inférieur pour déterminer les orientations dominantes.



Figure 22: Les mesures de la déformation et de l'inclinaison de la faille / fracture des plans, les DB et les dykes

III.3.1.4 Analyse et Comparaison entre les cartes de fracturation

Les ensembles de linéaments obtenus par interprétation de résultats du filtrage spatial de l'image Landsat 8 bande 7 et par l'interprétation des photographies aériennes, la fig.23 présente un troisième ensemble de linéaments obtenu lors des relevés de terrain. Les bases statistiques de chaque ensemble de linéaments ont été présentées dans le tableau (Table 8) ainsi que des roses diagrammes de fréquences et de longueurs mesurées ont été créés.

Tableau 6: Analyse statistique des linéaments obtenue sur les trois ensembles de linéaments.

Caractéristiques	TH : Landsat bande 7 (Filtre de Sobel)	TH : Photographie Aérienne	FS : relevés de terrain
Nombre linéament	160	119	60
Longueur Max (m)	1823,58997	784,976013	350
Longueur Min (m)	320,36499	18,9907438	1
Longueur Total (Km)	9	30,6	18,45

L'analyse visuelle des cartes des linéaments (Photo aérienne, Image satellitaire) permet de relever une nette différence au niveau des densités de ces derniers (longueurs cumulées des fractures par unité de surface). En effet, la carte issue des images satellitaires (Figure 23) présente une densité de linéaments 5 fois plus grande que celle provenant des photographies

aériennes (1060 Linéaments identifiées sur l'image Landsat 8 contre 119 linéaments sur la photographie aérienne). L'explication de cette différence de densité est le fait que le filtrage spatial par le filtre directionnel de Sobel consiste à l'interprétation visuelle des linéaments sur les images Landsat bande 7 filtrés dans les quatre directions (N-S, E-W, NE-SW et NW-SE) et par les deux matrices Noyau (3x3 et 5x5) ce qui donne 8 images filtrées et ainsi 8 ensembles de linéaments. Le résultat final est un seul ensemble de linéaments représentant la fusion de ces 8 ensembles. Quant aux photographies aériennes, de nature analogique acquises, uniquement dans la partie visible du spectre électromagnétique, les objets structuraux relevés sont ceux qui peuvent être détectés dans cette partie du spectre. Même si leur interprétation stéréoscopique permet de déterminer avec davantage de certitude l'existence des linéaments de nature structurale.

Les roses diagrammes de fréquences et de longueurs mesurés de direction de chaque ensemble de linéaments montrent que les directions obtenues par interprétation de résultats du filtrage spatial de l'image Landsat 8 bande 7 et par l'interprétation des photographies aériennes présente la même direction principale NW-SE, suivies d'une direction secondaire NE-SW, cependant les linéaments extraits par filtrage spatial de l'image Landsat montrent une autre direction secondaire E-W qui est faiblement représentée sur le diagramme issu du traitement des photographies aériennes.

Les principales familles directionnelles de linéaments ont été comparées aux principales familles directionnelles mesurées sur terrain (les affleurements en amont de Oued Akrech à l'EST et dans la partie SE du barrage Moulay Abdelah) ; les résultats sont presque identiques, seule la famille de direction NS est faiblement représentée sur les diagrammes issus du filtrage spatial de l'image Landsat 8 bande 7 et par l'interprétation des photographies aériennes.

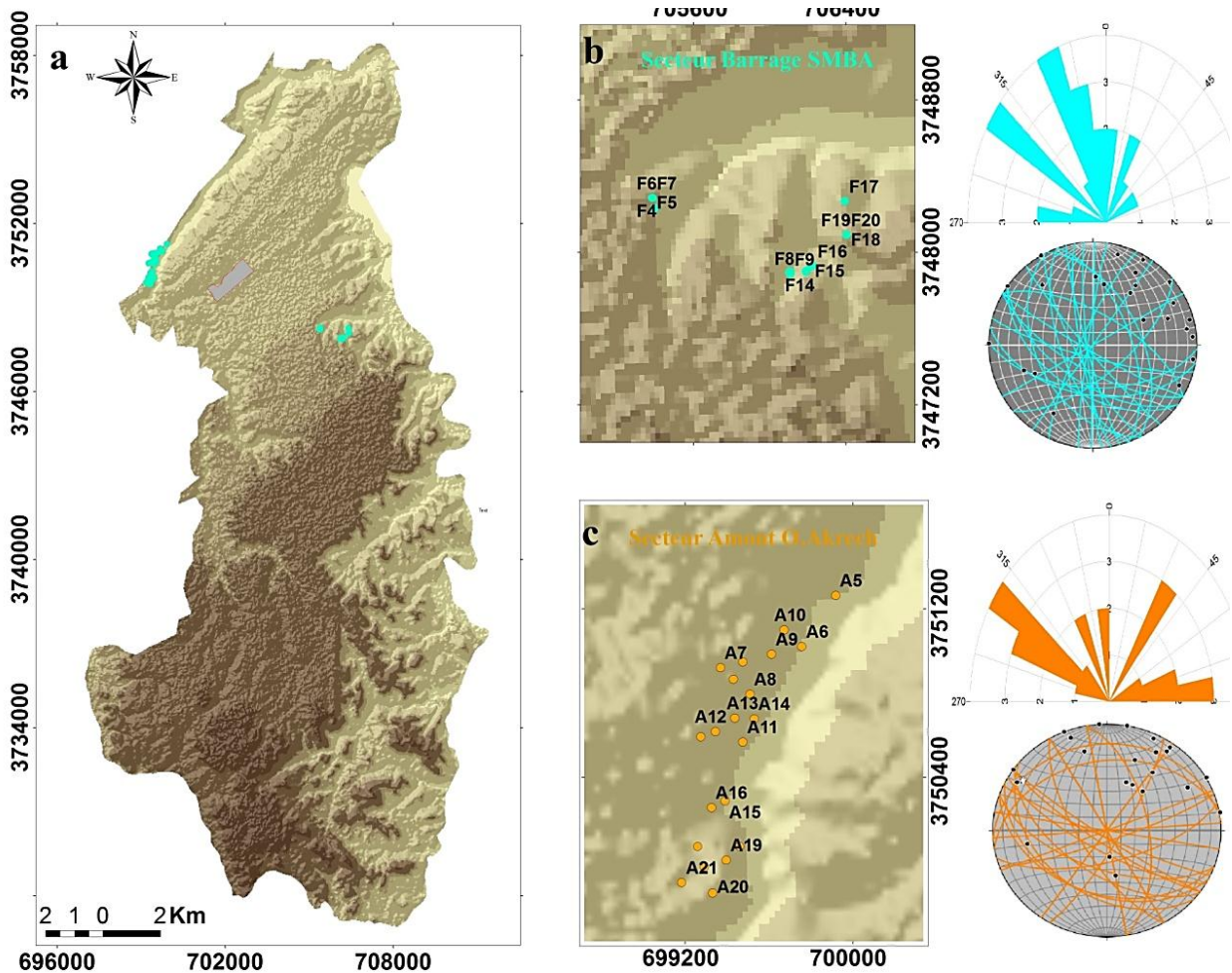


Figure 23-La carte générale de linéaments révèle quatre familles de directions

Cette faible représentation est peut être liée à : (a)un biais statistique associé à la mesure de fracturation sur le terrain , puisque les fractures affleurent très rarement et d'une façon très localisé ;(b) ou bien du fait que les grand linéament cartographie a l'échelles régionale peuvent avoir des direction différentes de celles des linéament cartographie à l'échelle Locale ;(c) le nombre de la longueur cumulée de certaines familles de fractures mesurés à l'affleurement (échelle locale) peuvent être élevés (en pourcentage relatif) par rapport à celui des linéaments de la même famille identifiés à partir du traitement des image Landsat 8 bande7 et des photographie aériennes(échelle régionale) (Fig.24)

La compatibilité entre les directions principales de linéaments identifiées par traitement des image Landsat 8 bande7 et des photographies aériennes, ainsi qu'entre les directions principales de linéaments identifiées par traitement des image Landsat 8 et les directions principales de fracturation relevées à l'affleurement, confirme que les linéaments identifiés sont Apparemment associés à la fracturation Géologique. En outre de certifier la

méthodologie de cartographie des accidents régionaux, on se basant sur une analyse combinée l'images Landsat8 et la Photographie aérienne. Afin de produire une carte générale des linéaments de la région, on a fusionné les trois shapefiles de linéaments obtenus à partir des deux techniques décrites, dans un seul shapefile, en utilisant l'outil MergeTool offert par Arc-ToolBox du le logiciel ArcGis, tout en procédant à éliminer les linéaments qui sont dupliqués et qui sont en commun entre les trois ensembles de linéaments pour éviter la répétitions de l'information. Cette carte regroupe un total de 625 linéaments avec une longueur maximale de 8131,7 m et minimale de 555,2 m et une longueur totale des linéaments de 1507,139 Km. Cette carte générale de linéaments révèle quatre familles de directions, la plus dominante est la direction NE-SW et comme directions secondaires NW-SE, N-S et E-W.

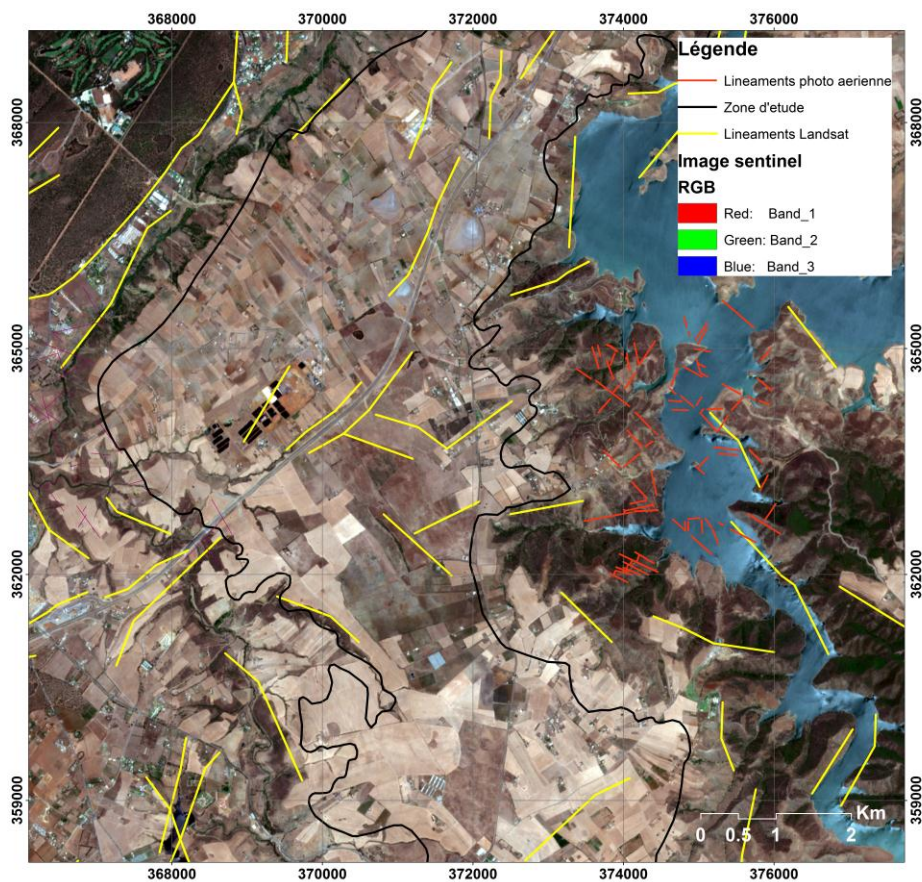


Figure 24: Carte de comparaison des linéaments obtenus par le traitement des images satellitaires et les photos aériennes

III.4 CADRE HYDROCLIMATOLOGIQUE :

La zone d'étude est entourée par trois Oueds principaux : Oued Bouregreg, Oued Korifla et Oued Akrach (Fig.25)

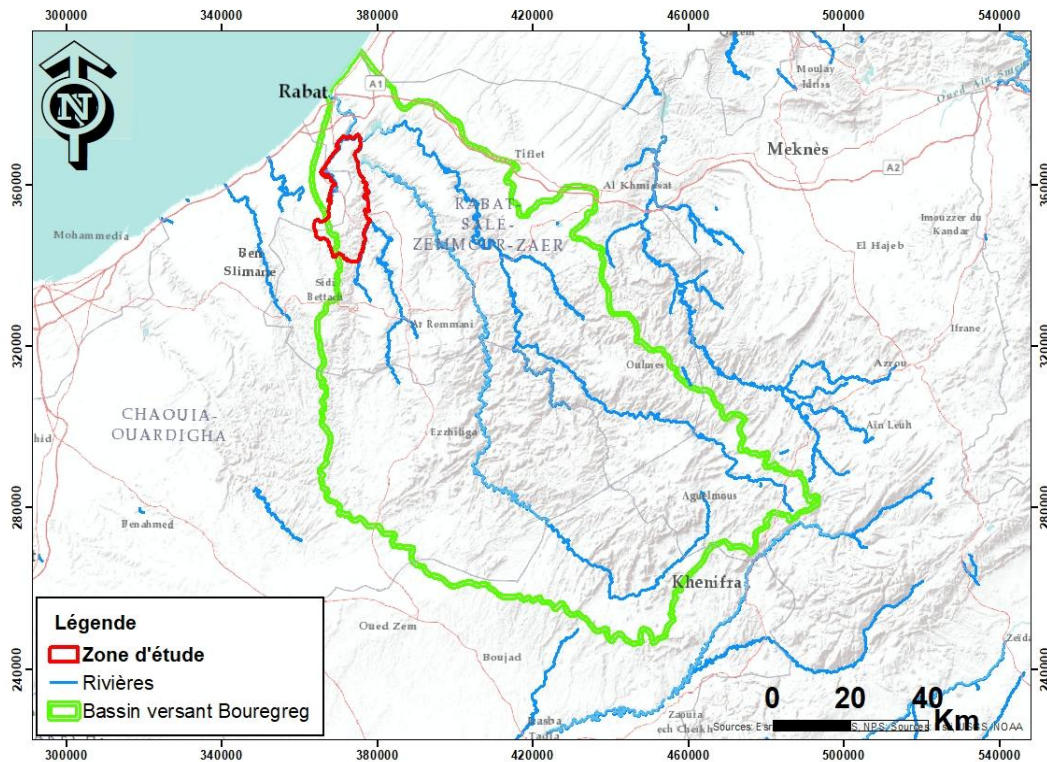


Figure 23: Carte générale de linéaments révèle quatre familles de directions

L'Oued Bouregreg a un bassin versant de 10130 km^2 . Son estuaire est situé entre les villes de Rabat et Salé et subissait à un ensablement progressif important, avant la mise en service en 1975 du barrage Sidi Mohamed Ben Abdellah (SMBA). (Fig 25)

Ce grand barrage destiné principalement à l'alimentation en eau potable et industrielle de la zone côtière entre Rabat et Casablanca. Le barrage permet également un écrêtement important des crues de l'oued en raison de sa superficie importante. En 2005, sa surélévation a permis d'accroître son volume de stockage pour atteindre $1 \text{ milliard de m}^3$. Le barrage SMBA contrôle 95,7% de la surface du bassin versant de l'oued Bouregreg. L'oued Akrach drainant un bassin versant de 264 km^2 conflue avec l'oued Bouregreg à l'aval

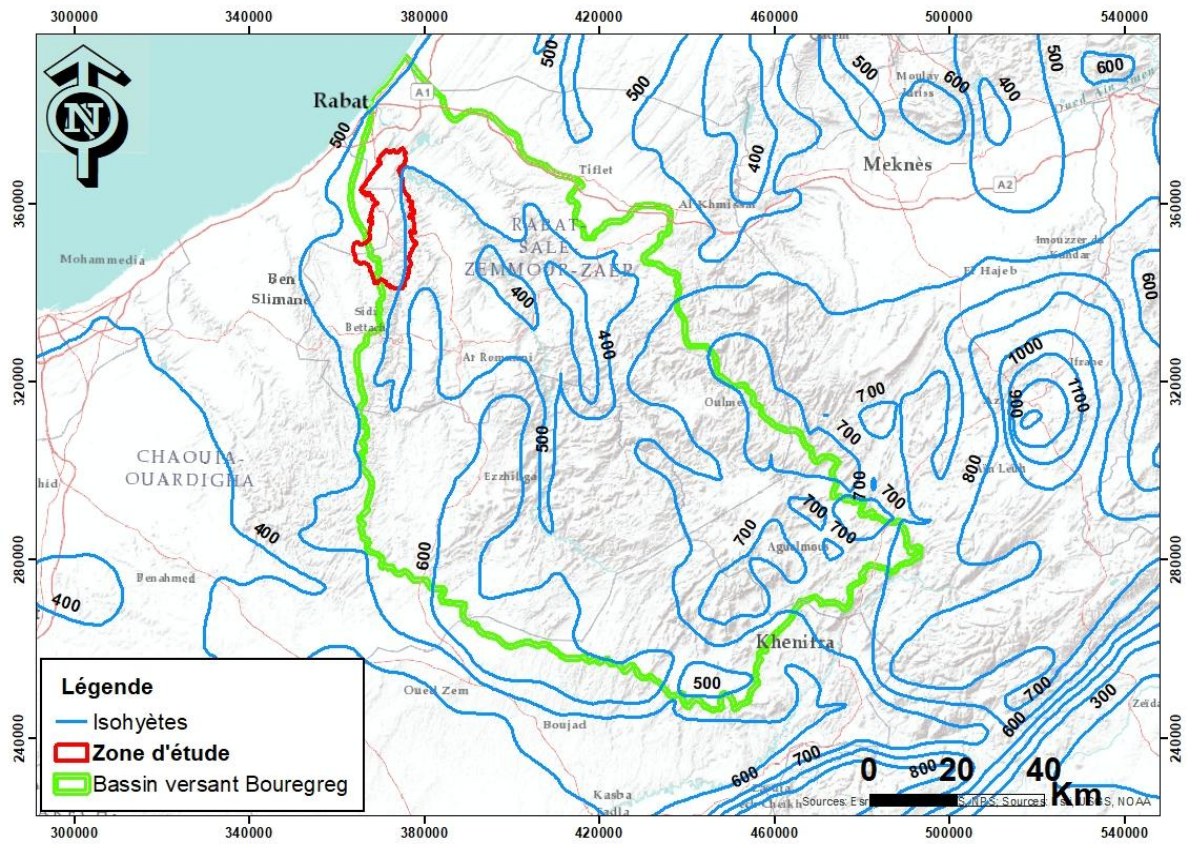


Figure 24: Carte des Isohyètes de la zone d'étude

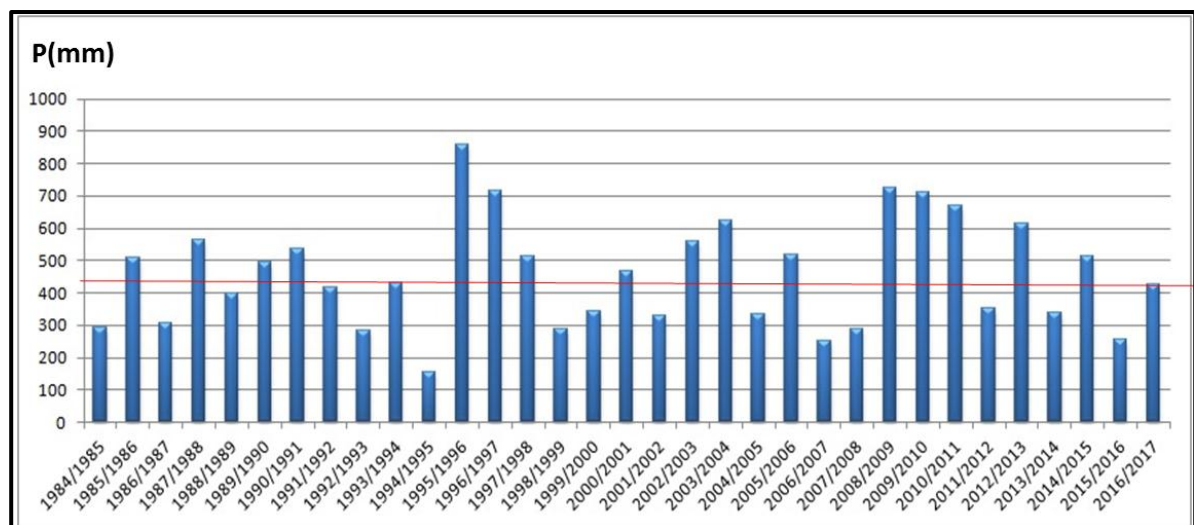


Figure 25: Variation annuelle de la pluviométrie de la station SMBA

III.4.1 CLIMAT

Le climat est tempéré, semi-aride à tendance sub-humide en raison de l'influence atlantique le long de la côte : froid et humide en hiver, chaud et sec en été à l'intérieur de la zone étudiée vers Aïn Aouda. La moyenne pluviométrique est de l'ordre de 500 mm par an, la température moyenne annuelle est de 18°C avec une amplitude thermique de 20°C environ.

La Figure 26 présente la variation annuelle des précipitations à la station du barrage SMBA. Sur 33 ans la période d'observation s'étale de 1984/85 à 2016/17 avec un module pluviométrique annuel de 435,2 mm. La pluviométrie annuelle varie de 136 mm en 1994/95 à 819 mm en 1995/96 pour la même série d'observation. (Fig. 27)

Les mois d'Octobre à Avril dépassent la moyenne qui est de 37,4 mm avec un seul pic en décembre (89,4 mm). Les mois juillet et août sont les plus secs n'atteignant pas 2 mm (Fig. 28)

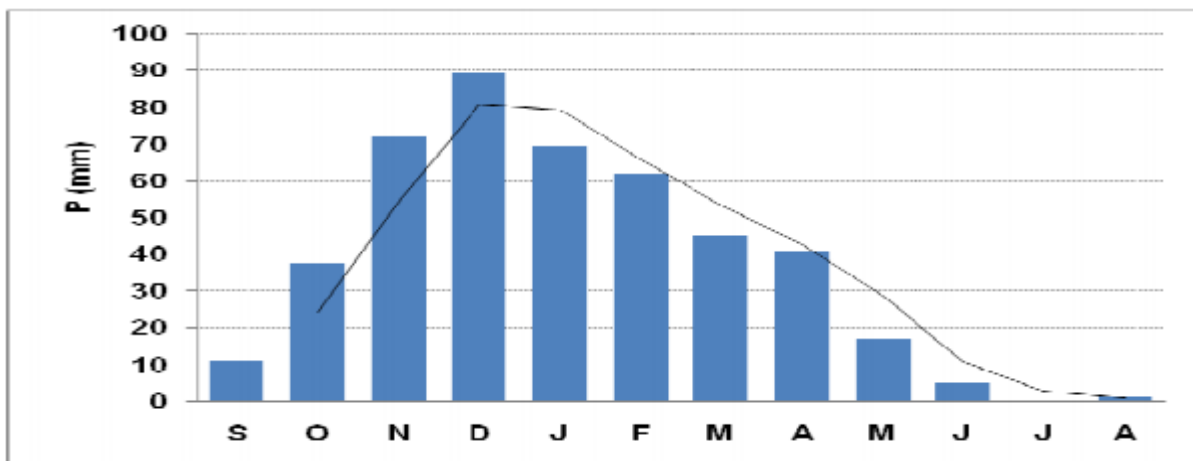


Figure 26: Variation des précipitations mensuelles à la station du Barrage SMBA

III.4.2 HYDROLOGIE

Les débits caractéristiques de crue de l'oued Bouregreg en aval du barrage SMBA résultent de calculs de laminage de crue dans le barrage et d'hypothèses d'ouverture des différentes vannes de restitution. Les études pour l'aménagement de la vallée de l'oued Bouregreg ont défini les conditions à prendre en compte pour la crue centennale, qui est la crue de référence retenue :

Pas de tranche d'écêtement spécifique pour les crues (cette hypothèse a été analysée, mais elle n'a pas été retenue pour la suite des études d'aménagement.

- Réserver une tranche d'écêtement pour les crues permettrait d'obtenir un débit aval moindre mais pénaliserait la ressource),

- Retenue du barrage à la cote normale 65m NGM,
- Vanne de vidange ouverte, vanne de vidange additionnelle ouverte, 1 vanne de l'évacuateur ouverte,
- La crue centennale en aval de l'oued Akrach est établie en supposant qu'il y a concomitance entre la crue centennale de l'oued Bouregreg et la crue centennale de l'oued Akrach non contrôlé par le barrage.

Le tableau 9 fournit les valeurs des débits et volumes caractéristiques pour les périodes de retour de 10 ans à 100 ans, pour l'oued Bouregreg en entrée et en sortie du barrage SMBA et pour l'oued.

Tableau 7: Débits et volumes de crue caractéristiques pour l'oued Bouregreg

Bassin versant	Période de retour	Débit de pointe (m ³ /s)	Volume (Mm ³)
Oued Bouregreg entrant dans barrage SMBA	10 ans	2258	231
	20 ans	3092	317
	50 ans	4139	424
	100 ans	4906	502
	1000 ans	7366	754
	10000 ans	9740	997
Oued Bouregreg sortant dans barrage SMBA	10 ans	1246	
	20 ans	1423	
	50 ans	1689	
	100 ans	1903	
	1000 ans	2642	
	10000 ans	3322(déverseme)	
Oued Akrach	10 ans	120	6.7
	20 ans	180	10
	50 ans	260	15.5
	100 ans	320	17.9
	1000 ans	550	30.7
Oued Bouregreg en aval de l'oued Akrach	10 ans	1361	
	20 ans	1594	

III.5 HYDROGÉOLOGIQUE

Cette partie concernant la synthèse hydrogéologique du secteur d'Oum Azza-Ain El Aouda, repose sur l'analyse des données du fichier IRE de l'ABHBC, les résultats de l'enquête exhaustive des points d'eau réalisés dans le cadre de cette étude, les études antérieures et travaux de thèses réalisés dans la zone d'étude. Nous avons permis de compléter l'ensemble des données et résultats recueillis ainsi que la synthèse géologique établies dans cette partie de l'étude a permis de dégager les points suivants :

- Une caractérisation litho-stratigraphique des réservoirs aquifères potentiels ;
- Une analyse des conditions d'écoulement et schéma hydrogéologique ;
- Une piézométrie et organisation des écoulements.

III.5.1 RÉSERVOIR DES SCHISTES PRIMAIRES

Les formations du Primaire sont constituées en grande partie de schistes et quartzites caractérisant la totalité du secteur Oum Azza-Ain El Aouda elles affleurent au Sud du secteur étudié. La nature géologique des terrains primaires est illustrée sur la figure 29.

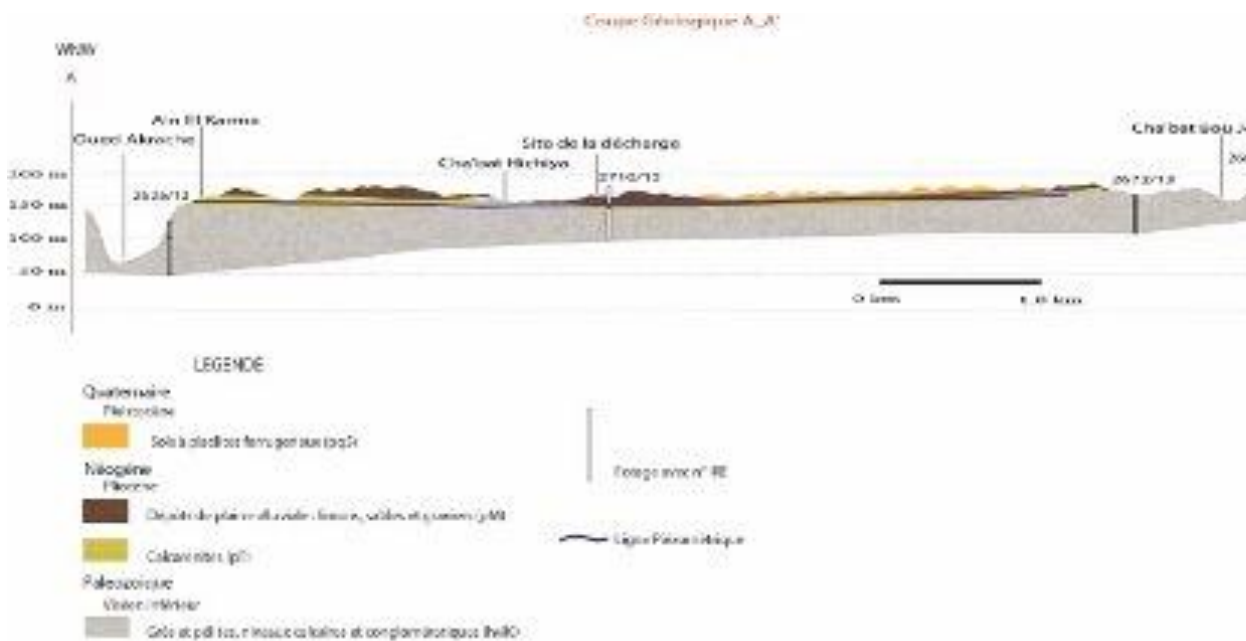


Figure 27: Coupe géologique AA' avec ligne piézométrique

Les formations schisteuses, quartzitiques et grésopélitiques du Primaire sont en règle générale imperméables mais renferment parfois, quand elles sont suffisamment fissurées et altérées, un peu d'eau. Les débits fournis sont très faibles (quelques dizaines de m³/jour) et les eaux sont de mauvaise qualité avec des conductivités qui varient entre 1440 et 7700 µS/Cm. (Tableau 10). En somme, les couches du Primaire, bien qu'elles peuvent renfermer localement un potentiel hydraulique important (forages 2672/13 et 4518/20), sont

caractérisées par de circulation d'eau souterraine généralement très faible, discontinues et de mauvaise qualité.

Tableau 8:Reconnaissance hydrogéologique des formations du Primaire(ABHBC)

N°IRE	X(m)	Y(m)	Z(m)	Nature	PT(m)	Conductivité	Débit
						é	(l/s)
4103/20	371600	354800	169	Sondage	93	_	Faible
4261/20	373250	357600	235	Sondage	74	268.65	0.1
2669/13	373400	363700	198	Sondage	82	216	0.01
2672/13	372650	364050	170	Sondage	59	600	1.2
4518/20	365900	346700	220	Sondage	62	440	0.8
4435/20	366500	348900	294	Sondage	70	1400	0.4
5104/20	371150	345625	_	Sondage	90	530	Faible
4051/20	368750	353250	230	Sondage	80	800	0.37
4050/13	369200	352550	245	Sondage	80	624.7	0.1
4055/20	368825	351650	245	Sondage	80	488	0.5
4056/20	368825	351500	246	Sondage	37	770.6	0.3
4052/20	369050	350950	265	Sondage	100	721	0.66
5110/20	366800	350400	281	Sondage	90	210	0.07

III.5.2 LE RÉSERVOIR MIO-PLIOCÈNE

Les formations Mio-Pliocènes constituent les terrains de couverture du socle Paléozoïque dans la partie Nord du secteur Oum Azza-Ain Aouda. Les circulations d'eau souterraines siègent soit dans les niveaux sableux à marno-sableux et calcaires du Messinien, soit même dans les calcarénites du Pliocène. L'analyse des données et la corrélation des coupes lithologiques des forages de reconnaissance hydrogéologiques (IRE/ABHBC) (Fig .30) basée sur l'analogie des facies et sur la comparaison de ces données avec celles de la cartographie des affleurements dans la région d'étude, a permis de situer les niveaux géologiques aquifères, de préciser la nature et la variation latérale de lithologie de ces réservoirs et de repérer ainsi les interactions avec les circulations sous-jacentes du primaire. Les forages réalisés dans le secteur Oum Azza-Ain Aouda, ne sont pas répartis sur toutes la zone de couverture Mio-pliocène (Fig. 30), la profondeur de ces forages peut atteindre 80m, les venues d'eau importantes repérés dans ces forages sont liés aux formations sableuses argileux du Pliocène et calcaires du Messénien. (Tableau 11)

Tableau 9: Caractéristiques de la nappe du Mio-Pliocène

N°IRE	X(m)	Y(m)	Z(m)	Nature	PT (m)	Conductivité (S/cm)	Débit (l/s)
2689 / 13	371325	366800	180	Sondage	68	–	Faible
2699 /13	371250	367560	175	Sondage	76	–	Faible
2700/ 13	372100	369350	160	Sondage	78	1,3	0,05
2710/13	369550	365550	168	Sondage	80	1,6	0,8

Généralement les formations sont susceptibles de contenir des horizons aquifères à porosité d'interstice permettant un écoulement significatif d'une nappe souterraine dans le secteur d'Oum Azza-Ain Aouda,

Ces dites formations occupent une étendue relativement étroite, ainsi que leurs productivités en eau souterraine sont inégales et dépendent de leur extension, de leur structure et de leur one d'alimentation.

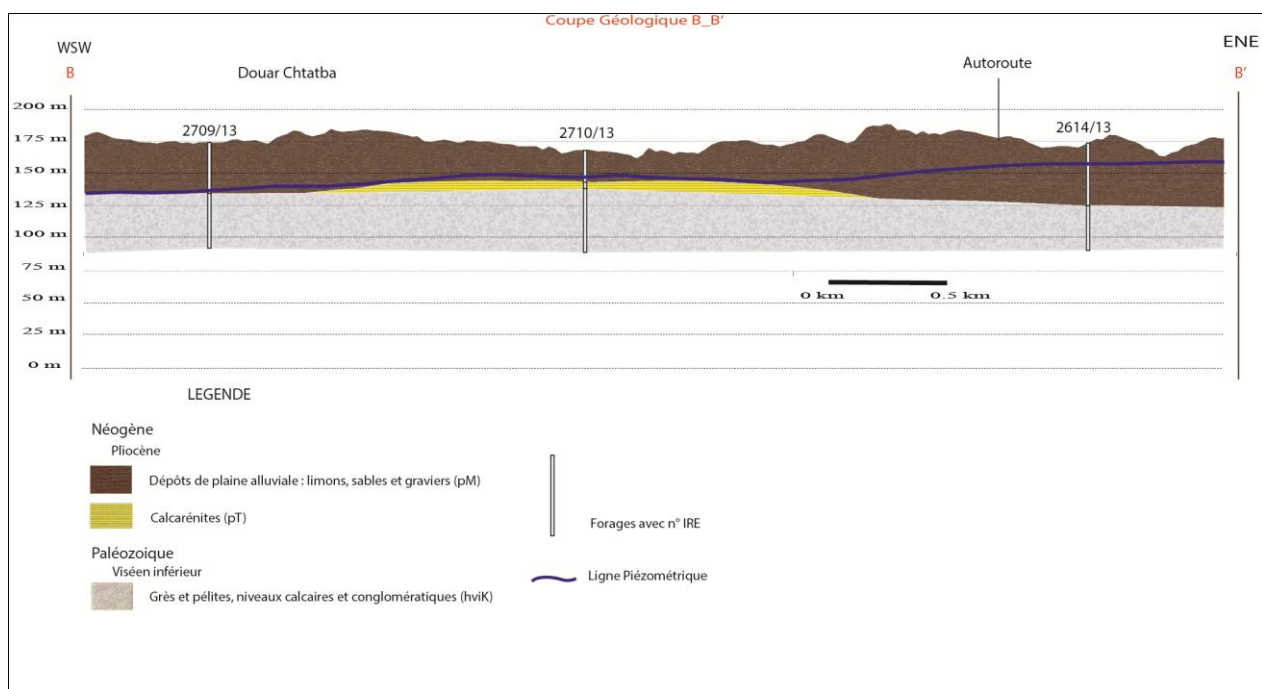


Figure 28: Coupe géologique BB' avec ligne piézométrique

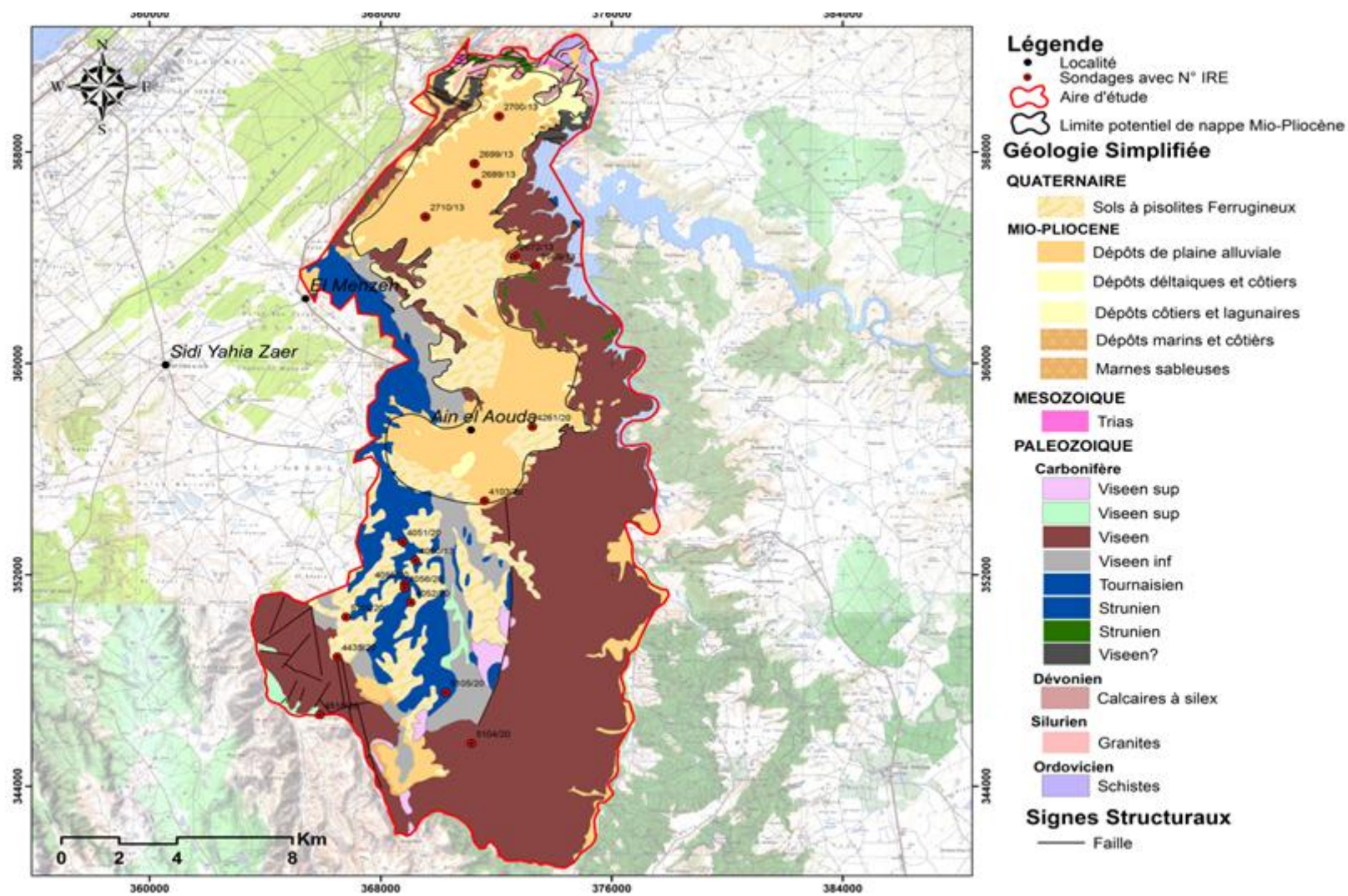


Figure 29: Carte des forages réalisés dans le secteur Oum Azza -Ain Elaouda

III.5.3 EXTENSION DU SYSTEME AQUIFERE MIO-PLIOCENE

Les formations du Mio-Pliocène constituent le réservoir aquifère principal à l'échelle régional de la zone d'étude.

L'infiltration des eaux de pluies se fait exclusivement au niveau des formations Mio-pliocène, qui sont perméables et poreux. En effet, l'analyse lithologique des différents faciès montre que ceux-ci sont formés en grande partie de limons, sables, graviers (unité de la Maamora) et des dépôts alluvionnaires au niveau des vallées des oueds.

Pour ce qui est des sorties du système aquifère en question, ils se manifestent par :

- ✓ Des prélèvements à usage domestique et agricoles.
- ✓ Résurgences naturelles, des sources situées essentiellement dans la partie aval de l'écoulement souterrain (Partie Nord du secteur d'Oum Azza-Ain el Aouda).

Il est primordial de mentionner que la délimitation de l'extension du système aquifère en présence a pris en considération l'emplacement des sources pour les causes suivantes :

- ✓ On remarque l'affleurement du substratum schisteux du primaire.
- ✓ Resserrement des isopièzes et augmentation significative du gradient hydraulique.
- ✓ Absence de communication avec les formations limitrophes de la nappe de Temara.

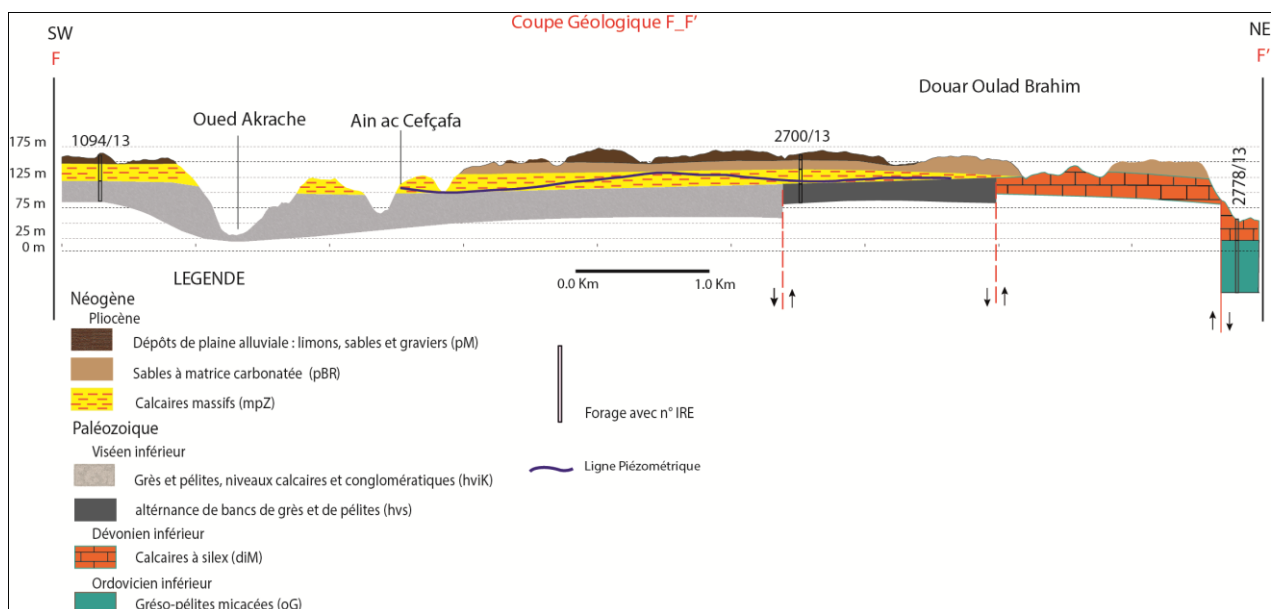


Figure 30: Coupe géologique FF' avec ligne piézométrique

III.5.4 PIÉZOMÉTRIE ET ORGANISATION DES ÉCOULEMENTS

La campagne des relevés piézométriques effectuée lors de l'enquête des prélèvements en juillet-août 2017 a concerné plus de 400 points d'eau. Les mesures ainsi relevées ont fait d'abord l'objet d'un dépouillement et d'apurement en vue de corriger les erreurs et d'éliminer les incohérences et les mesures douteuses. Cette phase importante de traitement précède l'analyse des données de l'enquête pour un maximum de fiabilité des résultats. Concernant le sens d'écoulement de la nappe, la région est traversée du sud-est vers le nord-ouest par une ligne principale de partage des eaux souterraines. Un dôme piézométrique qui culmine à 300m d'altitude et à partir duquel l'écoulement se fait selon une direction SE vers le NW. Ce dôme piézométrique situé en zone d'affleurement du Pliocène et des sols à pisolites ferrugineux recouvrant la surface des plateaux paléozoïques. Les gradients hydrauliques varient entre 0.8 et 6.6%. (Fig.33). On observe une convergence des lignes de courant vers les grands axes de drainage des eaux de surface (oueds) qui constituent des directions privilégiées des écoulements souterrains.

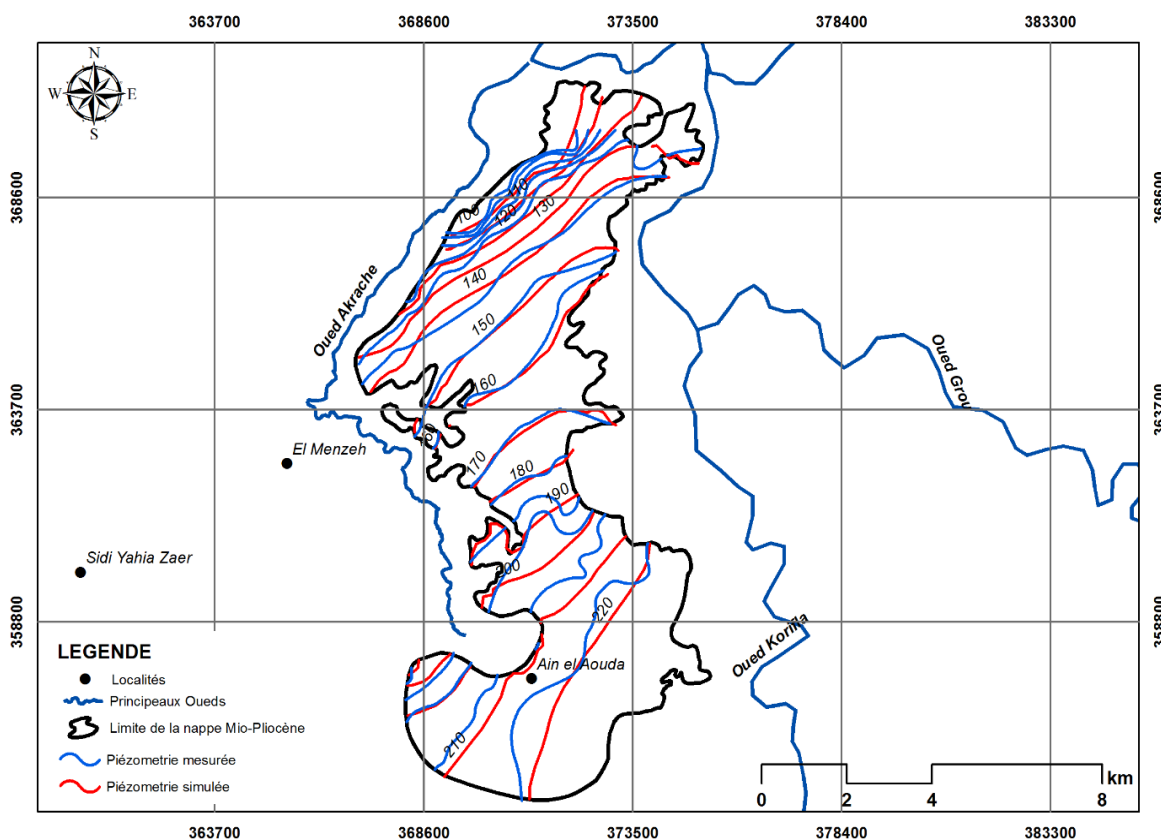


Figure 31: Carte piézométrique de la nappe Mio-pliocène secteur Oumazza-AinElalouda (Rabat)

III.5.5 LIMITES VERTICALES ET PUISSANCE

La géométrie de l'horizon Mio-Pliocène est illustrée par les coupes géologiques réalisées au niveau du secteur, ainsi que par les cartes isohypses du toit et mur et celle des isopaques (Figures 33 ,34 et 35).

Le substratum imperméable de la nappe est constitué par des schistes paléozoïques. Le contact de ces formations et de l'aquifère est jalonné par des sources.

La carte du mur (Fig .34), met en évidence la structure simple du secteur étudié ou le mur S'enfonce progressivement en allant du SE vers le NW du secteur, cette carte montre également la présence d'une zone de dépression au niveau de la partie nord centrale du secteur étudié.

Le toit du Mio-Pliocène correspond à la surface topographique, la carte du toit (surface topographique) montre une diminution progressive des altitudes, en allant du SE vers le NW du secteur en direction de la vallée de Akrech (Fig.35).la carte du toit (surface topographique) montre une diminution progressive des altitudes, en allant du SE vers le NW du secteur en direction de la vallée de Akrech (Fig. 36)

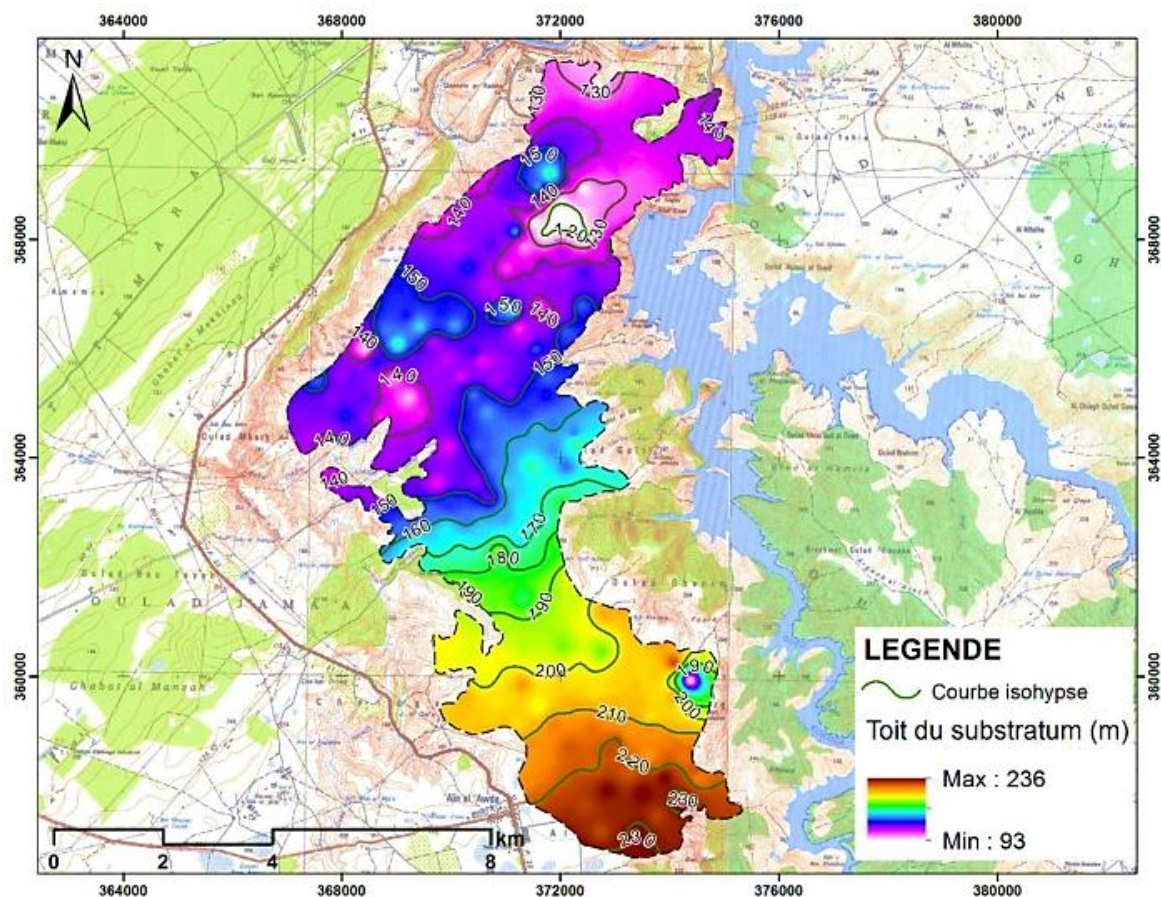


Figure 34: Carte du mur de la nappe Mio-plioquaternaire du secteur Oum azza-Ain Elaouda

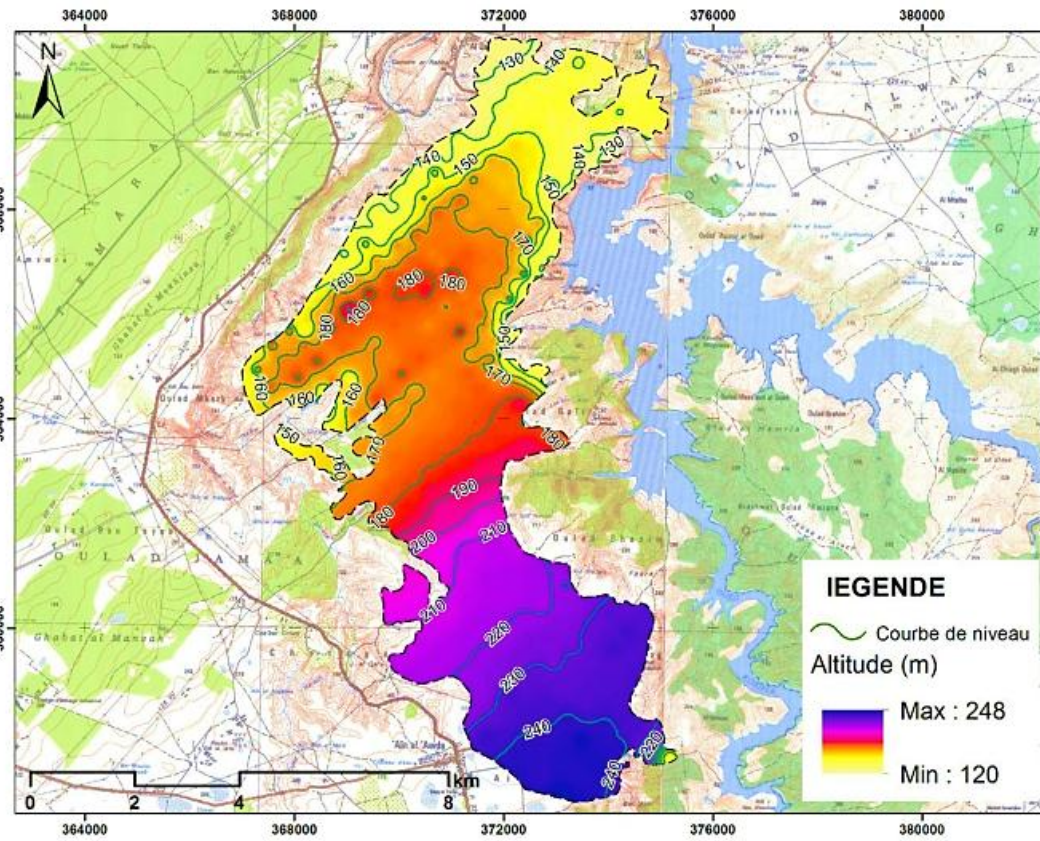


Figure 34: Carte des épaisseurs de l'aquifère Mio-Pliocène du secteur Oum azza-Ain Elaouda (Maroc)

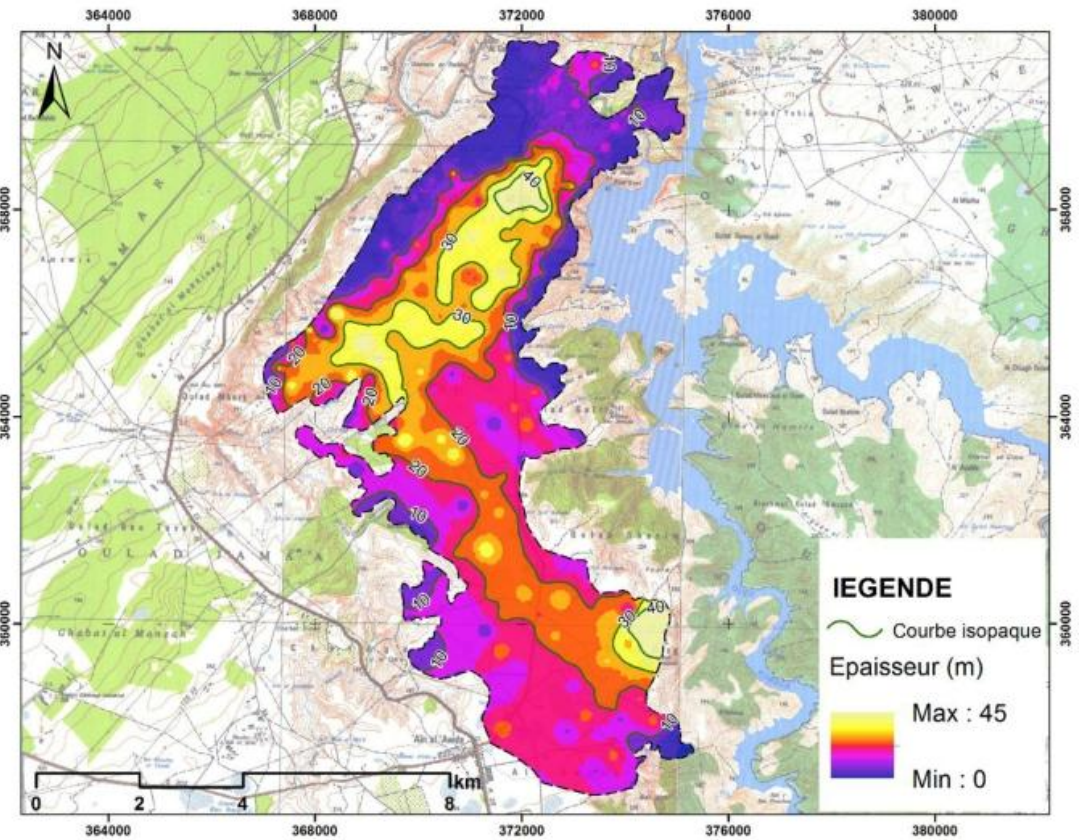


Figure 33: Carte du toit de l'aquifère Mio-Pliocène du secteur Oum azza-Ain Elaouda (Maroc)

III.5.6 PRODUCTIVITÉ DE L'AQUIFÈRE MIO-PLIOCÈNE

Les faibles valeurs des productivités unitaires des sondages et des ouvrages réalisés dans les formations Mio-Pliocène (tableau 10), peuvent être expliquées par plusieurs facteurs.

- La variation verticale et latérale du faciès Mio-Pliocène

Bien que la nappe Mio-Pliocène puisse être considérée dans son ensemble comme un système homogène, les changements verticaux et latéraux du faciès mio-pliocène, est caractéristique d'une hétérogénéité et d'une anisotropie de ce système. Les pertes d'énergies hydrauliques induites, suite aux changements de faciès, sont à l'origine des forts rabattements observés dans les ouvrages, et par conséquent de leurs faibles productivités.

- La faible épaisseur de la zone saturée

A l'image du changement du faciès lithologique du Mio-Pliocène, la faible épaisseur de la zone saturée (quelques mètres), constitue un facteur limitant de la productivité de la nappe Mio- Pliocène, vu que les rabattements admis sont très faibles.

N°IRE	X(m)	Y(m)	Z(m)	Nature	PT(m)	Conductivité(μS/cm)	Débit(l/s)	Résidu sec(mg/l)
2689/13	371325	366800	180	Sondage	68	—	Faible	—
2699/13	371250	367560	175	Sondage	76	—	Faible	—
2700/13	372100	369350	160	Sondage	78	130	0.05	90
2710/13	369550	365550	168	Sondage	80	160	0.8	112

Tableau 10.Caractéristiques de l'aquifère Mio-Pliocène

- Les caractéristiques intrinsèques de la nappe

La prédominance le plus souvent d'une matrice argileuse et marneuse dans les terrains Mio-Pliocène, est le siège de mauvaises caractéristiques hydrodynamiques de la nappe.

Dans ces conditions, la productivité du système aquifère s'en trouve affectée ; les épaisseurs mouillées varient entre 0 dans la partie NW et 10m dans les parties amont et NE comme le montre la figure 37 .

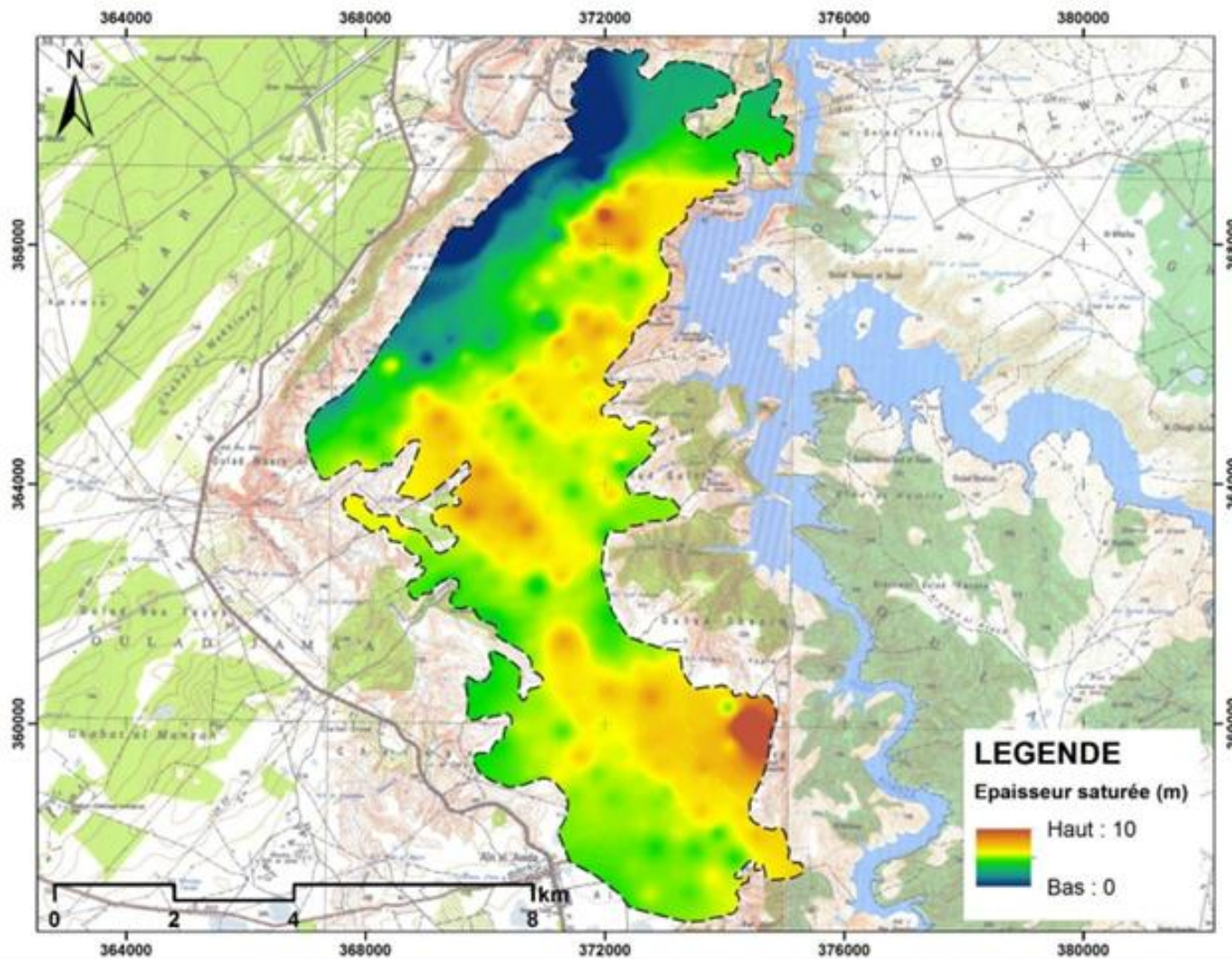


Figure 35: Carte de l'épaisseur saturée du système aquifère Mio-Pliocène du secteur Oum azza-Ain Elaouda(Maroc)

III.5.7 PARAMÈTRES HYDRODYNAMIQUES

En l'absence de mesures in situ des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère Mio-pliocène, ces paramètres ont été estimés à l'aide notamment des résultats de la prospection géoélectrique réalisée au niveau du secteur étudié.

Les relations proposées dans la littérature entre les paramètres hydrodynamiques et géoélectriques des aquifères reposent sur l'analogie entre la transmissivité (T), et la résistance transversale (R).

$$T = K*b$$

$$R = Ra*b$$

Où K est la perméabilité, b est l'épaisseur saturée de l'aquifère et Ra est la résistance électrique des couches. Certains auteurs ont cherché des relations empiriques entre T et R. T alors T est égal à 0.1845 et R est d'environ 0.7342. Cette équation de régression a été établie par (Sinan and Razack 2006)

L'équation précitée permet d'estimer la transmissivité à partir de la résistivité transversale, l'équation a été appliquée sur un échantillon de 2523 valeurs de résistances transversales au niveau de la nappe du Haouz, le champ de transmissivité estimée à l'aide de cette équation a été comparé à un échantillon de valeurs mesurées, et en conséquence le champ de transmissivité estimée conserve les propriétés statistiques caractérisant l'échantillon des valeurs mesurées des transmissivités.

L'équation citée en haut a été appliquée à l'échantillon de 220 valeurs de résistivité transversale, mesurées au niveau de l'aquifère Mio-Pliocène. Le champ de transmissivité estimée à l'aide de cette équation est représenté sur la figure 38.

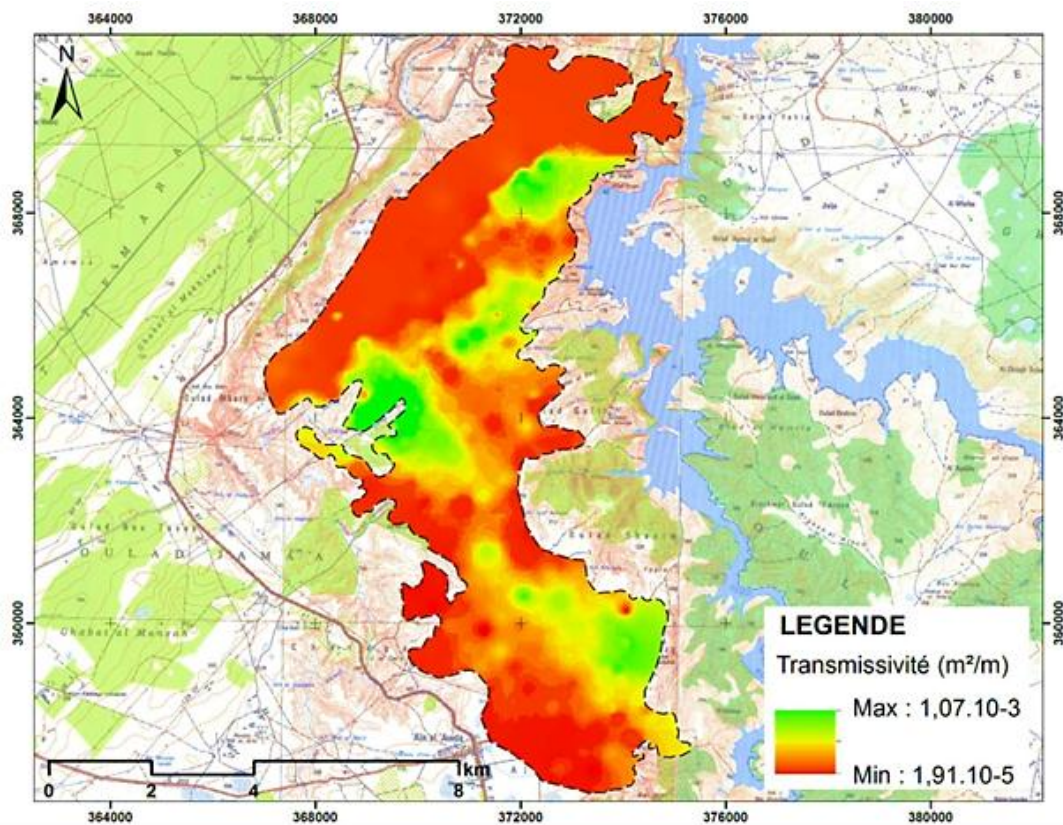


Figure 36: Distribution spatiale de la transmissivité estimée de l'aquifère Mio-Pliocène du secteur Oum azza-Ain Elaouda (Maroc) et en évidence des alluvions aquifère et à la variation de l'épaisseur saturée. Les transmissivités estimées s'échelonnent entre $1,07.10^{-3}$ et $1,91.10^{-5}$, Les zones les plus transmissives sont situées dans la partie centrale de la nappe. Les zones de faible transmissivité sont situées au nord-ouest et vers les limites de la nappe, en raison de la réduction de l'épaisseur à ces endroits.

III.5.8 RECHARGE DE LA NAPPE

III.5.8.1 Infiltration directe :

L'infiltration directe des eaux de pluie varie évidemment en fonction de la nature lithologique de la formation non saturée mais aussi de plusieurs autres paramètres dont la topographie, la géomorphologie du terrain, la nature et le taux d'humidité des sols de couverture, de l'occupation des sols et l'intensité de la pluie.

En l'absence de mesures in situ des coefficients d'infiltration, les valeurs initiales de ce paramètre ont été fixées en tenant compte de la lithologie de surface.

L'approche d'évaluation de la recharge de la nappe Mio-Pliocène à partir de l'infiltration

directe des eaux de pluie, repose sur l'hypothèse d'une recharge exclusive au niveau de la totalité de l'aire d'affleurement des formations Mio-Pliocène, à l'exception des zones de lacs où la couverture limono-argileuse est suffisamment épais pour empêcher toute infiltration.

Les formations Mio-Pliocène présentent une lithologie de surface à dominance limono-argileuse et sableuse à marno-sableuse. Elles sont de ce fait considérées comme perméables.

Les valeurs du coefficient d'infiltration appliquées à ce type de formation les plus utilisées dans la littérature, sont de l'ordre de 5 à 7%. Pour une pluviométrie moyenne de 427.7 mm/an et une superficie planimétrie de 50.32 Km², on obtient comme volume annuel de recharge 1.35 Mm³/an. (Tableau 10)

Tableau 10:Lame d'eau infiltrée dans le système aquifère Mio-Pliocène

Station	Année	Précipitation Annuelle	Volume annuel infiltré (Mm3)	Lame infiltrée (m3/s/m2)
		Moyenne (mm)		
SMBA	2016-2017	427.7	1.35	8.54E-10

III.5.8.2 Retour des eaux d'irrigation :

La zone de recharge par retour des eaux d'irrigation correspond à l'extension du périmètre irrigué sur toute l'étendue du système aquifère Mio-Pliocène.

Les résultats de l'enquête des prélèvements 2017 réalisée dans le cadre de cette étude, montrent que le mode gravitaire est le mode d'irrigation prédominant dans la zone, à cet effet le coefficient de restitution des eaux d'irrigation (efficience de l'irrigation) considéré dans le secteur étudié est 30%. Le volume restitué au système aquifère Mio-Pliocène par les eaux d'irrigation est estimé à environ 0.48 Mm³/an.

III.5.8.3 Sorties des eaux de la nappe

- Résurgences naturelles :

Selon les résultats de l'enquête des points d'eau 2017, les sorties par résurgences naturelles (sources), sont estimées à 17.75 l/s, soit environ 0.56 Mm³/an.

- Prélèvements :

Les prélèvements sont calculés à partir de l'inventaire des préleveurs identifiés lors de l'enquête 2017. Les résultats de l'enquête affichent un volume total prélevé du système aquifère Mio-Pliocène pour l'agriculture et l'usage domestique de 1.27 Mm³/an.

- Bilan des eaux souterraines

Entrées :

- □ L'infiltration directe des eaux de pluies ;

- □ Le retour des eaux d'irrigation.

Sorties :

- □ Les résurgences naturelles ;
- □ Les prélèvements agricoles et à usages domestiques.

Le bilan des eaux est synthétisé dans le tableau qui suit: (Tableau 11)

Tableau 11: bilan hydrogeologique

ENTREES (Mm3/an)		SORTIES (Mm3/an)	
Infiltration directe	1.35	Résurgences Naturelles	0.56
Retour des eaux d'irrigation	0.48	Prélèvements agricoles et à usages Domestiques	1.27
TOTAL	1.83	TOTAL	1.83

CHAPITRE IV : RECONNAISSANCE SPATIALE PROSPECTION GEOPHYSIQUE

IV.1 INTRODUCTION

Les méthodes conventionnelles d'évaluation de la contamination de l'eau souterraine liée aux décharges allient le forage de reconnaissance et l'échantillonnage de l'eau avec analyse chimique fournissent une information précise du type de contaminants présents (Vaudelet et al. 2011), Malheureusement, ces méthodes sont souvent peu rapides et financièrement coûteuses.

Dans le but d'améliorer l'efficacité de surveillance d'un Centre de Stockage et de pallier le manque d'information entre les piézomètres, il convient d'utiliser des techniques non-destructives et rapides notamment les méthodes géophysiques qui permettent d'obtenir des données quantitatives et spatialisées à moindre coût. Néanmoins elles peuvent, parfois, ne pas intercepter la zone de contamination en raison de leur mauvaise implantation.

Les méthodes actives les plus couramment utilisées sont les méthodes géoélectriques avec la résistivité électrique et la polarisation provoquée (Aristodemou and Thomas-Betts 2000) ,(Lian et al. 2017)

La méthode de cartographie du potentiel spontané (PS), qui est la plus ancienne des méthodes de prospection géophysique, paraît très prometteuse. Elle a essentiellement été développée jusqu'au milieu du 20^e siècle pour la recherche de gisements de minerais. Puis, elle a régulièrement évolué, diversifiant ses domaines d'application.

Toutes ces méthodes sont souvent combinées entre elles afin de mieux comprendre la géologie du site étudié et localiser l'extension de la zone contaminée. Récemment, ces techniques ont montré son intérêt dans la localisation des points chauds, dans les décharges d'ordures ménagères, zones où les processus biogéochimiques fermentaires sont intenses. Malgré tous les avantages que présente la méthode de potentiel spontané (non-intrusive, rapide, économique, équipement simple), celle-ci a souvent été critiquée dans la littérature. Les principales critiques sont : (1) la faible intensité des signaux mesurés et leur faible rapport signal-sur-bruit, (2) les nombreux phénomènes électromagnétiques qui viennent se rajouter à la mesure de la source étudiée, et par conséquent (3) la difficulté d'interpréter les signaux de potentiel spontané. Mais ces défauts peuvent être maîtrisés .

IV.2 PROTOCOLE ET MATERIEL DE MESURE :

IV.2.1 TOMOGRAPHIE DE RÉSISTIVITÉ ÉLECTRIQUE :

Les données géoélectriques ont été acquises à partir de deux systèmes de mesure multiélectrodes : le système LUND d'ABEM (400 V ; 100 W ; 1 A) et le SYSCAL R1+ Switch-72 (600 V ; 200 W ; 2,5 A) d'IRIS Instruments. (Liu, 2010)

Chaque système de prospection est équipé d'un résistivimètre relié à un câble à sorties multiples (flûte) qui sont connectées à des électrodes en acier inoxydable implantées avec un espacement régulier dans le sol. Le résistivimètre exploite automatiquement, selon une séquence pré-programmée, toutes les positions d'émission et de réception possibles sur ces électrodes pour couvrir la zone d'étude horizontalement et verticalement. Les mesures électriques ont été réalisées selon une configuration Wenner-Schlumberger (hybride entre les dispositifs Wenner et Schlumberger), le long d'un profil rectiligne. Ce dispositif est modérément sensible aux variations latérales et aux variations de profondeur de résistivité et constitue un bon compromis entre le dispositif Wenner (sensible aux structures horizontales) et le dipôle-dipôle (sensible aux structures verticales). C'est pourquoi le dispositif Wenner-Schlumberger est particulièrement adapté aux terrains qui présentent des structures horizontales et verticales, comme les décharges.

IV.2.2 POTENTIEL SPONTANÉ :

L'électrode de référence installée en un point éloigné, est positionnée dans un trou creusé à la tarière diamètre de 7 cm dans les horizons sableux à structure frittée très cohérente. La profondeur est comprise entre 20 cm et 30 cm.

Après le creusement, 250 cm³ d'eau à minéralisée à 5 mS sont versés dans le fond de trou afin d'humecter et rendre conducteur le fond et le bas de la paroi du trou.

La cavité est ensuite remplie d'une boue liquide constituée des matériaux sableux retirés et d'une eau minéralisée à 5 mS. L'électrode utilisée est une électrode impolarisable PM9000 Pb-PbCl₂ NaCl de type PETIAU de marque SDEC (France). (Moreau, 2012)

Pour les mesures, l'électrode mobile est installée exactement comme l'électrode de référence. Une vérification avec les deux électrodes dans le même trou contenant l'électrode de référence permet d'affecter si besoin une légère correction sur le zéro.

Les câbles utilisés sont des fils de cuivre multibrins, de section 0.5 mm², couvert d'isolant plastique. Un soin particulier est accordé à la qualité des connections câble électrode et câble voltmètre. (Revil, 2004)

Un voltmètre de forte impédance d'entrée (2.5 GΩ) a été utilisé. Il s'agit d'un voltmètre Signstek UNI-T UT71D Multimètre Numérique à Haute Précision. (Williams, 1989)

La forte impédance d'entrée du voltmètre est un point essentiel pour la qualité et la stabilité de la mesure dans ces milieux très résistifs.

Les points de mesure sont alignés sur 600 mètres selon la pente pour les 17 premiers, puis alignés selon deux courbes de niveau, chacune de 700 mètres de long, l'une au niveau des puits d'infiltration, la seconde au niveau de l'axe du talweg. La ligne amont se situe au niveau d'une série de puits dans lesquels les lixiviats peuvent s'infiltrer. Ces puits busés correspondent à des regards d'un réseau conduisant les lixiviats depuis la partie active de la décharge et des bassins de stockage situés plus à l'ouest.(Zhan, 2017)

IV.3 RESULTATS ET INTERPRETATION

IV.3.1 SUIVI SPATIAL DU PANACHE :

Le profil est réalisé au niveau de la plaine alluviale au niveau d'une ligne allongeant une zone de fracturation orientée en direction N-S. (Fig.39). La pseudosection obtenue suggère la présence d'une grande discontinuité située au sud du profil et témoigne la présence d'une zone anomalie de fracturation. Le passage de cette anomalie est observé topographiquement. A son niveau les valeurs de résistivité enregistrées sont très faibles et signalent la possibilité d'accumulation des éléments chimiques issus de la décharge située à leur hauteur. En surface la formation alluvionnaire est continue et devient notablement plus épaisse en allant vers le nord du terrain prospecté

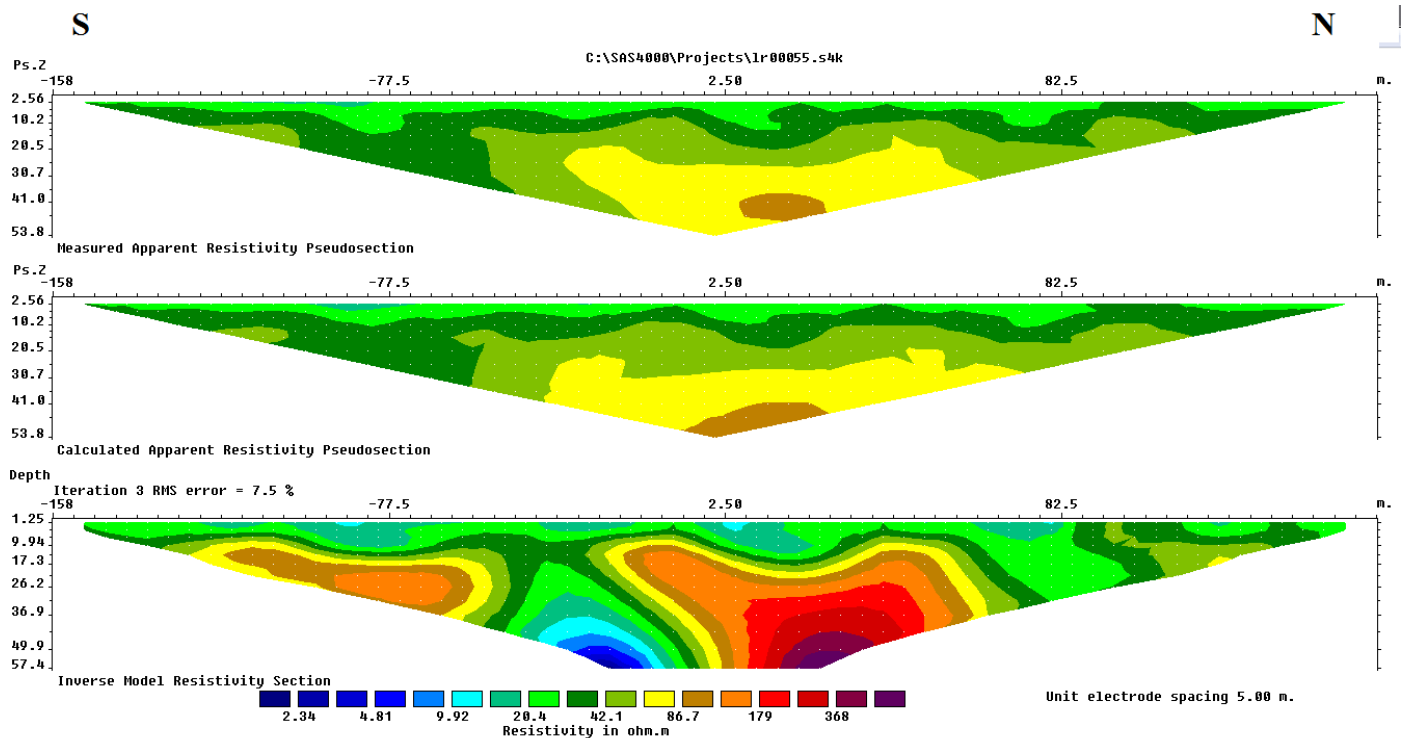


Figure 37: Profil tomographie électrique A

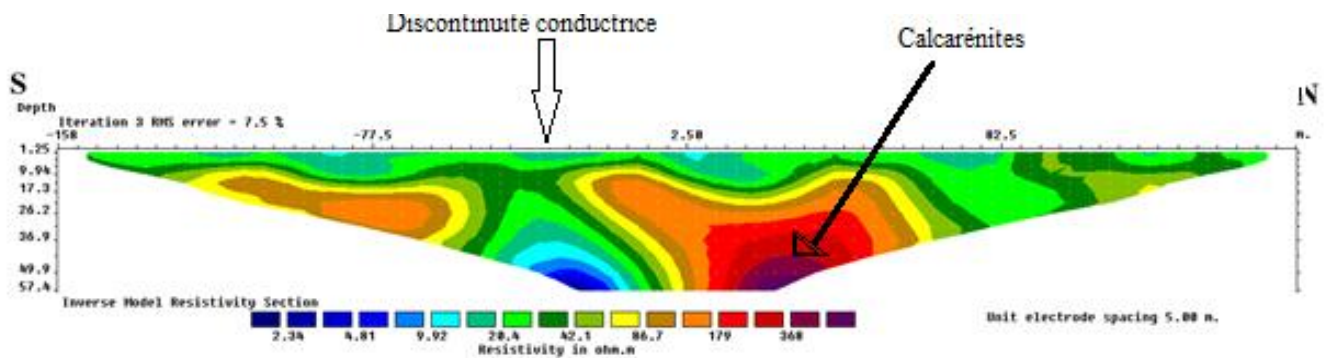


Figure 38: Profil Tomographie électrique B

Le deuxième profil est réalisé au niveau de la partie sud de la décharge, en hauteur par rapport au premier et selon une direction pratiquement perpendiculaire à ce dernier (E-W) Le terrain prospecté est marqué par l’affleurement des calcarénites en surface. Les formations rencontrées par ce profil sont continuées sur la plus grande partie prospectée. Vers le côté Est, la pseudo-section obtenue montre la présence d’une anomalie conductrice correspondante à la zone de fracturation qui allonge le premier profil. (Figure 40)

IV.3.1.2 Potentiel Spontané :

La position des points de mesures et des puits d'infiltration est reportée sur la figure 41 ; 48 points de potentiel spontané ont pu être mesurés ; Les valeurs moyennes des caractéristiques physico-chimiques des eaux des collines et des parties contaminées du talweg.

Les valeurs de potentiel spontané mesurées sont reportées sur la figure 42 par échelle de couleur L'électrode de référence est localisée au nord, dans les zones sableuses en haut de colline, et en bordure du talweg secondaire. Vers le sud, les valeurs de potentiel sont légèrement positives, puis s'annulent ou deviennent légèrement négatives lors de la traversée du talweg secondaire. Plus au sud, dans les zones sableuses du versant le potentiel est positif. Jusqu'à l'approche du talweg principal. Pour les deux lignes de mesures parallèles au talweg principal, les valeurs sont élevées, franchement positives pour la ligne située en amont, c'est-à-dire sur la pente. La plupart des mesures oscillent entre +30 et +50 mV.

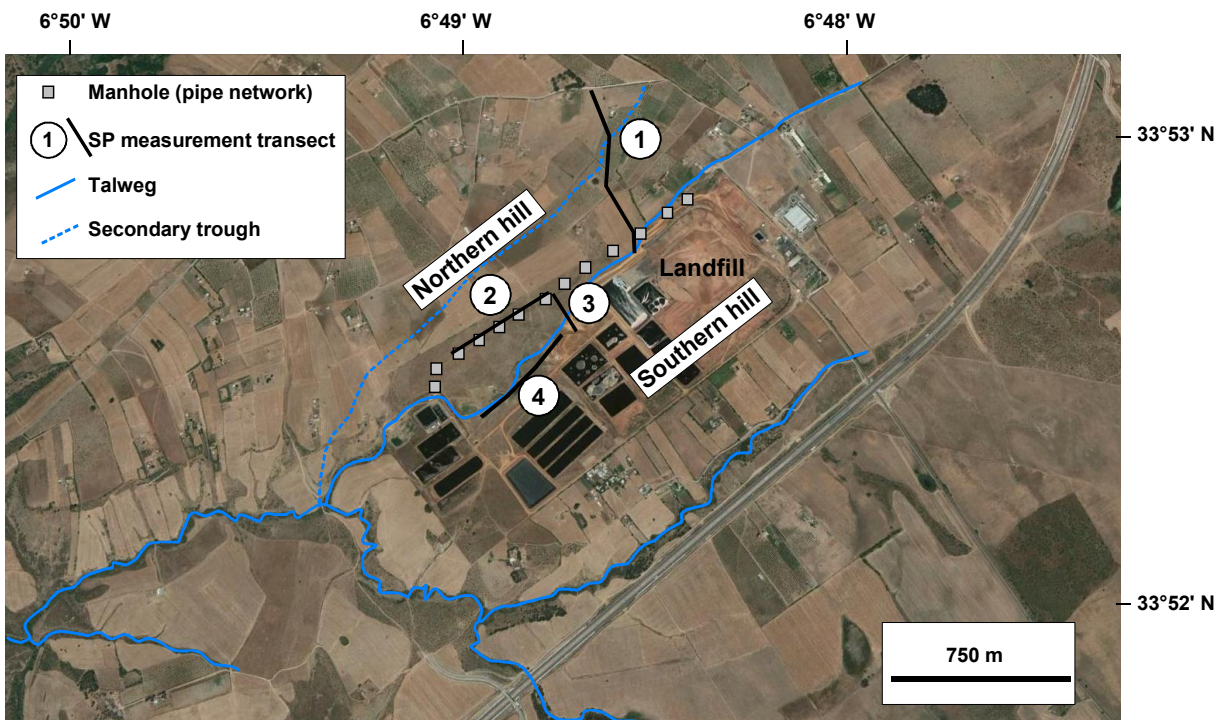


Figure 39: La position des points de mesures du Potentiel spontané

En s'approchant de la confluence entre le talweg secondaire et talweg principal, les trois dernières valeurs sont un peu moins élevées. Les valeurs sont en revanche très négatives dans l'axe du talweg, à proximité de la décharge. Elles oscillent entre -15 et -20 mV. A ce niveau le contraste est très fort avec l'ensemble des autres points. Ainsi, les résultats sont spatialement structurés. Les valeurs mesurées se corrèlent fortement avec les unités fonctionnelles du milieu. Les résultats de mesures de potentiel spontané ont un sens au niveau spatial.

Les valeurs très négatives mesurées dans l'axe du talweg principal, témoignent probablement de la présence d'un panache d'eau riche en carbone organique dissous et présentant des processus redox très marqués. Les mesures physicochimiques mesurées sur le terrain au niveau de plusieurs points d'accès à la nappe, Les résultats montrent une forte baisse du potentiel redox dans les eaux de nappe en aval de la décharge, dans le talweg principal. Les eaux sont fortement réductrices. La carte des résultats de potentiel d'oxydoréduction confirme l'impact de la décharge sur la qualité des eaux de nappe, et la présence d'un panache de pollution dans la nappe au droit du talweg, à partir de la décharge en en aval de celle-ci. C'est ce contraste entre les eaux oxydantes provenant des collines et le panache d'eau fortement réductrice que marque le fort gradient de valeurs de potentiel spontané. Plus en amont, des variations moins importantes dans les mesures de potentiel spontané ont aussi montré le passage au niveau du talweg secondaire qui concentre localement les lignes de flux souterrain.

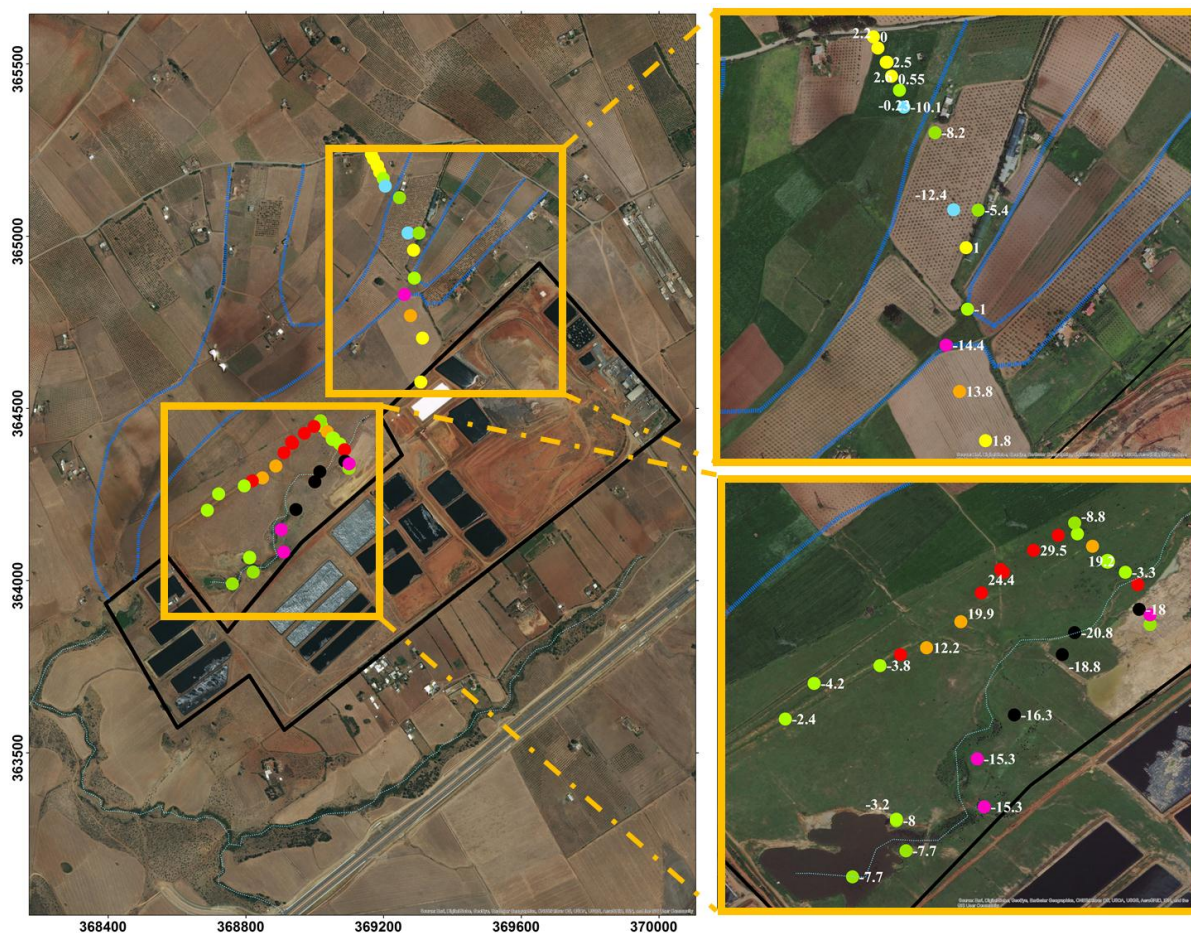


Figure 40: La répartition spatiale des valeurs du potentiel spontané

Ainsi, malgré les conditions de mesures du potentiel spontané très difficiles dans ce milieu aride, sableux et peu minéralisé, il est possible de mettre en évidence des contrastes forts dans la nappe, mais aussi de détecter des variations spatiales plus subtiles.

IV.4 CONCLUSION

La mesure du potentiel spontané est très utile dans de nombreuses études de géosciences. En zone aride, si les sols sont très résistifs, la mise en œuvre de cette technique peut poser des difficultés métrologiques liées à la faible intensité des courants électriques mis en jeu.

Dans ce travail, nous avons essayé d'appliquer cette méthode dans des sols sableux, secs, non minéralisés et donc très résistifs.

Les mesures ont montré une forte corrélation avec les unités fonctionnelles du milieu et avec l'opposition entre zones polluées et zones non polluées par des lixiviats issus d'une grande décharge d'ordures ménagères.

Pour arriver à ce résultat, il a fallu respecter un certain nombre de dispositions :

- ✓ Un voltmètre de haute impédance d'entrée (2.5 G Ω)
- ✓ Humectation du fond de trou avec un volume limité (250 cc) d'eau minéralisée (5 mS)
- ✓ Fabrication d'une boue liquide pour remplir le trou et assurer la conduction électrique entre le sol et l'électrode. Cette boue est constituée du matériau pédologique local et de l'eau minéralisée (5 mS).
- ✓ Un soin particulier est accordé aux contacts électriques.

Sous ces conditions, il a été possible d'obtenir des valeurs de potentiel spontané cohérentes avec la distribution spatiale des unités fonctionnelles du paysage, malgré l'état très sec des sols sableux. Ainsi, il est possible d'effectuer les mesures de potentiel spontané dans des sols sableux non minéralisés de zones arides. Réalisées sur les points d'accès à la nappe ont montré un contraste important entre des eaux aux caractéristiques oxydantes situées en amont hydrogéologique de la décharge et les eaux très réductrices localisées dans le talweg au droit et en aval de cette décharge. Il a par ailleurs été possible de mettre en évidence des variations spatiales de plus faible intensité au niveau d'un talweg secondaire situé sur la partie pentue de la zone d'étude. Les mesures de potentiel spontané permettent de mettre en évidence des variations spatiales du milieu naturel plus discrètes que le panache de pollution généré par la décharge. Ainsi, la mesure de potentiel spontané sur des sols sableux et peu minéralisés des zones arides est possible, mais il convient de les réaliser avec un protocole expérimental adapté à ces conditions difficiles.

CHAPITRE V :IMPACT DU PANACHE DE LIXIVIATS SUR LA QUALITE DE L'EAU SOUTERRAINE

V.1 INTRODUCTION :

Les décharges sont des lieux de fermentations microbiologiques pouvant générer des déchets organiques et azotés. Lixiviats riches et avec une concentration élevée de métaux lourds. Cependant, les processus microbiologiques sont fortement dépendants de la température et, par conséquent, des études menées dans les pays développés, souvent sous des climats tempérés, ne peuvent pas être immédiatement transférés dans des régions plus chaudes.

Pour surveillance de la décharge, une bonne connaissance des processus en cours, de leur nature et de leur intensité, ainsi que leur impact sur la nappe phatique locale sont essentielles.

Les conditions redox (activité électronique) et le pH (activité protonique) sont les deux « paramètres clé » les plus importants contrôlant l'interaction solution-minéral dans l'environnement hydrogéologique.(Basberg, 1998). Dans le cas des décharges, le principal moteur des transformations chimiques est généré par l'activité biologique qui oxyde la matière organique, en commençant par les composés les plus facilement biodégradables. Cette oxydation de la MO nécessite la consommation d'oxydants. Il en résulte toute une gamme de processus d'oxydo-réduction qui constituent le cœur des transformations chimiques, mais ce n'est pas le seul pour autant, les réactions acidobasiques sont également importantes surtout lors des processus fermentaires et lors de la production d'acides gras volatils, et aussi les phénomènes de complexation qui conduit à la création de composés organo-métalliques (molécule ou ion complexe liant un inorganique à un radical organique). Tout ceci sera détaillé dans les prochains paragraphes. Du point de vue de la biogéochimie, lorsque le lixiviat (il serait bon de rappeler ceci que les lixiviat sont riche en Carbone facilement biodégradable, en métaux dissous et complexés, en azote, en chlorure... ; et qu'ils sont très réducteurs) s'infiltré dans l'environnement des eaux souterraines, les microorganismes environnementaux utilisent des substances organiques dans les lixiviat des décharges en tant que source de carbone et utilisent accepteurs d'électrons pour la dégradation des polluants par réactions redox, telles que la respiration aérobie, la réduction des nitrates, et la méthanogènes (Arsene et al. 2003)

Par conséquent, il est d'une grande importance théorique d'étudier l'identification de la séquence des zones redox dans le l'environnement des eaux souterraines des sites d'enfouissement, qui peut être utilisé pour enquête de la pollution des eaux souterraines

Le développement d'une zonation redox en aval des décharges a été observée par plusieurs auteurs, l'environnement redox exerçant un contrôle important sur l'atténuation du lixiviat (Basberg and Banks 1998),

L'objet de ce chapitre vise à rechercher des preuves d'infiltration du lixiviat de la décharge au sol et aux eaux souterraines. Les données historiques collectées de 2010 à 2018 a été agrégé. Le traitement de ces données a été effectué par le biais d'Analyse en composantes principales (ACP) sur des paramètres physico-chimiques afin de discriminer, Identifier et classer les processus qui accompagnent les changements dans la qualité des eaux souterraines. Le but a défini un outil d'évaluation de l'impact de la mise en décharge sur l'aquifère (Liu et al. 2001) ;

V.2 MATERIEL ET METHODE

V.2.1 PRÉLÈVEMENTS ET MESURES

La zone d'étude représentant les points d'eau aux alentours de la décharge d'Oum Azza a fait l'objet de trois campagnes d'échantillonnage ; en octobre 2012, en septembre et février 2014 et en mars 2016. (Fig.43) Les analyses sont réalisées sur un réseau de 22 puits entourant la décharge. Les échantillons d'eau souterraine ont été prélevés à l'aide d'un préleveur manuel (bailer) se présentant sous la forme d'un cylindre plastique d'une contenance d'1 L, Tous les échantillons sont conditionnés dans des flacons en polyéthylène puis conservés en glacière pendant le transport. Ils ont été ensuite maintenus à 4° C et dans l'obscurité jusqu'au moment de l'analyse. Au total, 88 échantillons ont été analysés. Dans chaque échantillon, les paramètres suivants ont été déterminés : pH et température (au moment de la collecte des échantillons), conductivité (CE, selon la méthode ASTM D1125-14), COT selon la méthode ISO 8245 : 1999, La demande biochimique en oxygène (DBO5) a été mesurée par le mesureur de DBO HANNA (HI 98186). Les nitrates (NO₃⁻) ont été analysés par colorimétrie à l'aide d'un spectrophotomètre (Spectronic 20D).

Les cations (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ et NH⁴⁺ selon UNI EN ISO 14911 : 2001), des anions (Cl⁻, SO₄²⁻, NO₂⁻, NO₃⁻ et F⁻ selon la méthode ISO 10304.1; CN⁻ selon Méthode EPA 335.2), les métaux (Al, As, B, Cu, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb et Zn selon la méthode EPA 6020),

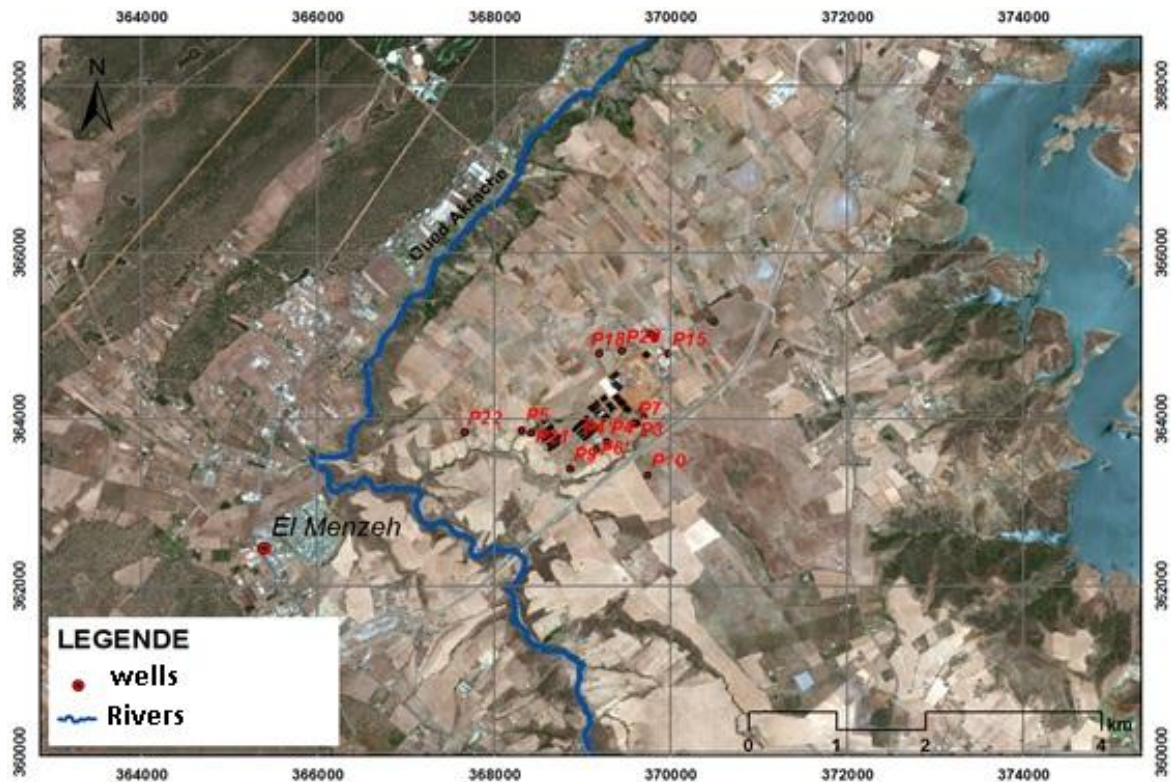


Figure 41: Carte du position des points d'échantillonnage dans le secteur d'étude(Ain aouda -OumAzza)

V.2.2 MESURE DU POTENTIEL D'OXYDORÉDUCTION.

V.2.2.1 Une mesure peu répandue à cause de la difficulté

Sur le principe, la mesure du potentiel de l'électron pe est équivalente à celle de la mesure du proton (hydraté) H^+ (ou H_3O^+), le pH. Dans la pratique, la mesure du pe est peu répandue car si H^+ a une existence en tant qu'espèce aqueuse, l'électron n'est pas au compte des espèces aqueuses et le pe représente le potentiel de l'électron lors des échanges d'électron.

Il en résulte que les courants mesurés par l'électrode redox sont de faible intensité, ce qui rend difficile la mesure du potentiel électrique. La mesure est souvent instable et elle requiert du temps pour une stabilisation et les valeurs ne se stabilisent pas toujours. (Han, 2013)

A cette difficulté s'ajoute que les réactions redox ont la réputation d'être souvent en non équilibre thermodynamique et de ce fait, plusieurs couples redox pourraient ne pas être en équilibre, c'est-à-dire avoir chacun leur propre potentiel redox. Dans ce cas, il est difficile de savoir ce qui serait mesuré dans une telle situation. D'autres auteurs évoquent enfin le fait que la mesure pourrait dans certains cas ne refléter le potentiel que d'un couple redox dominant, les autres couples redox n'étant pas à l'équilibre avec celui-ci ; Pour ces raisons, l'usage des mesures redox est nettement moins fréquent que celle du pH.

V.2.2.2 Méthodologie de terrain

Les mesures ont été effectuées avec une électrode de platine, à pointe.

La mesure de la température a permis de corriger le voltage de l'électrode, qui est la somme algébrique du potentiel d'oxydoréduction Eh et du potentiel de la demi-électrode de référence. Ainsi en retranchant le potentiel de l'électrode de référence à la valeur lue, on obtient le Eh (V). La mesure ne se fait pas en plein soleil. L'électrode est tournée à l'abri du soleil direct pendant la mesure. Entre deux mesures, l'électrode reste dans une eau dont les caractéristiques sont proches de celles que l'on va mesurer afin de réduire le temps de stabilisation de la mesure. Le potentiel de l'électrode, est concomitante de celle du pH et de la température. La relation entre pe et Eh est la suivante : $Eh = pe * Ln(10)*R*T/F$ avec R constate des gaz parfaits, T température en degrés Kelvin et F le Faraday. Les mesures de potentiel d'oxydo-réduction, pH et conductivité électrique de l'eau 30 points de mesure ont été effectués (Figure 44).

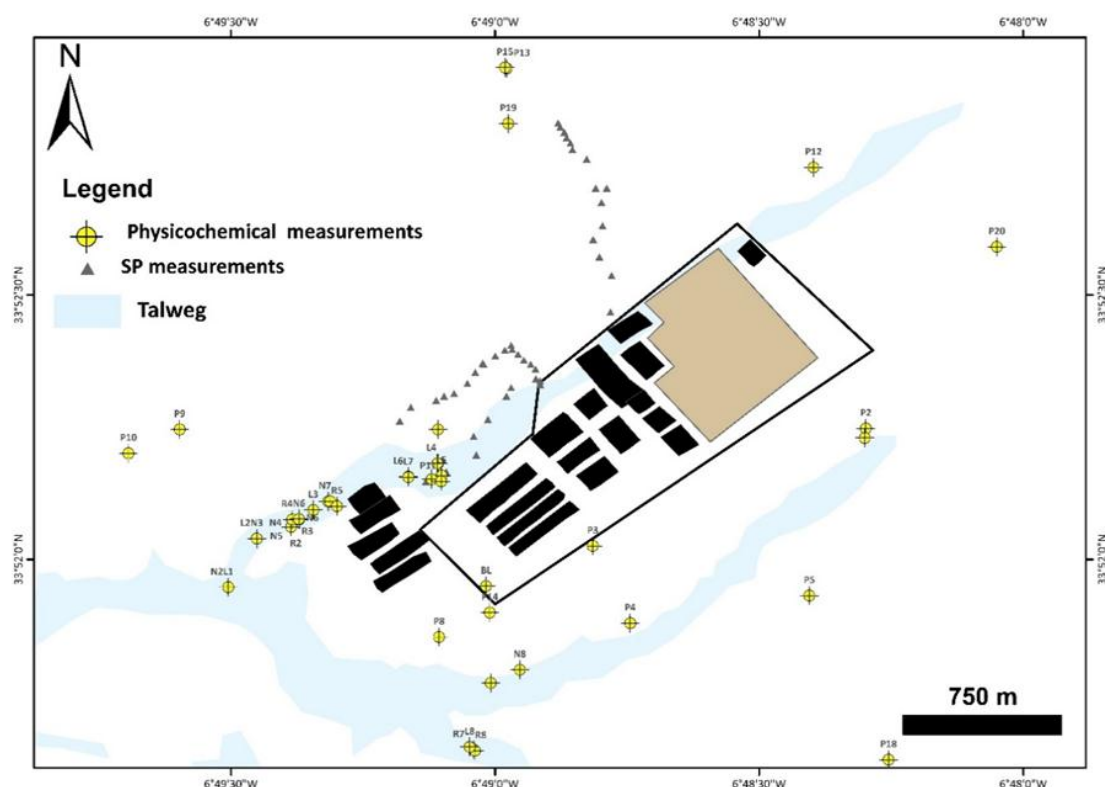
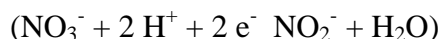


Figure 42: Carte de localisation des mesures du Redox dans le secteur d'étude

V.2.2.3 Déplacement du couple redox.

Pour faciliter l'identification du couple rédox actif, certains auteurs préconisent de modifier le pH par ajout de base ou d'acide forts en petites quantités. La variation de pH et la variation de Eh concomitante permet théoriquement d'accéder à une pente dans le diagramme de Pourbaix (Eh/pH), la pente étant caractéristique du couple rédox. Cette pente dépend du ratio entre le nombre d'électrons et de protons en jeu. Ainsi, pour le couple NO_3^-/NO_2^- , le ratio est de 1 e- pour 1H+



Dans ce travail, aucun produit n'a été ajouté car potentiellement, il peut apporter un composant actif au niveau redox et fausser ainsi les résultats. Les échantillons ont été simplement énergiquement agités dans un flacon rempli en moitié, afin de favoriser les échanges de CO₂ entre l'eau et l'atmosphère. Il en résulte une variation de pH et de Eh sans ajout de produit chimique.

Par ailleurs, cette pratique donne une indication qualitative sur le terrain, de la charge en CO₂ de l'eau. Si le pH augmente, l'eau perd du CO₂, elle contenait plus de CO₂ que la quantité en équilibre avec l'air.

Les diagrammes de Pourbaix.

Ces diagrammes représentent les domaines de stabilité thermodynamique des espèces représentées dans ce diagramme.

Les domaines de stabilité de chaque espèce chimique est délimitée par un polygone dans les coordonnées Eh/pH, ces lignes étant calculées sous hypothèse d'égalités de l'activité chimique (en première approximation de la concentration) des deux espèces en question.

Cependant, lors des réactions redox, cette condition n'est pas toujours remplie. Ainsi lors de la dénitrification, à peine le nitrite est produit, il est aussitôt métabolisé et la teneur en nitrite est toujours très faible par rapport à celle du nitrate. De même, dans la sulfato-réduction, les sulfures ou polysulfures étant peu solubles, ils précipitent et le ratio sulfure/sulfate est faible. Il n'est pas égal à 1. La conséquence est que les points se positionnent un peu au-dessus de la frontière sur le diagramme de Pourbaix.

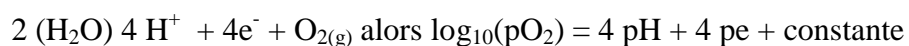
Enfin, si le potentiel redox est contrôlé par un couple dont une des espèces chimiques n'est pas prise en compte dans le diagramme, ce dernier est inutilisable. Ainsi, dans des eaux salées, des formes chlorurées peuvent intervenir et modifier complètement l'allure du diagramme de stabilité. (Lian, 2017)

Toutefois, dans le cas étudié, les conditions non salées semble rendre possible l'utilisation de ce diagrammes de Pourbaix, mais avec prudence.

pO₂, rH=2pe+2pH

Certains auteurs définissent le rH comme rH= 2 pH + 2 pe. Il s'agit d'une mesure du niveau d'aération du milieu.

Par ailleurs si l'on considère l'équation de dissociation de l'eau :



soit $\log_{10}(\text{pO}_2) = 2 \text{ rH} + \text{constante}$

Ainsi, dans le diagramme de Pourbaix l'état d'aération ne se lit pas verticalement, mais de manière oblique : $pH + p_e = \text{constante}$.

La valeur de rH ou de $\log_{10}(pO_2)$ constitue une mesure de l'état d'aération du milieu.

V.2.2.4 Représentation spatiale.

Le traitement des données spatiales a été effectué avec le logiciel Surfer qui a permis d'étudier la structure spatiale (variogrammes et corrélogrammes) et de tracer des cartes.

V.2.2.5 Outils statistiques

Le traitement statistique a été réalisé avec la suite logicielle XLstat sous Excel (Addinsoft et Microsoft). Les outils statistiques utilisés sont l'Analyse en Composante Principale (ACP), la classification hiérarchique ascendante non supervisés et l'analyse discriminante.

L'analyse multivariée aide généralement à simplifier l'interprétation des résultats des systèmes complexes. Les données collectées ont été traité par PCA en utilisant le logiciel XLSTAT 3.2 (Addinsoft, USA) avec Excel 2007 (Microsoft Corporate, États-Unis).

Ces outils statistiques aident à la classification, la modélisation et l'interprétation de grands ensembles de données et aussi l'extraction des paramètres qui évalue la qualité de l'eau (brilla et al, 2016). Il aide en outre à comprendre l'ensemble des processus chimique, en donnant une approche plus quantitative et indépendante de l'échantillon d'eau souterraine en faisant des corrélations entre paramètres chimiques et échantillons d'eau souterraine (Manikandan et al. 2014)

Dans cette étude, deux méthodes statistiques multivariées ont été appliquées à savoir, l'analyse en composantes principales (ACP) et Analyse hiérarchique (HCA) en utilisant IBMSPSS statistiques V 22.0

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode qui identifie les petites variables d'un grand ensemble de données qui sont appelées « composants principaux » pour l'analyse des relations entre les variables observées. Cette analyse aide à expliquer la quantité maximale de la variance. Ça aide dans l'identification de la source des polluants (Gibrilla et al. 2011).

L'analyse hiérarchique (HCA) est la plus courante c'est une méthode d'analyse statistique multivariée largement utilisée dans des études environnementales

Regroupements d'échantillons en classant ou en reliant des échantillons similitudes dans l'ensemble de données, la création d'un arbre de cluster ou dendrogramme.

Ce regroupement aide à décider du niveau ou de l'échelle de regroupement qui est le plus approprier pour l'étude particulière. Contrairement à PCA qui utilise normalement seulement

deux ou trois composants pour l'affichage HCA utilise toutes les informations contenues dans l'ensemble des données originales.

V.3 RÉSULTATS ET ANALYSE :

V.3.1 FACIES HYDROCHIMIQUE :

Nous remarquons que les points où il y'a une contamination notable se situent en amont de la décharge c'est-à-dire au sud-Est de cette dernière, mais selon la direction du flux sous terrains qui est du Sud-Est vers le Nord-Ouest, la contamination devrait être en aval de la décharge c'est-à-dire vers le nord et elle devrait suivre cette direction pour se propager sur l'ensemble de la nappe au nord pour atteindre Oued Akrach ainsi le contaminer, or ce n'est pas le cas. (Fig 45;46)(Touzani et al. 2019)

Cette anomalie qu'on qualifie de positive puisque ça a réduit la propagation de la contamination, peut être expliqué par le fait que la mise en place de la décharge en 2007 et ces fondations qui ont atteint une des grandes profondeurs jusqu'à en perturbé le système hydrodynamique local de la nappe sous-jacente à la décharge, ainsi cette dernière a constitué un obstacle pour la propagation de la contamination. Cet obstacle ne pourra pas bien sur bloquer définitivement la contamination mais il a pu la ralentir et changer son orientation. Les missions de terrain à venir pourront quantifier la vitesse de la contamination au niveau de la décharge et déterminer son orientation dans cette anomalie du système hydrodynamique local.

V.3.2 LES CARACTÉRISTIQUES DES LIXIVIATS :

Les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des échantillons de lixiviats collectés au cours des trois prélèvements effectués dans différent point de la décharge sont résumées dans le tableau 12.

Tableau 12: prélèvements effectués dans différent point de la décharge

	Ech1	Ech2	Ech3		Ech1	Ech2	Ech3
PH	7.1	6.95	7.9	AS	0.014	<0.005	0.518
T(C°)	27.8	35	27	Cd	0.013	0.031	0.013
Conductivité	6050	32900	37700	Co	0.161	0.16	0.161
O2(Dissous)	1.45	0	0	Cr	0.75	0.493	0.75
DCO	275	57792	12941	Cu	0.055	0.489	0.088
DBO2	159	38901	4621	Pb	<0.0021	0.089	0.048
NH4+	123	3514	1988	Ni	<0.0025	0.653	0.747
PT	0.337	28.7	18.7	Zn	0.026	1.03	0.889
MES	26	2340	1171	Hg	0.00078	0.0017	0.0021
SO4-	9442			CF			4000
Cl-	2131	2230	1650				
NO3-	<0.793	37.9	10.8				

Les concentrations des paramètres testés, y compris pH, TDS, DCO, La DBO, les chlorures, le NH₄, le Cu et le Ni dépassent les limites admissibles pour les trois échantillons pour la totalité ;

Généralement le PH du lixiviat d'un centre d'enfouissement varie entre 4.5a 9 (Yadav et al. 2015)

Selon l'Age de la décharge. Pour notre site d'étude, le pH moyen des échantillons de lixiviats provenant varié de 6.95 à 7,9 ça veut dire que le site est en phase méthanogène et peuvent être classés comme sites d'enfouissement mur ; En ce qui concerne les indices de charge organique dans ces échantillons et sa partie biodégradable, figure 47 montre la relation entre la DCO et la DBO dans le réservoir de lixiviat. Il est évident que les valeurs absolues sont élevées, et c'est le cas on pouvait s'y attendre puisque les déchets accumulés étaient non triés et un tiers organique, et (b) matière organique dissous dans le lixiviat est presque 60% dégradable, ce qui est surprenant parce qu'il est communément supposé que le lixiviat est à peine dégradable.

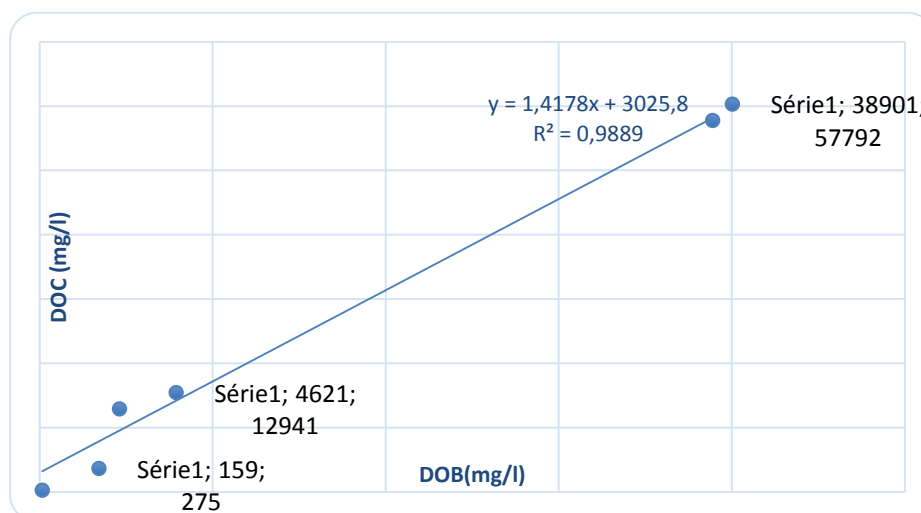


Figure 45:DBO/DCO

La concentration en NH_4 dans le site est entre 1988 et 3514 mg / L. Ceci est principalement dû à la décomposition des déchets organiques libérant à la production de biogaz avec une fraction élevée de gaz ammoniac, Cela indique également que les sites d'enfouissement approchent de la fin de leur durée de vie (Tableau 13)

Des concentrations élevées d'ions chlorure ont également été observées sur les trois échantillons, mais Les chlorures agissent comme un polluant conservateur car leurs effets de réaction sont souvent négligeables. (Tableau 13)

Les fortes concentrations de métaux lourds ont été détectées dans les échantillons de lixiviat, comme le cuivre qui était principalement en raison du déversement de déchets toxiques tels que les déchets métalliques, piles, médicaments toxiques, peintures, etc. La présence de plomb, nickel et très faible la concentration de cadmium a également été signalé. La présence de métaux lourds dans les échantillons de lixiviat est attribuée à la MSW non désagrégée dans la décharge.

V.3.3 LES CARACTÉRISTIQUES DES EAUX SOUTERRAINES :

Les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des échantillons d'eau souterraine prélevés aux alentours de la décharge d'Oum Azza, sont décrites dans le tableau 13

Les résultats obtenus ont également été comparés à l'OMS et Normes BIS pour la qualité de l'eau potable.

La valeur moyenne de PH pour tous les échantillons d'eau souterraine à différentes distances était de 7.26. Les valeurs de pH des échantillons prélevé se situent dans une zone proche de la neutralité (OMS 2008).

Les Valeur relativement élevée du pH des échantillons des eaux souterraine peuvent nous indiquer sur l'état des lixiviats, qui sont dans notre cas stabilisé et mûr (Aziz et al. 2010).

Pour la conductivité électrique qui varie de 596 à 8150 $\mu\text{S} / \text{cm}$. Ces Valeurs de conductivité très élevée dans tous les échantillons montre la quantité substantielle d'ions dissous due à la contamination par le lixiviat. (Mor et al. 2006);(Rodseth et al. 2014)

La demande en oxygène (DBO) détermine la quantité de polluants organiques présents dans l'eau. La DBO des échantillons d'eau souterraine indiquant l'effet de la percolation du lixiviat sur l'aquifère. La Contamination organique a été indiquée par la présence de l'ammonium NH_4 .

Les valeurs moyennes de NH_4 sont comprises entre 0,03 et 1.7mg / l (Fig.48).

Les résultats de quelque corrélation entre éléments chimique (fig.48) montrent que La MO source de carbone organique est consommée par les micro-organismes qui consomment l' O_2 . L'eau contenant plus de MO contiennent plus d'oxygène.

L'ammonium est stable en conditions réductrices. Les plus fortes teneurs en NH_4 correspondent aux eaux anoxiques. Lorsque la teneur en oxygène augmente, la teneur en NH_4 diminue, probablement par nitrification.

La teneur en nitrate augmente avec la teneur en oxygène (nitrification), mais cette relation est faible (R^2 très faible) car il y a aussi dans les données des eaux non polluées et donc riches en O_2 sans avoir pour autant de l'azote nitrique car elles ne sont pas concernées par la décharge.

Tableau 13:Qualité des eaux souterraines de la région d'étude

	PH	T (°C)	Cond (µs/cm)	Na+	K+	Ca2+	Mg2+	HCO3-	Cl-	NO3-	SO42-	NH4+
P1	7.45	20.00	740.00	41.50	0.99	100.20	11.54	207.40	114.00	37.00	12.72	0.03
P2	7.40	18.00	424.00	16.60	4.46	64.13	5.35	226.30	17.94	1.99	7.43	0.04
P3	7.25	21.00	1358.00	134.00	1.98	108.22	26.12	210.45	303.00	40.50	24.80	0.04
P4	7.05	25.00	780.00	332.00	10.58	200.00	76.00	572.00	613.00	27.00	153.00	0.18
P5	7.95	21.00	3290.00	518.00	55.12	120.00	62.00	463.00	892.00	11.00	41.00	0.31
P6	7.10	22.00	1842.00	102.00	2.27	43.00	21.00	143.00	170.17	114.00	134.00	0.33
P7	7.10	16.00	722.00	77.10	2.05	55.30	14.34	140.30	124.60	35.60	38.70	0.45
P8	6.90	22.00	1430.00	427.00	10.15	265.00	74.00	372.00	968.00	41.00	29.00	0.55
P9	7.60	25.00	765.00	11.90	7.62	24.05	13.50	420.70	180.44	10.00	53.00	0.78
P10	7.32	22.00	570.00	11.90	7.63	24.05	13.50	420.70	180.44	37.30	13.10	0.88
P11	7.45	23.00	2320.00	102.00	2.28	43.00	21.00	143.00	170.18	36.30	241.00	1.66
P12	7.20	30.00	3590.00	488.00	79.50	128.00	69.50	1006.50	723.00	5.80	54.00	1.77
P13	7.40	23.00	850.00	427.00	10.15	265.00	74.00	372.00	968.00	7.56	89.00	1.92
P14	7.19	17.00	354.00	20.02	4.01	31.26	9.72	62.83	29.78	22.74	58.56	
P15	7.21	17.50	867.00	89.95	2.90	54.50	18.00	158.00	155.99	22.70	44.20	
P16	6.84	18.00	3953.00	313.50	1.80	408.81	92.87	433.00	1028.00	23.27	142.50	

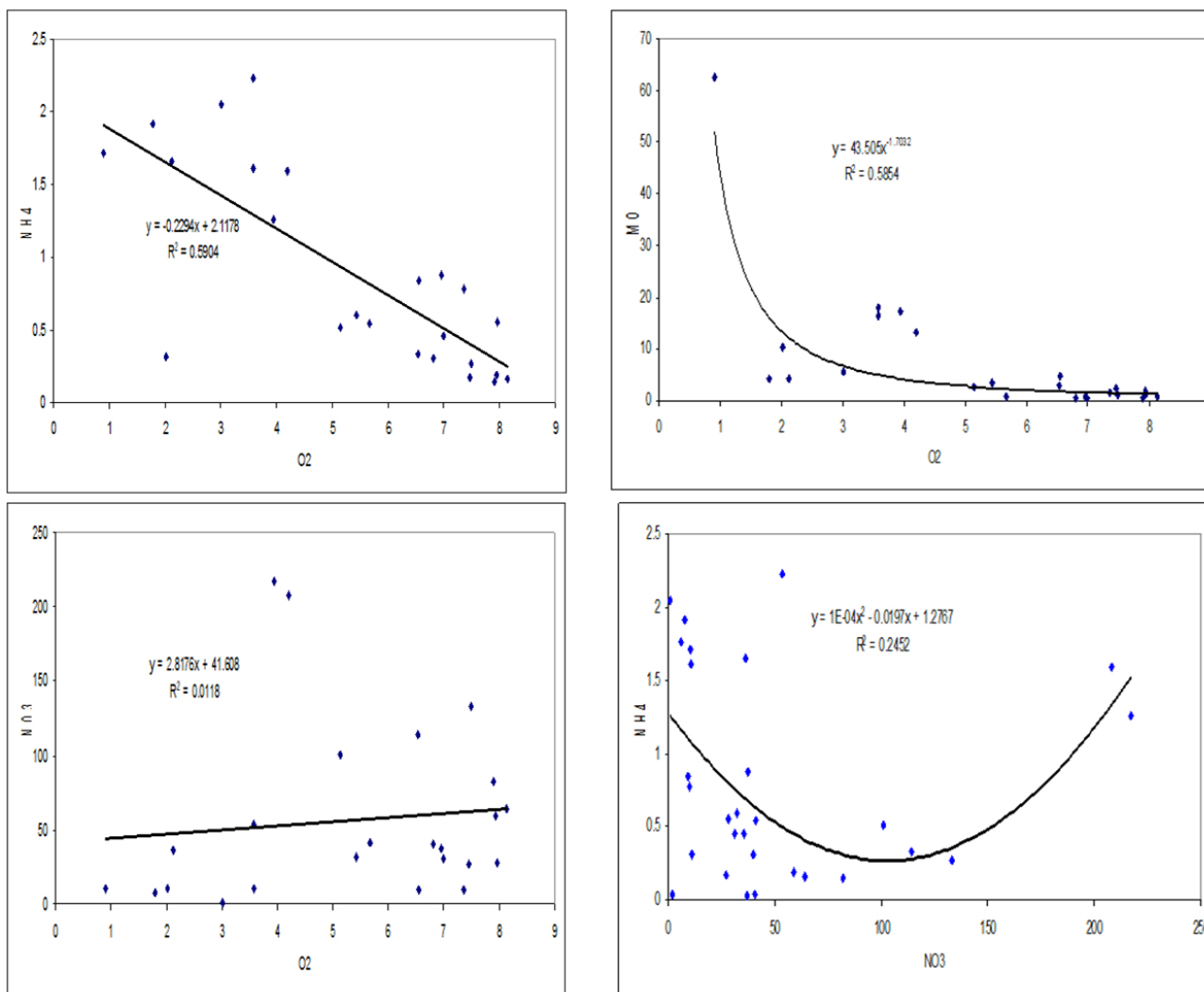


Figure 46: Correlation entre les éléments chimiques analysés des eaux souterraines de la zone d'étude

V.3.4 LES ZONES RÉDOX

Les valeurs moyennes des caractéristiques physico-chimiques des eaux des collines et des parties contaminées du talweg sont reportées dans le tableau.14

Tableau 14: Paramètres Redox dans les eaux de la decharge d'Oum Azza

Zone	Nombre de mesures	pH	Unité	Eh volt	CE μ S
Nappe amont	10	7.27	pH	+0.310	5662
Panache de pollution Nappe talweg	18	7.09		+0.036	5399
Lixiviats	2	8.01		-0.128	2950

Les valeurs mesurées dans l'axe du talweg témoignent de la présence d'un panache d'eau riche en carbone organique dissous et présentant des processus redox très marqués. La présence du panache est confirmée par des analyses chimiques, des mesures de potentiel redox. Les résultats ont été synthétisés dans le tableau 14, Les résultats sont spatialement structurés. Les valeurs mesurées se corrèlent fortement avec les unités fonctionnelles du milieu ; Les résultats montrent une forte baisse du potentiel redox dans les eaux de nappe en aval de la décharge, dans le talweg principal. Les eaux sont fortement réductrices.

La carte des résultats de potentiel d'oxydoréduction (Fig.49) confirme l'impact de la décharge sur la qualité des eaux de nappe, et la présence d'un panache de pollution dans la nappe au droit du talweg, à partir de la décharge en aval de celle-ci. C'est ce contraste entre les eaux oxydantes moins minéralisées provenant des collines et le panache d'eau fortement réductrice et minéralisées.

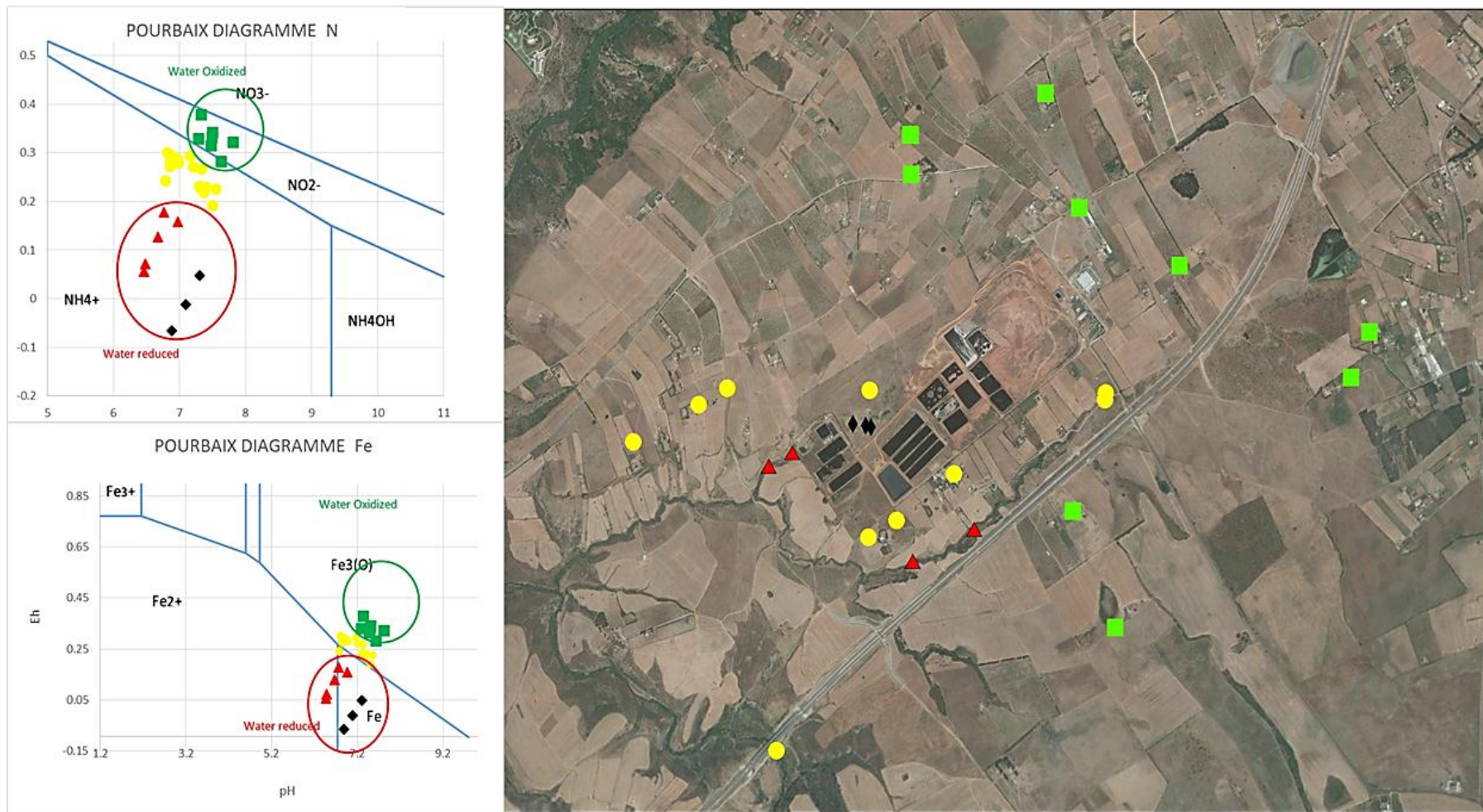


Figure 47: Carte des résultats de potentiel d'oxydoreduction des eaux souterraine de la zone d'etude

V.3.5 ANALYSE STATISTIQUE DES MULTIVARIABLES :

HCA est l'outil statistique le plus largement utilisé dans les études environnementales.

Il aide à grouper les échantillons d'eau souterraine en fonction des similitudes dans leur composition chimique (Gibrilla et al. 2011) Dans cette étude, HCA est appliqué à toutes les points d'eau aux alentours de la décharge d'Oum azza .

La classification des échantillons d'eau souterraine en groupes est basée sur une observation visuelle du dendrogramme représenté sur la (fig.50) HCA a été appliqué à des données de concentration en masse en utilisant méthode de Ward avec des distances euclidiennes comme critère la formation des amas d'éléments. Les paramètres plus caractéristiques de la pollution par la décharge ont été pris en compte : pH, température et conductivité électrique, NO₃, SO₄, NH₄

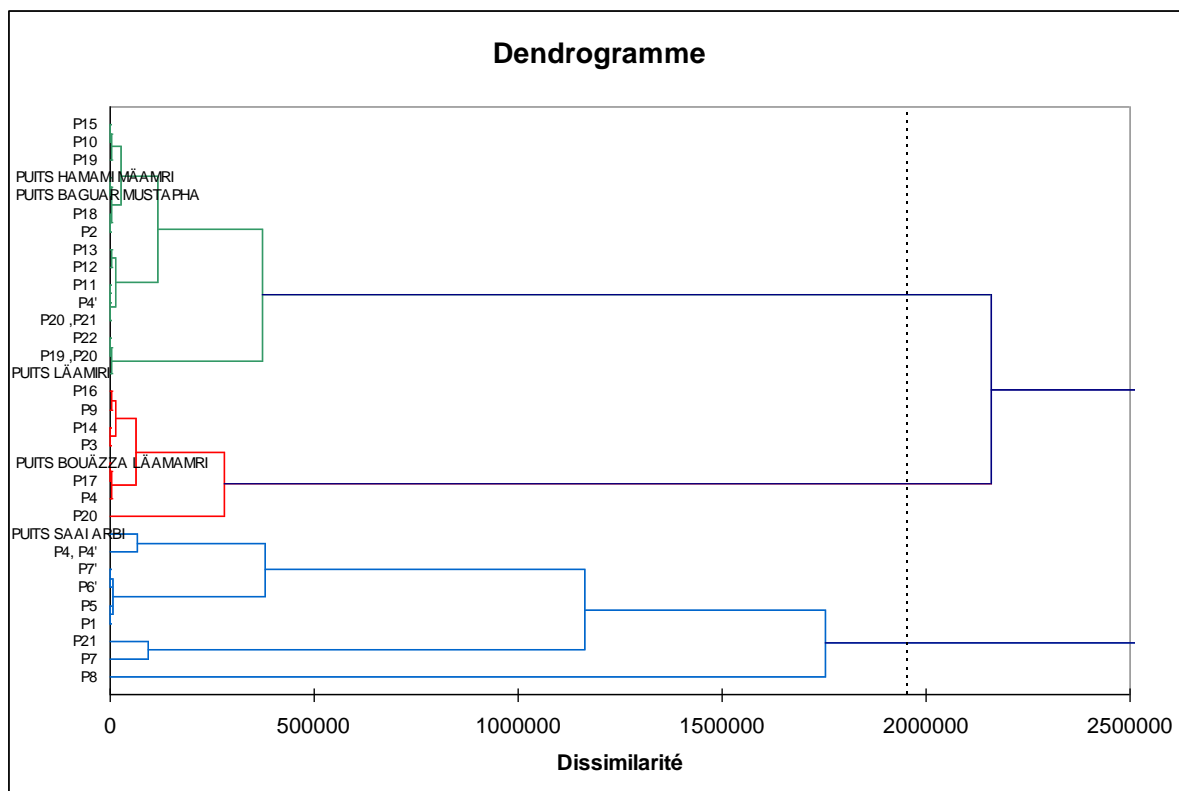


Figure 48: Les résultats du classification hiérarchique

Les résultats de cette classification hiérarchique qui prend en compte la pollution de la décharge montre :

Un premier groupe p10, p18, p22, p15, p19, p12 est constitué de points situés à une certaine distance de la décharge et en amont ou en décalé par rapport aux lignes de flux passant dans la décharge.

Ce groupe est en bleu et en bas de la figure 52 est différent d'un autre groupe de points p3, p14, p16, p19, et un isolé : p20.

Enfin, un autre ensemble bien plus différent des deux premiers groupes est constitué des points p7, p21, p1, p5, p6', p7'. Ce sont des points situés au contact de la décharge.

La classification hiérarchique ascendante non supervisée fait donc apparaître trois groupes de points, chaque groupe correspondant à des résultats d'analyse assez proches, tous paramètres confondus.

La position de ces trois groupes sur une carte montre une distribution non aléatoire. Les points les plus contaminés sont situés au contact de la décharge, côté ouest. Les points les moins contaminés sont situés au sud et à l'est de la décharge. Cependant côté sud, les points de deux groupes sont spatialement très proches, ce qui suggère un fort gradient dans ce secteur.

Cette distribution spatiale suggère un écoulement de la nappe depuis le sud-est vers l'ouest. La position de la décharge en situation haute et dominante, pouvant induire localement au sud une contamination en bordure de la décharge.

Un premier ACP a été réalisé, La matrice des corrélations montre des coefficients de corrélations moyens à faibles sur l'ensemble de la matrice.

Les résultats montrent que les mécanismes responsables de variations de la composition chimique des eaux sont nombreux, d'intensités comparables et se contrarient. La réalité géochimique de ce système est très complexe ceci est confirmé par la distribution de la variance selon les axes factoriels. Il n'y a pas un axe très- très fort et des axes très faibles, mais plutôt plusieurs axes factoriels portant chacun une part de la variance. Donc une réalité complexe.

Axe 1 : Avec 48% de variance portée par cet axe (tous paramètres et tous échantillons confondus), cet axe porte quasiment la moitié de l'information du jeu de données. (Figure 45) Il traduit la minéralité des eaux (salinité) liée au Na, Cl, Mg et curieusement à HCO_3 , composé peu soluble. Ce résultat peu habituel (et original) pour un contexte à l'alcalinité résiduelle calcite négative peut s'expliquer par la dissolution de calcite par d'une part le CO_2 abondant issu de l'activité biologique dans la décharge, mais aussi de la dissolution de calcite sous l'effet d'anions organiques. Compte tenu de la technique analytique utilisée (titration volumétrique) une partie de ce qui est compté en HCO_3 (alcalinité carbonatée) soit en fait de l'alcalinité organique.

Autre élément remarquable, le potassium se comporte comme un élément soluble, alors que dans les sols et le sous-sol, cet élément est très peu mobile à cause de sa forte affinité avec le complexe cationique des argiles. Ce résultat suggère que le milieu est constitué d'une porosité

en grand et le sol ne filtre pas l'eau. Ce comportement ne se retrouve dans la nature que lors de la concentration de lames d'eau libre (chotts d'Afrique du nord par exemple).

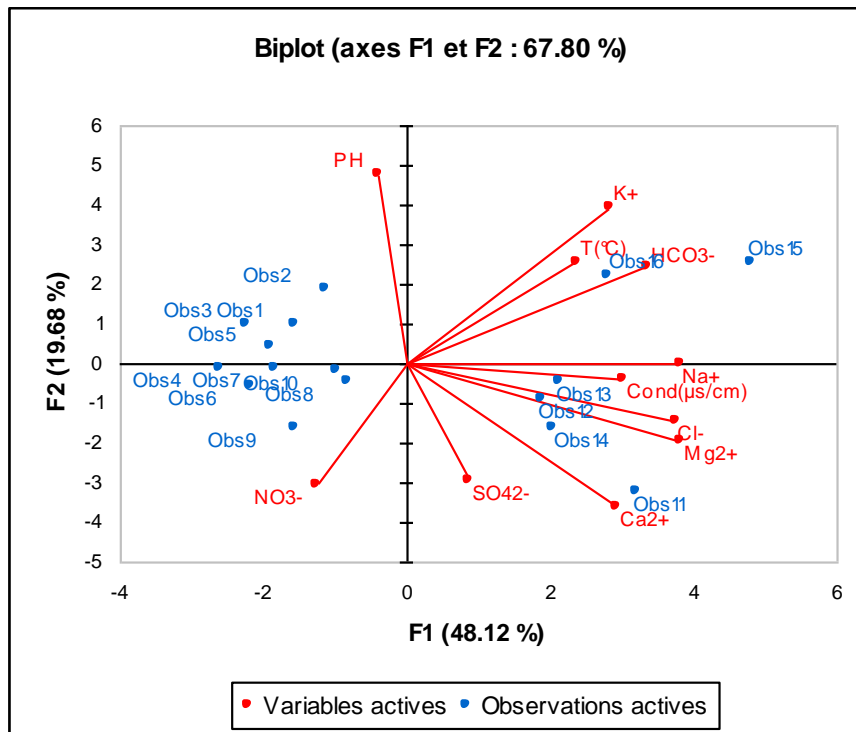


Figure 49: Carte générale de linéaments révèle quatre familles de directions

Il est curieux de noter que les eaux minéralisées sont aussi plus chaudes. Ce sont aussi des eaux pauvres en nitrate. Le pH est indifférent sur cet axe factoriel.

Axe 2 : Avec 19.7% d'inertie, cet axe est marqué par la chimie de l'azote et des équilibres carbonatés. Il oppose les eaux riches en CaSO_4 et NO_3 aux eaux carbonatées et potassiques à pH plus fort. Il traduit donc le redox et les équilibres carbonatés (CO_2 produit par la fermentation des composés organiques dans la décharge, puis production CO_2 à partir du COD dans les lixiviats hors décharge en aval) ; Le premier plan factoriel porte donc, à lui seul, près de 68% de l'information. Une réalité complexe : de nombreux processus et de nombreuses circulations différentes.

Évolution spatiotemporelle

Des mesures ont été réalisées en 2013 et en 2014, certaines sur les mêmes points de prélèvement.

En amont :

Les points p4 et p4' sont situés au contact de la décharge, mais en amont hydrogéologique.

L'évolution montre une diminution très importante de la conductivité électrique et de la teneur en matière organique. L'évolution de la teneur en nitrate est variable selon le point. (Fig. 52)

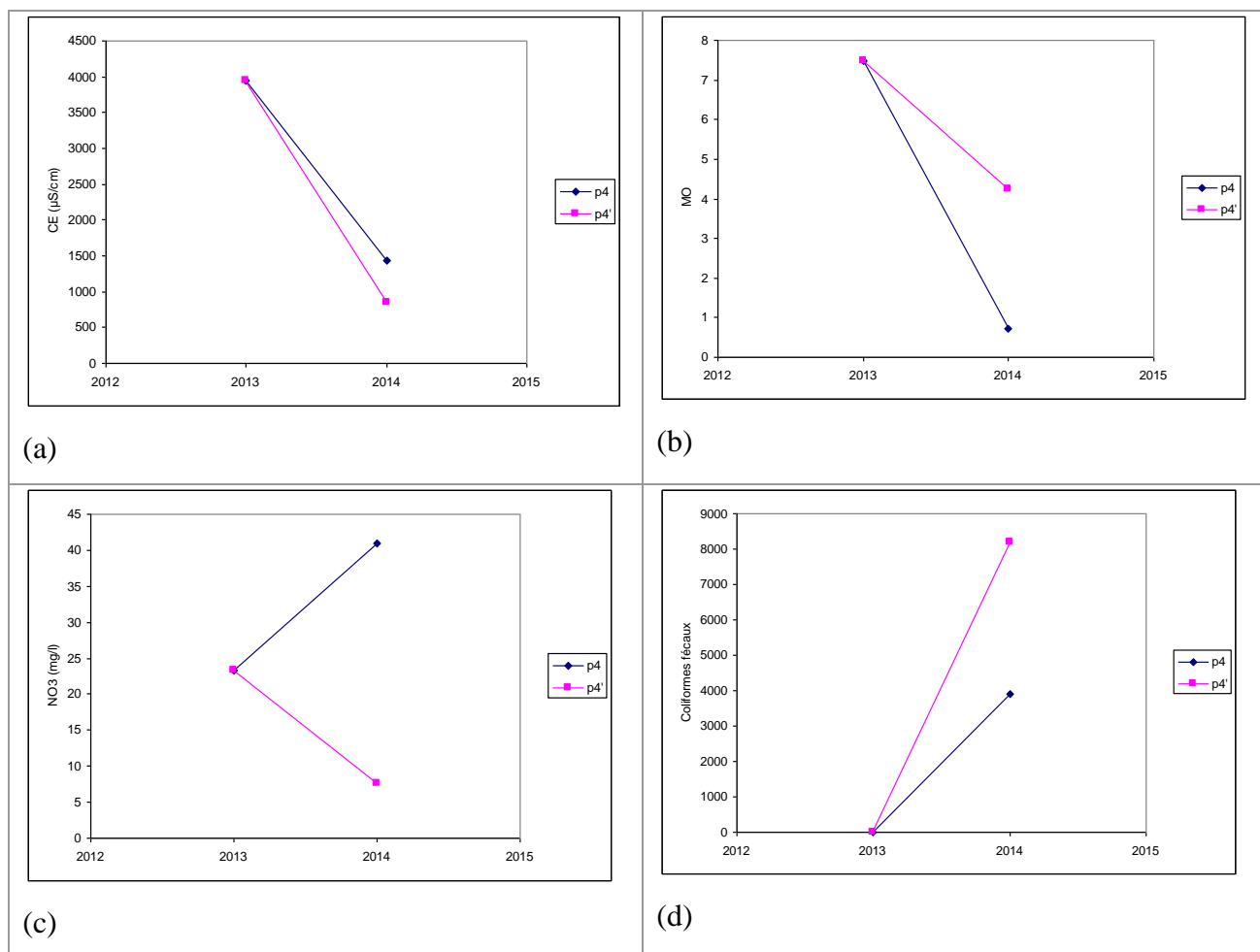


Figure 50: Variations de composition chimique entre 2013 et 2014 : (a) : CE ; (b) : MO ; (c) NO3 ; (d) coliformes fécaux.

La décharge se situe dans une zone de gradient de conductivité électrique. L'amont présente une forte variabilité spatiale de ce paramètre, mais de manière structurée en grands ensembles. De ce fait, si la contribution de la décharge à l'augmentation de conductivité électrique est probable, elle n'est pas certaine. La diminution de la conductivité en aval pourrait s'expliquer par l'évacuation de la nappe d'un épisode de contamination de la nappe par la décharge qui aurait légèrement affecté y compris l'amont proche.

L'augmentation en nitrate peut s'expliquer par la nitrification en conditions oxydantes récentes, de l'ammonium peu mobile issu d'une contamination plus ancienne.

En aval :

Au niveau hydrogéologique, les piézomètres p19, p20 et p21 sont situés en aval proche de la décharge.

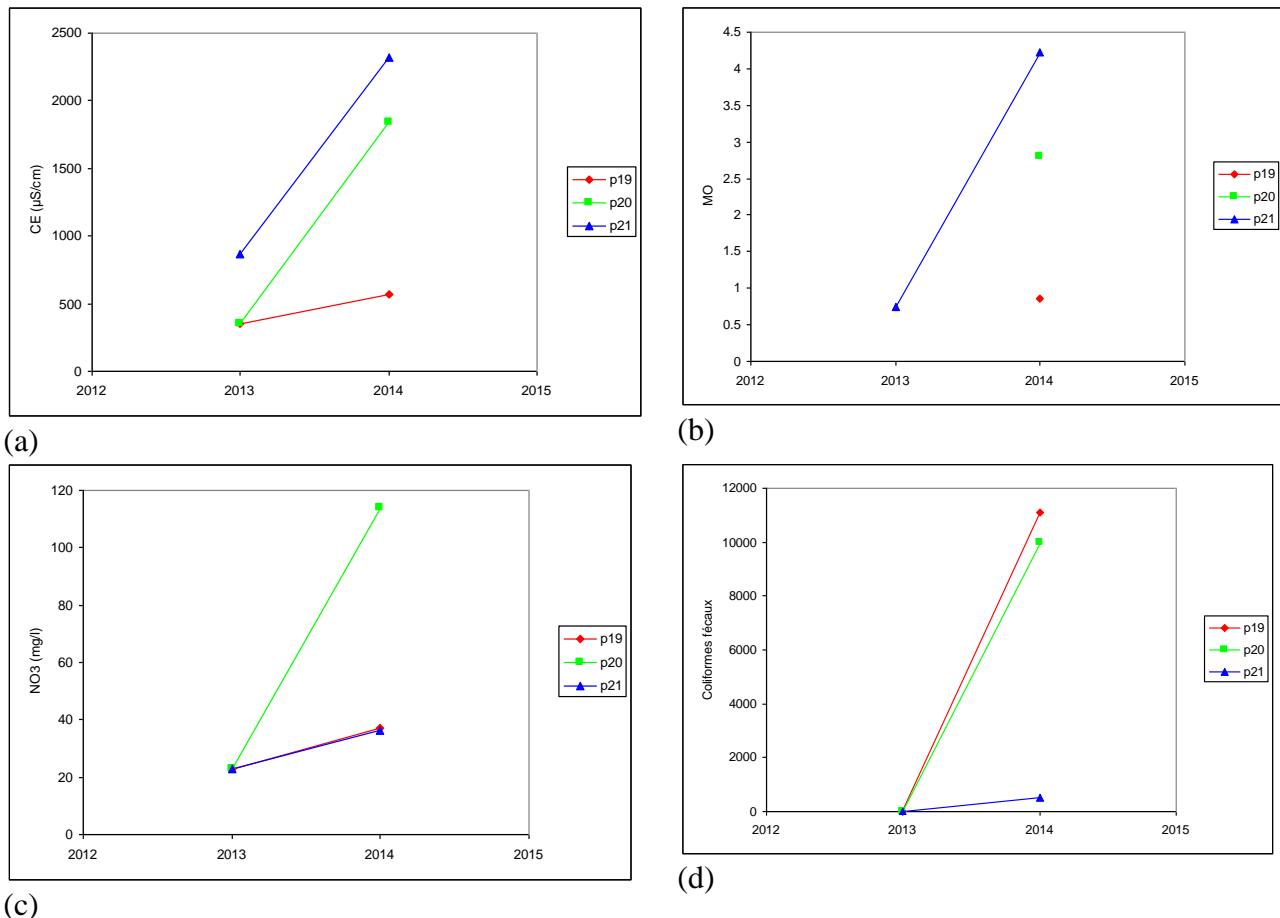


Figure 51: Variations de composition chimique entre 2013 et 2014 : (a): CE; (b): MO; (c) NO₃; (d) coliformes fécaux.

Les résultats montrent une augmentation de la conductivité électrique, de la teneur en matière organique et nitrate et en coliformes fécaux. Tous ces paramètres indiquent une contamination de la nappe par la décharge. (Fig.53)

Il semble donc que comme toute installation de ce type, la décharge de Oum Azza connaisse des épisodes de contamination de la nappe par des lixiviats chargée en matière organique, bactéries fécales, matière organique et azote ammoniacal susceptible de se nitrifier. L'augmentation de la teneur en nitrate, montre que l'apport de carbone organique, bien que significatif pour cet épisode, n'est pas suffisant pour générer des conditions réductrices favorables au maintien de l'azote sous forme ammoniacale

L'azote a été nitrifié, ce qui indique des conditions oxydantes. Ainsi, cet épisode de contamination ne semble pas avoir affecté l'ensemble de la nappe sous la décharge et il semble être limité en intensité.

V.5 CONCLUSION :

L'étude physico-chimique des eaux des puits au voisinage de la décharge a révélé que la qualité des eaux au voisinage de la décharge Oum Azza est mauvaise, ceci plaide en faveur d'une contamination de la nappe par les lixiviats de la décharge Oum Azza.

Les résultats obtenus au cours de cette étude témoignent d'une augmentation des teneurs en ions au voisinage de la décharge et par conséquent, d'une contamination relative des eaux souterraines du système aquifère par le lixiviat de la décharge Oum Azza contenant un grand nombre de substances tels que anions et cations inorganiques. Et ce, selon un processus d'infiltration qui dépend de plusieurs facteurs pédologiques et climatiques.

Dans la zone d'étude, l'aquifère est formée par des limons, sables, graviers et des dépôts alluvionnaires au niveau des vallées des oueds ; La direction générale de l'écoulement s'effectue du SE au NW. Mais dans ce système à écoulement localisé, la notion d'amont et aval à peu de sens à l'échelle locale, les résultats des analyses montrent de nombreux processus et de nombreuses circulations différentes.

Hétérogénéité des types d'eau ; hétérogénéité des circulations plus, pour chaque circuit une évolution amont aval, oxydation progressive plus ou moins poussée, Les chemins préférentiels dans la décharge, chacun avec une signature chimique et bactériologique spécifique. Ces écoulements spécifiques se poursuivent en aval de la décharge

Les processus qui semblent jouer un rôle important dans la qualité des eaux sont les suivants :

- Pollution de la nappe par des lixiviats réduits (au sens redox) qui contiennent du carbone organique dissous facilement biodégradable, de l'azote ammoniacal. Ces lixiviats riches en composés organiques contenant des fonctions carboxyliques et autre site de fixation des métaux, comportent des complexes organométalliques.
- Consommation d'oxygène dissous par l'activité biologique qui consomme le carbone organique dissous contenu dans les lixiviats de la décharge.
- Une fois mélangés eau contenant de l'oxygène et lixiviats, il se produit une nitrification progressive de l'azote ammoniacal, une oxydation progressive du carbone organique par les microorganismes, ce qui peut favoriser, à terme, la précipitation des métaux.

CHAPITRE VI :MODÈLE CONCEPTUEL DU SYSTÈME AQUIFÈRE MIO-PLIOCÈNE

VI.1 INTRODUCTION

La modélisation hydrodynamique constitue un outil de gestion d'un système aquifère permettant la révision de son état hydraulique en fonction de son exploitation, dans lequel il est possible d'intégrer, à tout moment, de nouvelles connaissances sur l'aquifère. Le modèle conceptuel serait alors une représentation descriptive de notre compréhension hydrogéologique du système aquifère Mio-Pliocène.

VI.1.1 SCHEMA HYDROGEOLOGIQUE :

Le schéma de fonctionnement hydrogéologique du système aquifère est comme suit (fig.54)

Entrées de la nappe :

- Recharge directe moyennant les eaux de pluies infiltrées à la nappe.
- Alimentation par retour des eaux d'irrigation.

Sorties de la nappe :

- Prélèvements par pompage pour les besoins d'irrigation ou pour l'AEP.
- Sorties par résurgences naturelles.

VI.2 MATÉRIELS ET MÉTHODES

VI.2.1 LOGICIEL DE MODÉLISATION

Le modèle numérique du système aquifère Mio-Pliocène a été élaboré à l'aide du logiciel GMS6.5. Il s'agit d'une interface graphique modulaire pour MODFLOW, code de calcul aux différences finies en trois dimensions développées par l'USGS1.

Le modèle est construit grâce à l'interface graphique de GMS, à la façon d'un Système d'Information Géographique (SIG), puis converti en un modèle numérique maillé pour les calculs proprement dits. Les résultats obtenus sont exploités grâce à l'interface graphique, ce qui permet, d'une part, de faciliter le calage et d'autre part, de garder une certaine homogénéité des données et de la présentation.

VI.2.2 EXTENSION DU DOMAINE À MODÉLISER

Le système aquifère Mio-Pliocène est limité :

- Au Nord et au Nord-Ouest par les terrains Mio-Pliocène entaillés par l'oued Akrach, constituant une limite à faible écoulement sous forme de sources.

Au Sud, à l'Ouest et à l'Est, par l'affleurement des terrains schisteux du primaire. (Fig.54)

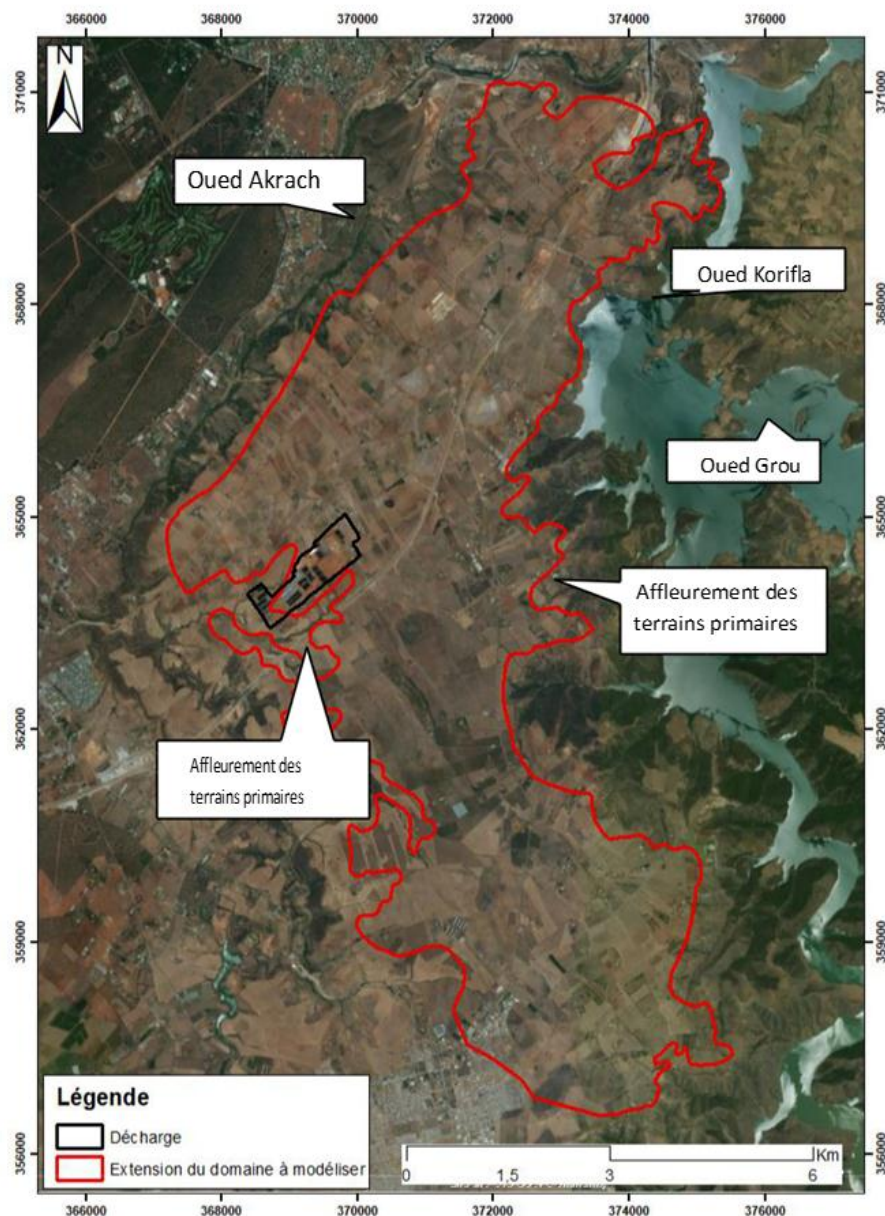


Figure 52:Extension du domaine modélisé

La zone d'étude présente une superficie de 50,32 km², le système aquifère Mio-Pliocène est supposé monocouche. La grille de calcul aux différences finies présente 3807 mailles carrées dont 1395 sont actives.

Les coordonnées Lambert des points extrêmes sont les suivantes (m) :

X 1= 371903 ; Y1 = 371324

X2= 373934 ; Y2 = 356805

VI.2.3 GÉOMÉTRIE DU MODÈLE

Pour définir la géométrie de l'aquifère dans la conception du modèle, il est nécessaire de définir deux surfaces : il s'agit du toit et du mur de l'aquifère. Les valeurs des côtes du toit du système aquifère Mio-Pliocène correspondent à la surface topographique.

- Le substratum du système aquifère est constitué par les schistes du paléozoïque (Fig.55) : Les côtes altimétriques du substratum varient entre 229 m dans la partie amont et 150 m dans la partie centrale.
- Vers l'aval, l'épaisseur des formations aquifères devient faible jusqu'à s'anéantir donnant naissance à l'apparition des sources dans la partie NW de l'aquifère.

Après génération du maillage du modèle, les données stockées ont été transférées dans les couches graphiques du modèle conceptuel à chacune des mailles de la grille. Les fichiers des côtes altimétriques du toit de l'aquifère et de son substratum ont été importés ; A Partir de la base de données du Système d'Information Géographique (SIG).

Ils sont interpolés sous GMS et transférés vers le maillage de MODFLOW.

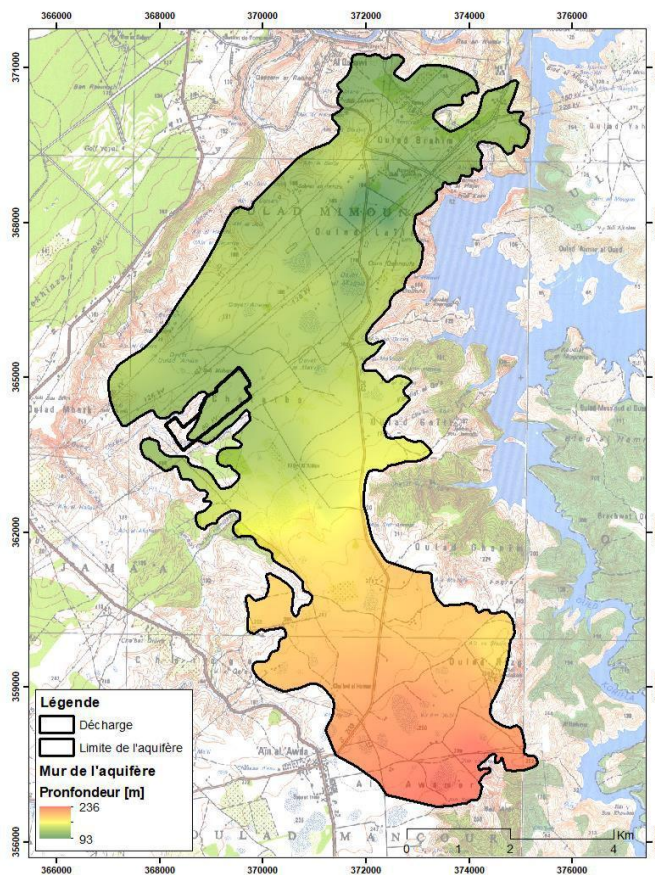


Figure 53: Carte du mur du système aquifère Mio-Pliocène (Secteur Ain aouda-OumAzza)

VI.2.4 CHOIX CONCEPTUELS GENERAUX :

Les limites du modèle ont été définies sur la base des arguments suivants :

- Des limites étanches au contact du substratum schisteux du Primaire.
- Une limite à potentiel imposé afin d'évaluer le débit de sortie par résurgences naturelles dans la partie NW.

Les limites restantes ont été choisies comme des limites à potentiel imposé compte tenu des faibles communications avec les entités limitrophes moyennant ces limites. (Fig.56).

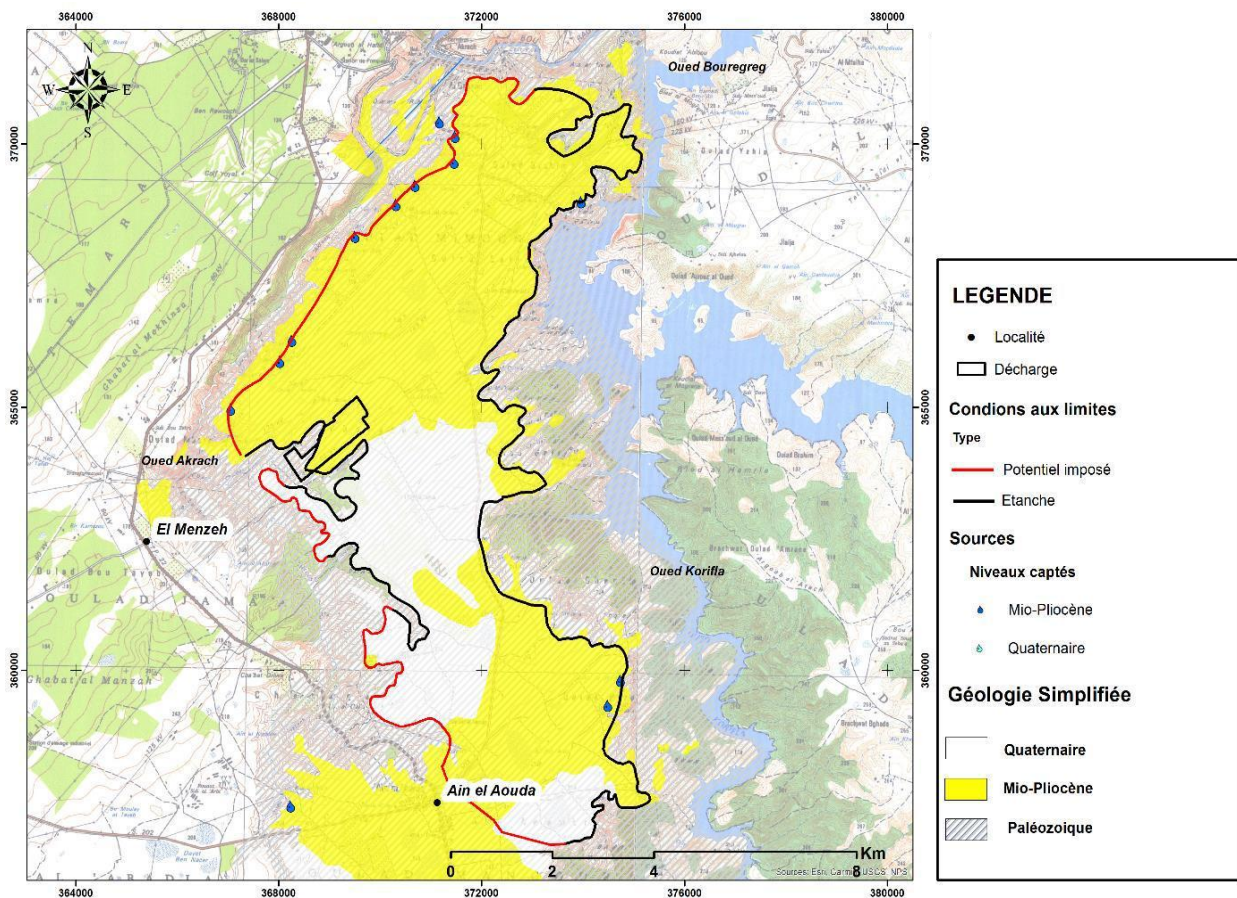


Figure 54: Conditions aux limites du système aquifère Mio-Pliocène (Secteur Ain aouda-OumAzza)

La recharge par infiltration du système aquifère Mio-Pliocène est assurée par :

- L'infiltration directe des eaux de pluie qui se fait au travers des zones perméables.
- Le retour des eaux d'irrigation.

Prélèvements par pompage :

Les prélèvements sont calculés à partir de l'inventaire des préleveurs identifiés lors de l'enquête de 2017. Ils sont introduits au modèle sous forme d'une recharge négative (Recharge Rate) suivant 6 zones réparties en fonction de la densité des points inventoriés.

Il importe de signaler que 50% du volume total prélevé est concentré en aval du système aquifère Mio-Pliocène.

Coefficient d'emmagasinement et Transmissivité :

Les valeurs de transmissivité ont été calculées au moyen d'une équation de régression établie par (Sinan and Razack 2006) citée précédemment.

En l'absence des essais de pompage, le coefficient d'emmagasinement a été assimilé à la porosité efficace car il s'agit d'un système aquifère comprenant une nappe libre.

En définitive, la figure 56 regroupe les différentes couches du modèle hydrodynamique du système aquifère Mio-Pliocène.

VI.2.5 INPUT DU MODEL

La phase de calage du modèle consiste à reproduire le régime permanent, soit la piézométrie d'avant l'année 2017.

Le calage d'un modèle en régime permanent suppose que le système est en équilibre

Infiltration directe

La pluie moyenne efficace infiltrée au niveau du secteur d'étude a été calculée en utilisant les données de la station pluviométrique située au niveau du barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah.

Cette moyenne a été convertie en lame d'eau infiltrée pour les besoins du modèle (Recharge Rate positive en m/s).

Tableau 15: Lame d'eau infiltrée dans le système aquifère Mio-Pliocène (Secteur Ain aouda-OumAzza)

Année	Précipitation annuelle Moyenne (mm)	Volume infiltré (Mm ³ /an)	Lame infiltrée (m ³ /s/m ²)
2016-2017	427.70	1.35	8.54.10 ⁻¹⁰

Nous avons adopté la zonation pour convertir la variabilité spatiale de la recharge en zones de valeur uniforme.

Recharge par retour des eaux d'irrigation

Pour des considérations lithologiques, le coefficient de restitution des eaux d'irrigation a été considéré dans la marge de 30%, ce qui donne un volume de recharge excédant estimé à 0.48 Mm³/an.

Prélèvements par pompage

D'après ce qui précède, les prélèvements ont été conceptualisés sous forme de surfaces, en prenant en considération des ratios prélevés dans chaque zone.

Les volumes d'eau prélevés pour l'irrigation sont donnés dans le tableau 16 :

Tableau 16: Lame d'eau prélevée par pompage depuis le système aquifère Mio-Pliocène (Secteur Ain aouda-OumAzza)

	Prélèvements par pompage
Volume (Mm ³)	1.27
Lame d'eau prélevée (m/s)	2.89.10 ⁻⁹

Une grande partie des prélèvements destinés à l'irrigation est effectuée dans la partie aval de l'aquifère, de ce fait, notre choix s'est orienté sur la possibilité de faire un zonage pour l'irrigation selon la densité des points de prélèvements.

Sorties par résurgences naturelles

En vertu des résultats de l'enquête des préleveurs 2017, les sorties par résurgences naturelles s'estiment à 17.75 l/s soit 0.56 Mm³/an.

Choix de l'algorithme de calcul

L'algorithme de calcul choisi est celui des gradients conjugués préconditionnés (PCG2) qui est une méthode itérative permettant de résoudre un système d'équations matricielles avec une matrice symétrique, pour des problèmes linéaires et/ou non linéaires.

Le paramétrage des critères de convergence adoptés est le suivant :

- 10^{-3} m pour les charges et 10^{-3} m³/s pour les débits.
- Coefficient de relaxation : 1
- Nombre maximal des itérations internes : 100 itérations.
- Nombre maximal des itérations externes : 100 itérations.

A ce stade, les erreurs sur la géométrie du modèle et les incohérences entre côtes de mur, de toit et de charge initiale ont été détectées et corrigées.

Une fois le modèle conceptuel est mis en place, on déclare les « coverages » spécifiques à chaque type de données pour passer du modèle conceptuel au modèle numérique, et on procède ensuite au calage du modèle en régime permanent.

VI.3 RESULTATS DU MODELE EN REGIME PERMANENT

VI.3.1 TRANSMISSIVITÉ:

Les transmissivités affichées dans le modèle sont des transmissivités moyennes affectées à toute l'épaisseur mouillée de chaque maille.

Les caractéristiques statistiques de la distribution des transmissivités calculés par le modèle sont présentées ci-dessous : (Tableau 17)

Tableau 17:Caractéristiques statistiques des transmissivités calculées par le modèle

Paramètres	Valeur
Moyenne	$1.85.10^{-4}$ m ² /s
Médiane	$6.06.10^{-5}$ m ² /s
Écart-type	$5.20.10^{-4}$
Minimum	$1.27.10^{-5}$ m ² /s
Maximum	$3.43.10^{-3}$ m ² /s

La comparaison entre la transmissivité estimée et la transmissivité obtenue à l'issue du calage par le modèle est satisfaisante.

Le rapport de la transmissivité estimée sur la transmissivité affichée par le modèle donne lieu aux facteurs suivants :

- Facteur minimal : 1.4 ; Facteur maximal : 0.3 ; Facteur moyen : 2.9

La carte de distribution de la transmissivité obtenue à l'issue du calage du modèle (Fig.57) montre que les valeurs oscillent entre $1.27 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ et $3.43 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$.

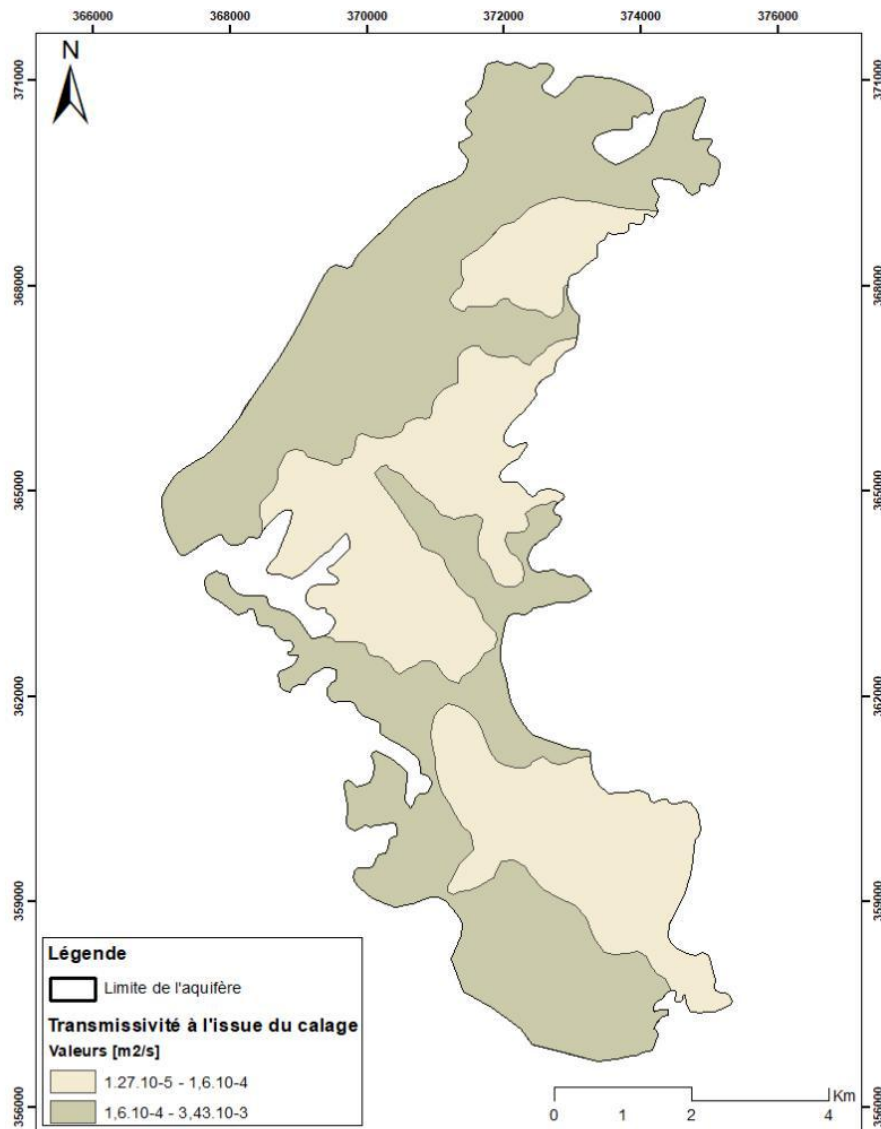


Figure 55: Distribution de la transmissivité calculé issue du calage en régime permanent

VI.3.2 PIÉZOMÉTRIE :

Le calage du modèle en régime permanent a été réalisé sur la base des données recueillies durant l'année 2016-2017 par le fait que le bilan global de la nappe en cette année est équilibré. Ce calage a été réalisé en comparant les valeurs piézométriques calculées et celles

mesurées (Fig.58) le résultat est satisfaisant, admettant une marge d'erreur acceptable variant entre -0.82 et 0.91 m entre piézométries mesurée et simulée.

VI.3.3 BILAN DU SYSTEME AQUIFERE MIO-PLIOCENE:

Le calage en régime permanent a permis d'établir le bilan global du système aquifère Mio-Pliocène par l'évaluation de ces différentes composantes qui sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 18: Bilan du système aquifère Mio-Pliocène en régime permanent

ENTREES A LA NAPPE	En (Mm ³ /an)
Infiltration à partir des eaux de pluie	1.35
Infiltration du surplus d'irrigation	0.48
TOTAL ENTREES	1.83
SORTIES DE LA NAPPE	
Prélèvements des eaux souterraines pour l'irrigation et l'usage domestique	1.27
Résurgences naturelles	0.56
TOTAL SORTIES	1.83

D'après les résultats du tableau susdit, le bilan du système aquifère Mio-Pliocène est équilibré. Le modèle peut aussi être utilisé comme un outil de gestion du système aquifère, pour évaluer l'impact actuel et futur des prélèvements et de recharge sur l'évolution des niveaux piézométriques.

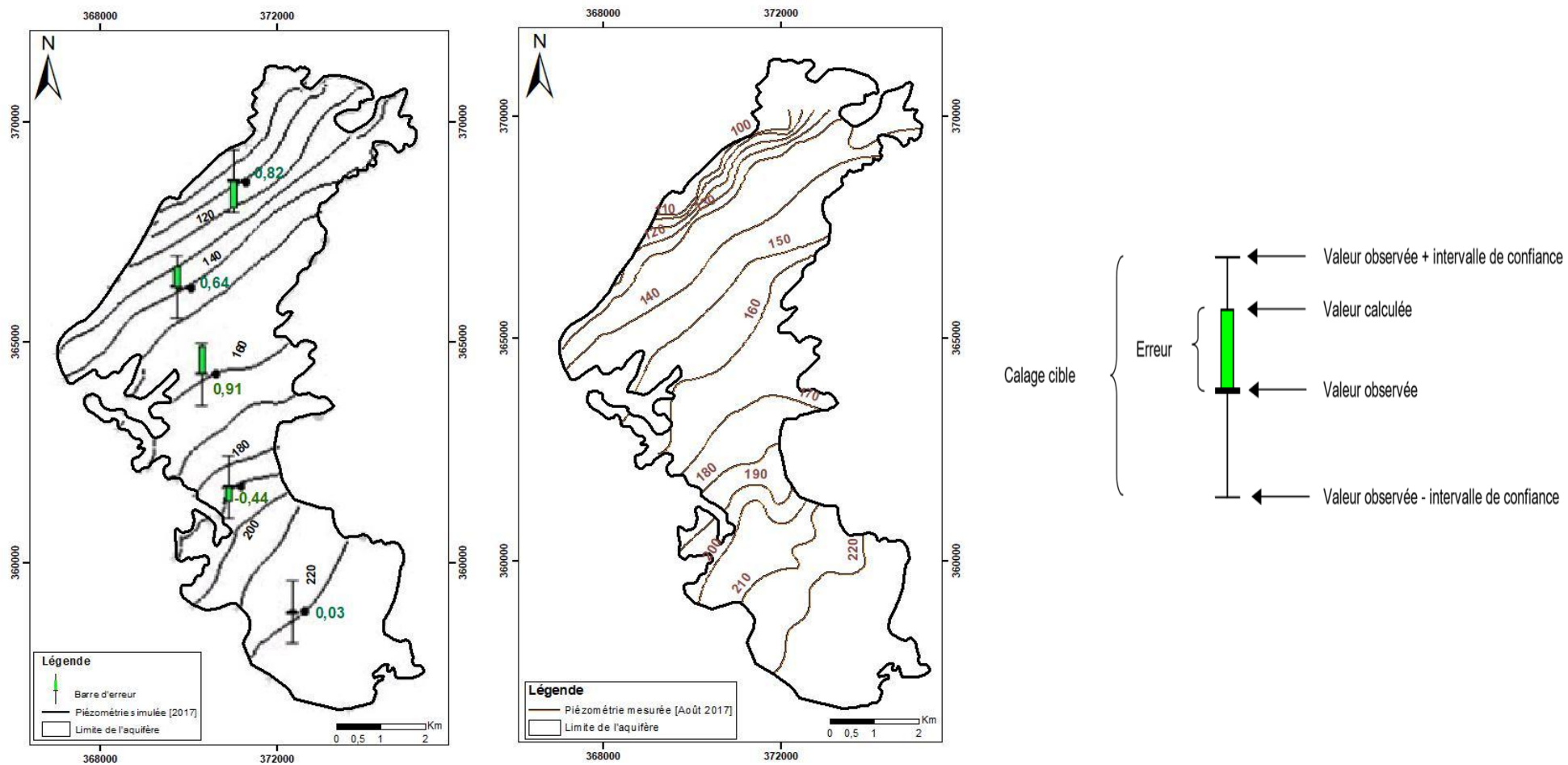


Figure 56:Le calage du modèle en régime permanent

VI.3.4 SENSIBILITÉ DU MODÈLE HYDRODYNAMIQUE :

Nous avons effectué des tests de sensibilités pour apprécier l'impact de la recharge sur la piézométrie, tout en gardant fixes les autres paramètres. Pour ce faire nous avons choisis 8 points d'observations répartis sur l'ensemble de l'aquifère afin d'évaluer le comportement du modèle suite à chaque changement de la recharge. (Fig .59 ;60)

Les critères que nous avons envisagés pour quantifier la sensibilité du modèle sont :

- L'écart relatif moyen : c'est la moyenne des valeurs absolues des erreurs relatives d'estimations.

$$\bar{\epsilon}_r = \frac{1}{N} \sum_t \left| \frac{X_{sim_1} - X_{sim_2}}{X_{sim_1}} \right|$$

Où :

$\bar{\epsilon}_r$:écart relatif moyen.

N :nombre de données.

X_{sim_1} : mesure simulée avant modification.

X_{sim_2} :mesure simulée après modification.

- La moyenne des valeurs absolues des écarts $|R|$:

$$|R| = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |R_i|$$

Avec :

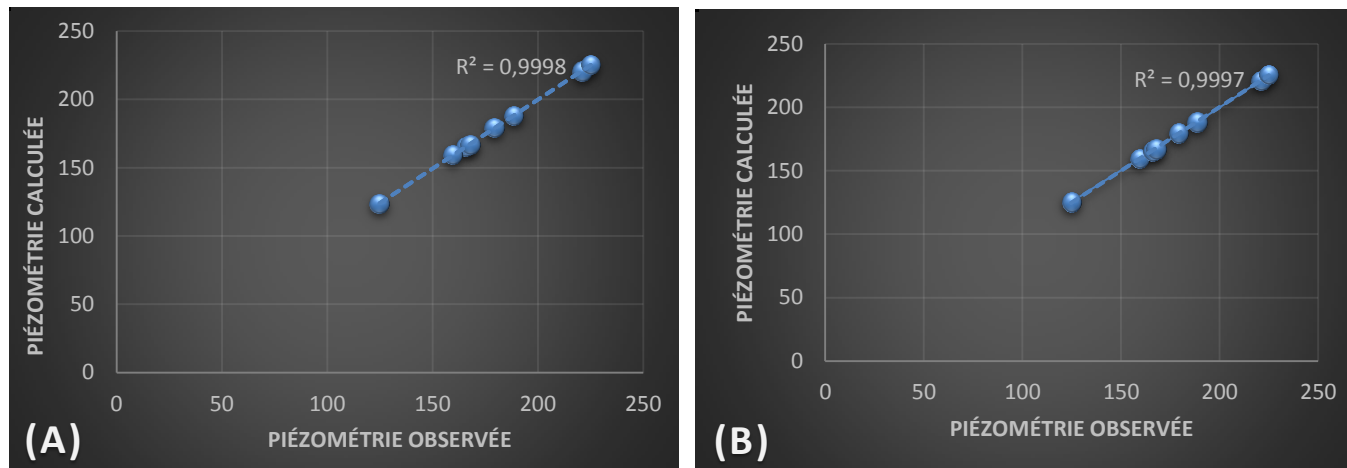
$|R_i|$: l'écart entre les valeurs simulées avant et après modification = $|X_{sim_1} - X_{sim_2}|$

Nous avons procédé à des variations de la valeur initiale de la recharge de $\pm 10\%$, $\pm 20\%$, $\pm 50\%$, les tests de sensibilité ont abouti aux résultats du (Tableau 23) :

Tableau 19: Moyennes des valeurs absolues des écarts et écarts relatifs moyens après modification de la recharge

	-10% R	+10% R	-20% R	+20% R	-50% R	+50% R
$ R (m)$	0.48	0.52	0.46	0.56	0.48	0.68
$\bar{\epsilon}_r$ %	0.0027	0.0029	0.0026	0.0031	0.0007	0.0038

- Il est intéressant de souligner que la zone d'étude est moins sensible aux variations de la valeur initiale de la recharge, que même pour des variations de la recharge de + 50%, la moyenne des valeurs absolues des écarts est de 0.68 m.



Courbes de sensibilité(A) : +20% R ; (B) : -20% R

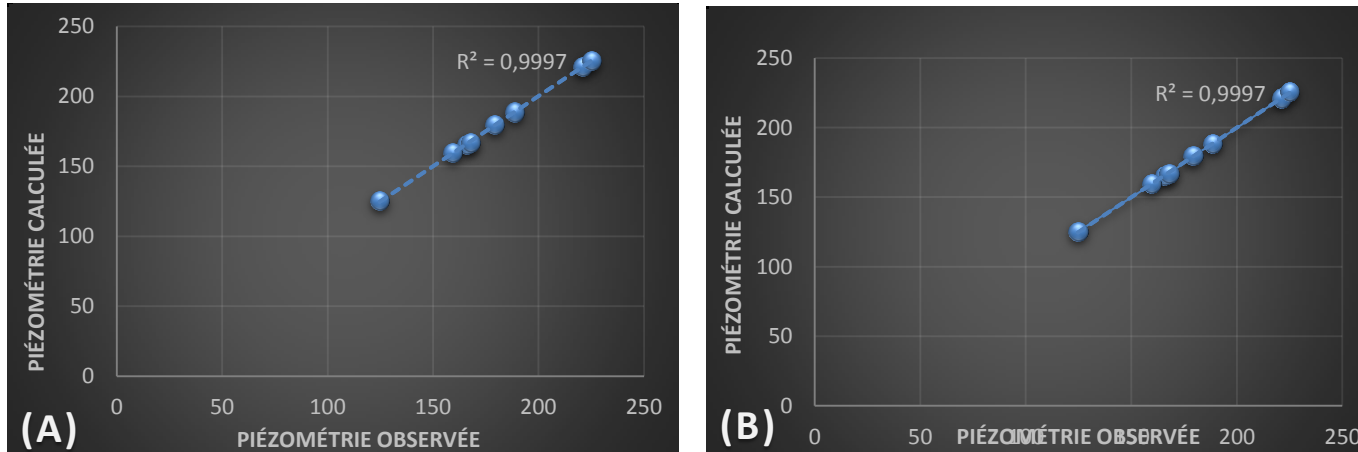


Figure 57: Courbes de sensibilité (A): +10% R ; (B) : -10% R

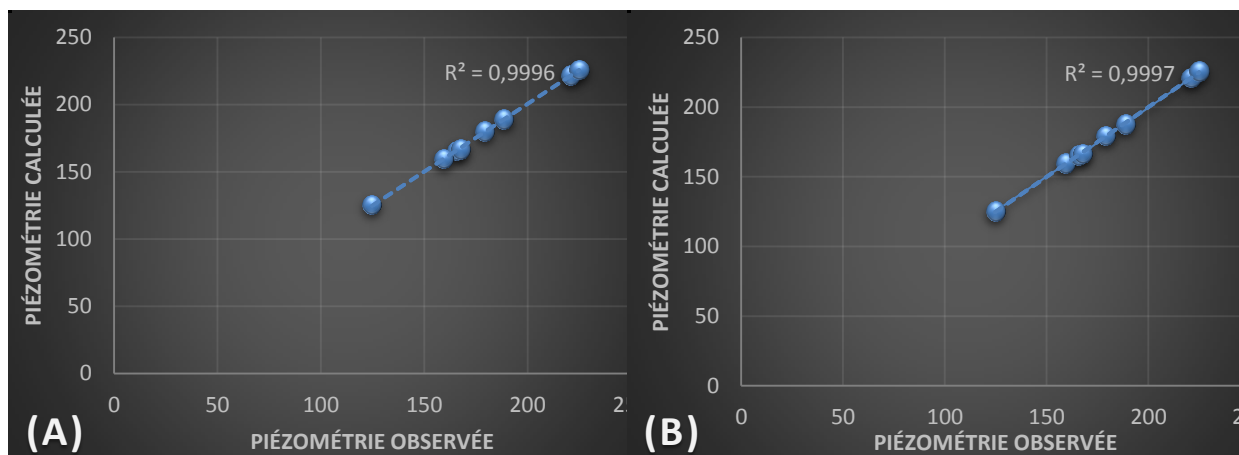


Figure 58: Courbes de sensibilité (A) : +50% R ; (B) : -50% R

VI.3.5 BILAN DU MODELE EN RÉGIME PERMANENT

Les résultats du modèle en termes de bilan entrées/sorties est synthétisé dans le tableau 20 qui suit :

Tableau 20: Bilan des entrées et sorties en régime permanent

Entrées (Mm ³ /an)		Sorties (Mm ³ /an)	
Infiltration directe (Mm ³ /an)	2,48	AEP (Mm ³ /an)	2,52
Retour des eaux d'irrigation (Mm ³ /an)	0,61	Irrigation (Mm ³ /an)	
		Sources (Mm ³ /an)	0,56
Total entrées (Mm ³ /an)	3,09	Total sorties (Mm ³ /an)	3,08

CHAPITRE VII : SIMULATIONS PRÉVISIONNELLES

VII.1 INTRODUCTION

Le modèle calé jusqu'en 2017 permet de reproduire le comportement du système aquifère et de simuler l'état futur des niveaux piézométriques en fonction des différentes hypothèses d'augmentation ou de diminution des prélèvements qui sont aussi fonction de la variation naturelle du climat sous l'effet des activités anthropiques.

L'objectif de cette étude est alors d'analyser les impacts liés aux changements climatiques et à l'augmentation de la demande en eau sur le fonctionnement hydrodynamique du système aquifère pour mieux appréhender la problématique de sa gestion et de sa planification. Ainsi, un modèle numérique de simulation de l'hydrodynamique de la nappe est proposé. Il se base sur le modèle MODFLOW, à travers l'interface GMS.

VII.2 MODELES CLIMATIQUES (GCM ET RCM)

Le modèle de circulation générale (MCG ou GCM en anglais) simule les effets climatiques dus à l'augmentation des concentrations atmosphériques en gaz à effet de serre (GES). Les GCMs ont une résolution spatiale trop faible pour permettre l'étude des impacts du climat à l'échelle régionale. Différentes méthodes de descente d'échelle existent, elles peuvent être statistiques ou dynamiques. Ces dernières utilisent les résultats des GCMs comme conditions limites pour alimenter des modèles à plus forte résolution spatiale appelés modèles climatiques régionaux (RCM). Les données de sorties des RCMs sont affectées de biais. Afin de contrecarrer ce problème, les biais ont été corrigés en regard des données observées. D'amples détails sur l'approche utilisée sont donnés dans le paragraphe qui suit.

VII.2.1 SYNTHÈSE DE L'APPROCHE UTILISÉE

Dans la présente étude, une simulation de RCM à 12 km a été utilisée moyennant le modèle ALADIN3. Elle est issue du projet Med-CORDEX (<http://www.medcordex.eu/>) qui vise à produire pour la région méditerranéenne un ensemble de simulations climatiques à différentes résolutions prenant en compte la spécificité du climat Méditerranéen.

Tableau 21:Modèle ALADIN

Institut	Modèle RCM	Résolution	Modèle GCM	Eval	HIST	RCP 4.5	RCP 8.5
CNRM	ALADIN	12KM	CNRM	X	X	X	X

- **Différentes simulations :**

EVAL : simulations en période de contrôle, 1979-2005, avec les modèles RCM forcés par des réanalyses ERA-Interim (permet de valider les RCM avec la comparaison avec les données observées)

RCP4.5 / RCP8.5 : Simulations en période future (2005-2100) des RCM forcés par les différents GCM selon le scénario d'émission RCP4.5 ou RCP8.5

• **Scénarios climatiques**

Les scénarios de l'évolution des différents composants atmosphériques jouant un rôle moteur dans les changements climatiques. Les RCPs (Représentative Concentration Pathways) sont des scénarios sur le pouvoir radiatif (pouvoir chauffant de l'atmosphère) des différents composants atmosphériques. Les RCPs sont utilisés par les climatologues pour faire des scénarios climatiques, décrivant la température, les précipitations, et autres variables climatiques. Il existe 4 RCPs dont les caractéristiques principales sont visibles dans le (Tableau22) et (fig.61)

Tableau 22:Caractéristiques principales des différents scénarios (<http://www.universcience.fr>)

Nom du scénario	Forçage radiatif atteint en 2100 (actuel : 2,1 W/m ²)	Concentration équivalente CO ₂ en 2100 (actuel : 442 ppmv)
RCP 8.5	8,5 W/m ²	1370 ppmv
RCP 6	6 W/m ²	850 ppmv
RCP 4.5	4,5 W/m ²	650 ppmv
RCP 2.6	2,6 W/m ²	490 ppmv

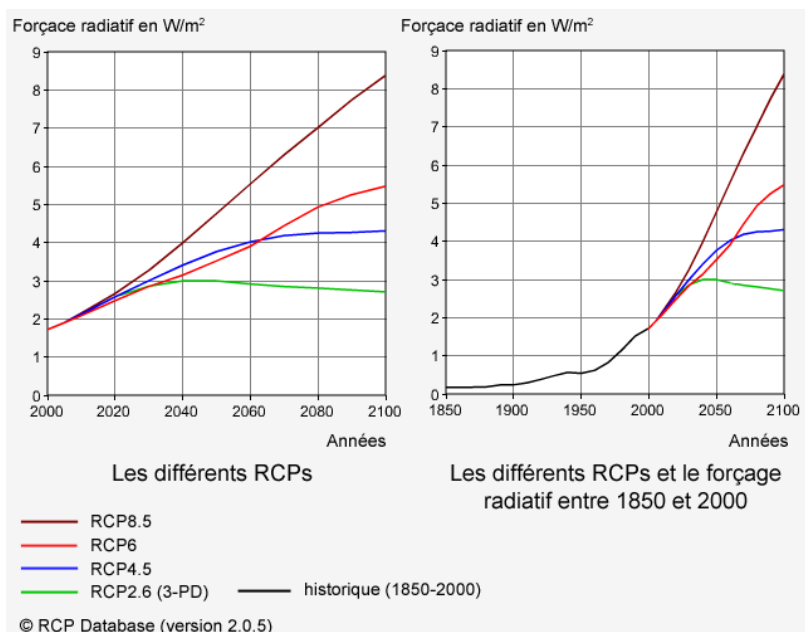


Figure 59:Les différent RCPs avec leur extension jusqu'en 2100 et le forçage radiatif entre 1850 et 2000

(Source : <http://www.universcience.fr>)

- **Considérations générales**

Portées des simulations

Les scénarios de gestion consistent à simuler la réactivité du modèle face à des conditions climatiques s'étalant de 2017 à 2035.

Conditions Climatiques

Les différents scénarios du modèle prévisionnel ont été simulés en se basant sur l'approche déjà étalée dans le paragraphe précédent à savoir l'approche issue du projet MED-CORDEX.

Prélèvements agricoles

Les prélèvements prévisionnels ont été calculés selon une approche basée sur la détermination d'une équation de corrélation liant les précipitations aux prélèvements, en effet les années humides coïncident avec des régimes de prélèvements faibles, en contrepartie les années sèches sont caractérisées par des volumes prélevés assez importants.

Conditions aux limites

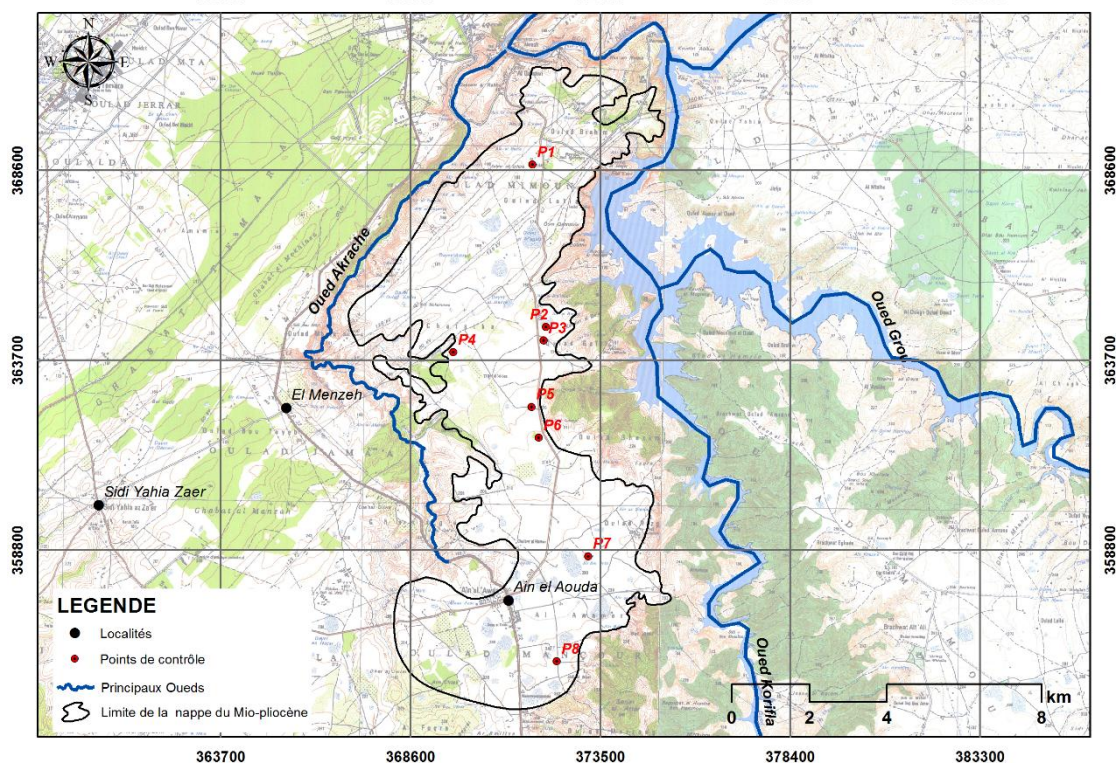
Concernant les autres conditions aux limites participant au fonctionnement global du modèle, ces conditions ont été maintenues à l'identique du modèle permanent 2017.

Analyse des résultats

Les résultats de chaque simulation sont synthétisés sur des tableaux, graphiques et des cartes des rabattements 2017-2035 qui présentent les réactions globales de la nappe.

L'analyse des résultats de chaque simulation portera sur l'identification des zones les plus sensibles.

L'évolution du niveau piézométrique simulé sera observée au niveau d'un certain nombre de points témoins avec leur localisation sur la carte (Fig.62)



VII.2.2 SCÉNARIOS RCPs [RCP4.5 / RCP8.5]

VII.2.2.1 Scenario 1 : Scenario optimiste RCP 4.5

Ce scénario suppose un régime de précipitation le plus optimiste possible, en prenant en considération les changements climatiques globale qu'à subit et que subira la planète. D'autres parts les prélèvements agricoles ont été calculés suivant l'approche déjà étalé dans le paragraphe précédent.

Inputs au modèle

- Recharge :

Tableau 23:Infiltration directe prévisionnel selon le scénario RCP 4.5 dans de la nappe Mio-pliocène sur période entre 2018 et 2035

Années	Précipitations annuelles (mm) prévisionnelles RCP 4.5	Pluie efficace annuelles prévisionnelles RCP 4.5(mm)	Superficies (Km ²)	Volume infiltrés prévisionnels (Mm ³ /an)	Lame infiltrée Prévisionnelle (m/s)
17/18	125,51	11,30	64,47	7,28	3,58E-09
18/19	402,3	36,21	64,47	23,34	1,15E-08
19/20	452,98	40,77	64,47	26,28	1,29E-08
20/21	322,16	28,99	64,47	18,69	9,19E-09
21/22	212,07	19,09	64,47	12,30	6,05E-09

22/23	538,09	48,43	64,47	31,22	1,54E-08
23/24	370,43	33,34	64,47	21,49	1,06E-08
24/25	309,64	27,87	64,47	17,97	8,84E-09
25/26	450,3	40,53	64,47	26,13	1,29E-08
26/27	361,06	32,50	64,47	20,95	1,03E-08
27/28	445,37	40,08	64,47	25,84	1,27E-08
28/29	263,09	23,68	64,47	15,27	7,51E-09
29/30	440,2	39,62	64,47	25,54	1,26E-08
30/31	566,18	50,96	64,47	32,85	1,62E-08
31/32	300,62	27,06	64,47	17,44	8,58E-09
32/33	340,86	30,68	64,47	19,78	9,73E-09
33/34	413,79	37,24	64,47	24,01	1,18E-08
34/35	399,95	36,00	64,47	23,21	1,14E-08

- Prélèvements :

Tableau 24:Prélèvement agricole prévisionnel selon le scénario 1

Année	Pluie RCP4.5	Volume prélevé (Mm ³ /an)
2017/2018	125,51	1420344,949
2018/2019	402,3	1215934,77
2019/2020	452,98	1207239,702
2020/2021	322,16	1436187,784
2021/2022	212,07	1428856,293
2022/2023	538,09	1058288,691
2023/2024	370,43	1351710,457
2024/2025	309,64	1458099,036
2025/2026	450,3	1211929,97
2026/2027	361,06	1368108,894
2027/2028	445,37	1290557,963
2028/2029	263,09	1539566,191
2029/2030	440,2	1229605,98
2030/2031	566,18	1099128,382
2031/2032	300,62	1473884,938
2032/2033	340,86	1403460,914
2033/2034	413,79	1375826,121

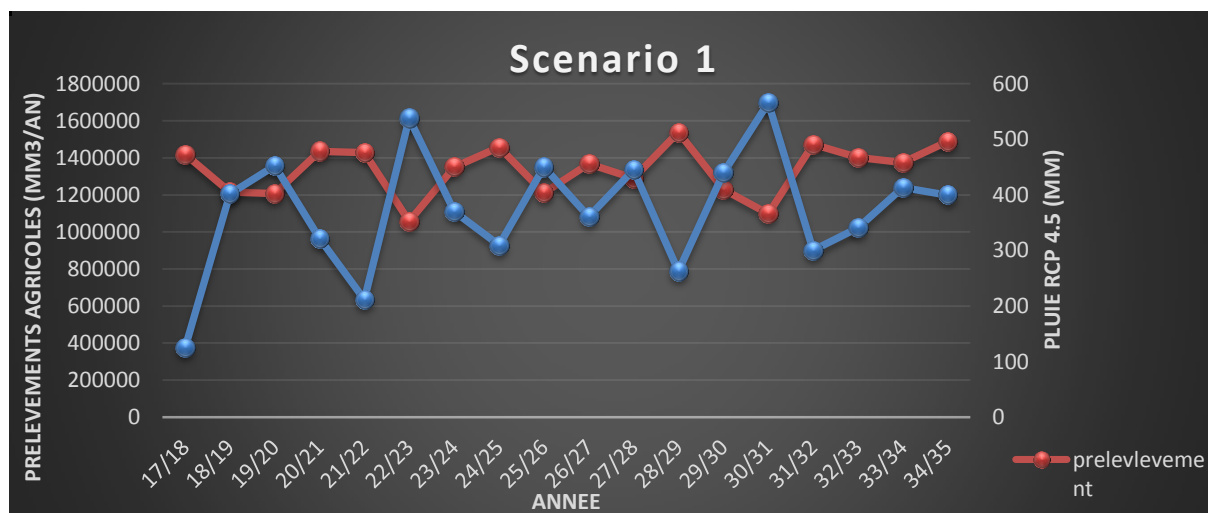


Figure 61: Graphe montrant la relation entre les Pluies prévisionnelles et les prélèvements suivant le scénario

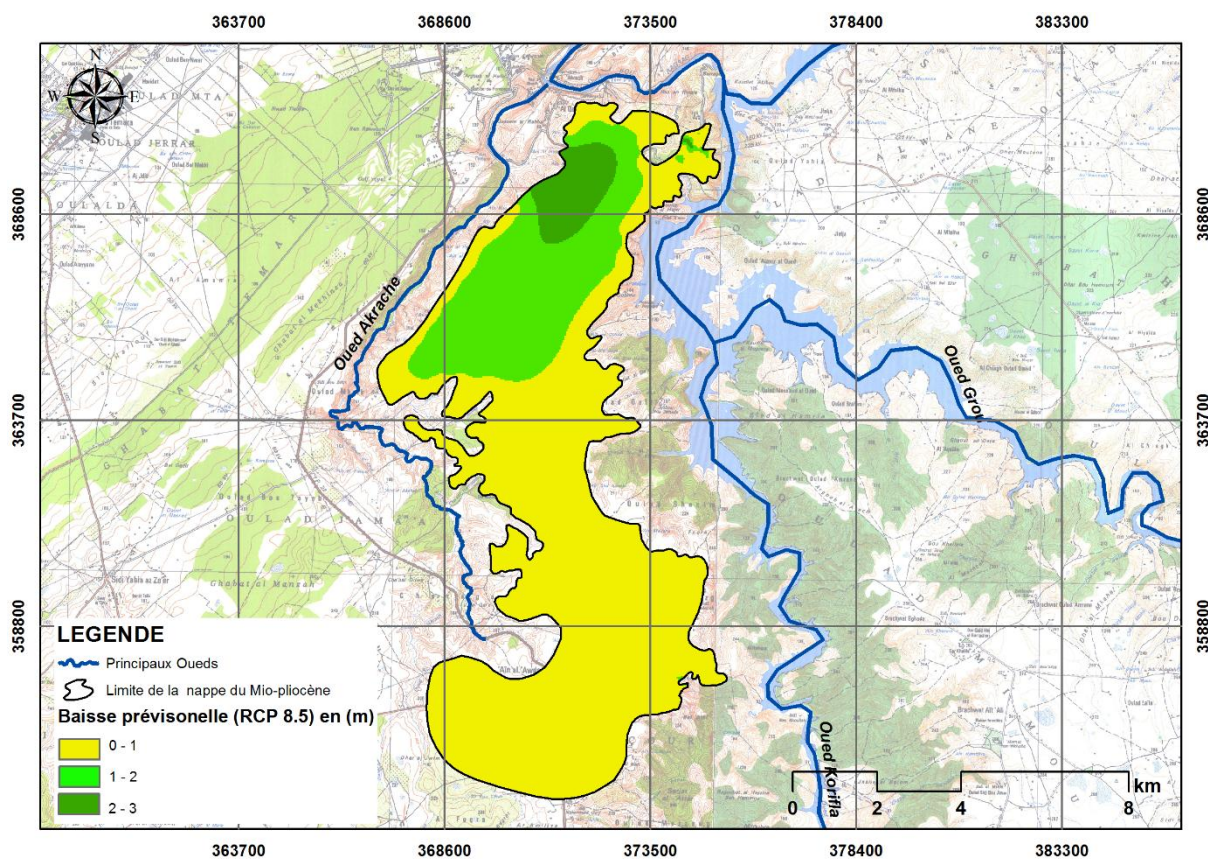


Figure 62: Rabattement Prévisionnel de la nappe Mio-pliocène entre 2017-2035-scénario tendanciel (RCP 4.5)

Les baisses simulées s'accroissent d'une année à l'autre. Elles atteindraient plus de 3m. Le niveau piézométrique dans certains secteurs de nappes baissera progressivement. (Fig.6

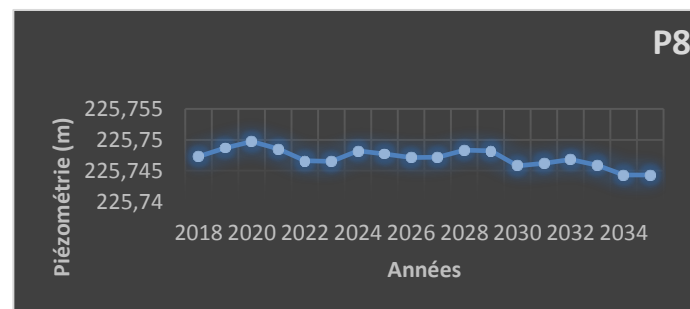
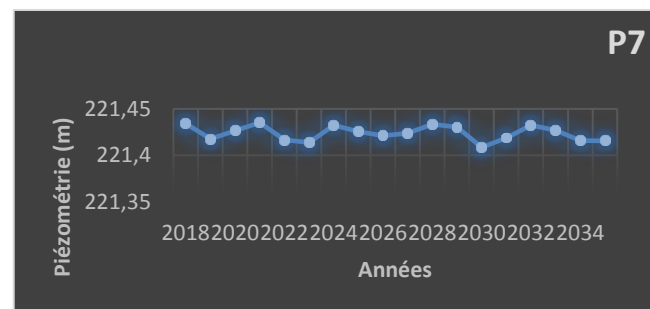
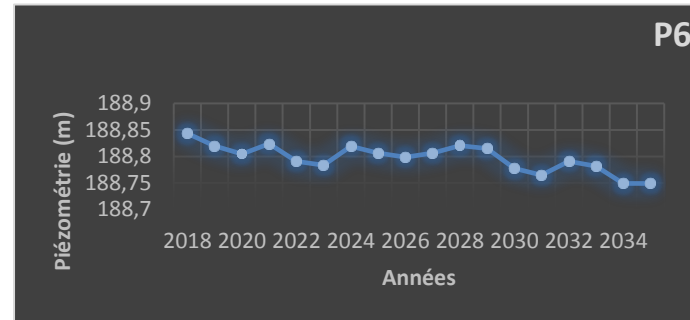
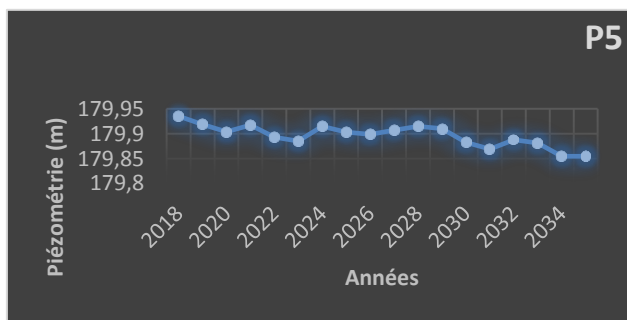
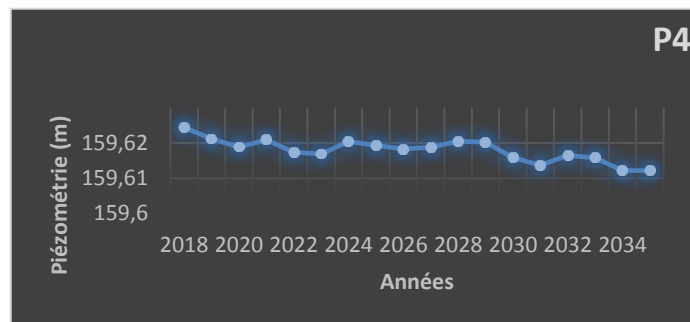
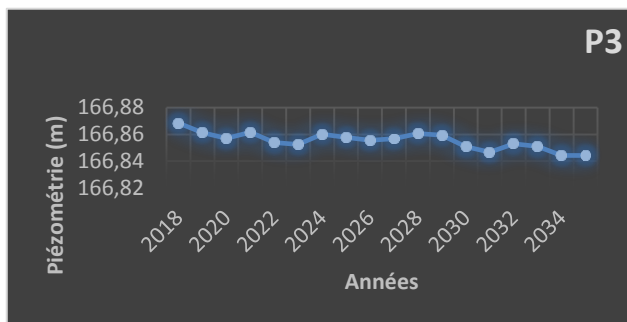
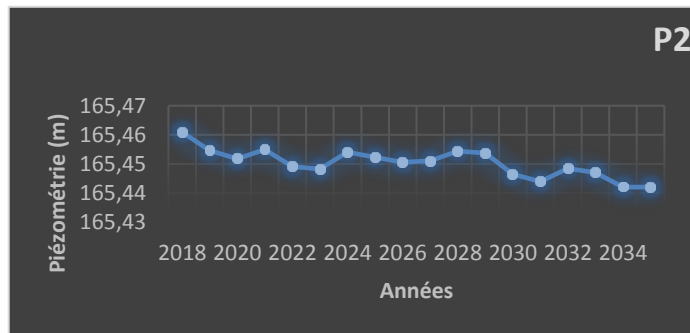
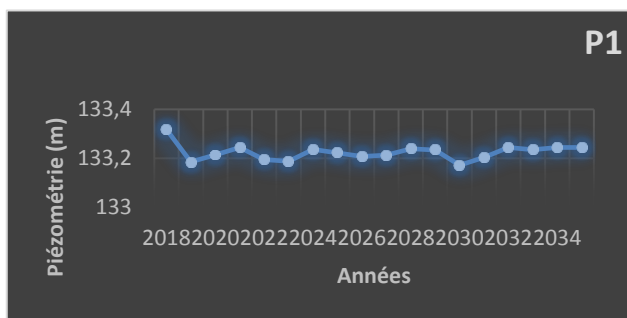


Figure 63: Evolution piézométrique prévisionnelle scénario1 dans 8 Points d'observation

VII.2.2.2 Scénario 2 : Scénario pessimiste RCP 8.5

Ce scénario suppose un régime de précipitation le plus pessimiste possible, en outre les prélèvements agricoles ont été calculés suivant l'approche déjà étalé dans le paragraphe précédent.

En générale, la baisse moyenne remarquée au niveau de la nappe atteindrait les 2 m dans l'horizon de 2035 en adoptant le scénario climatique RCP 4.5. Pour mieux se focaliser sur certaines zones une multitude de piézomètre de contrôle ont été simulé par le modèle et ont été présentés dans les graphes qui suivent : (Fig.64)

Inputs au modèle

- **Recharge :**

Tableau 25: Infiltration directe prévisionnelle selon le scénario RCP 8.5 dans de la nappe Mio-pliocène sur la période entre 2017 et 2035

Années	Précipitations annuelles (mm) prévisionnelles RCP 8.5	Pluie efficace annuelle prévisionnelles RCP 8.5 (mm)	Superficies (Km ²)	Volumes infiltrés prévisionnels (Mm ³ /an)	Lames infiltrées Prévisionnelles en (m/s)
17/18	194,49	17,50	64,47	11,28	5,55E-09
18/19	250,15	22,51	64,47	14,51	7,14E-09
19/20	503,86	45,35	64,47	29,24	1,44E-08
20/21	330,4	29,74	64,47	19,17	9,43E-09
21/22	237,88	21,41	64,47	13,80	6,79E-09
22/23	407,52	36,68	64,47	23,65	1,16E-08
23/24	354,09	31,87	64,47	20,55	1,01E-08
24/25	344,49	31,00	64,47	19,99	9,83E-09
25/26	378,1	34,03	64,47	21,94	1,08E-08
26/27	427,28	38,46	64,47	24,79	1,22E-08
27/28	276,74	24,91	64,47	16,06	7,90E-09
28/29	488,87	44,00	64,47	28,37	1,40E-08
29/30	342,16	30,79	64,47	19,85	9,76E-09
30/31	473,18	42,59	64,47	27,46	1,35E-08
31/32	347,84	31,31	64,47	20,18	9,93E-09
32/33	415,14	37,36	64,47	24,09	1,18E-08
33/34	446,94	40,22	64,47	25,93	1,28E-08
34/35	361,44	32,53	64,47	20,97	1,03E-08

• Prélèvements :

Année	Pluie RCP8.5	Volume prélevé (Mm3/an)
2017/2018	194,49	1559623,051
2018/2019	250,15	1462212,485
2019/2020	503,86	1108194,614
2020/2021	330,4	1321766,96
2021/2022	237,88	1513686,212
2022/2023	407,52	1286799,248
2023/2024	354,09	1380307,091
2024/2025	344,49	1397108,051
2025/2026	378,1	1398287,19
2026/2027	427,28	1292217,272
2027/2028	276,74	1595677,326
2028/2029	488,87	1194428,613
2029/2030	342,16	1481185,784
2030/2031	473,18	1179887,682
2031/2032	347,84	1591245,216
2032/2033	415,14	1273463,486
2033/2034	446,94	1297810,306
2034/2035	361,44	1667443,856

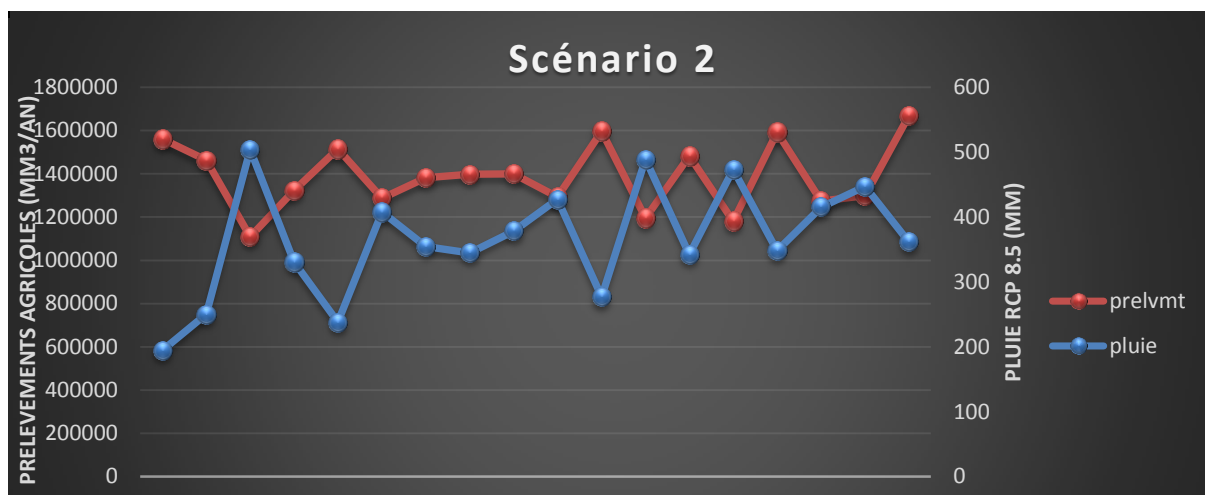


Figure 64: Graphe montrant la relation entre les Pluies prévisionnelles et les prélèvements suivant le scénario 2

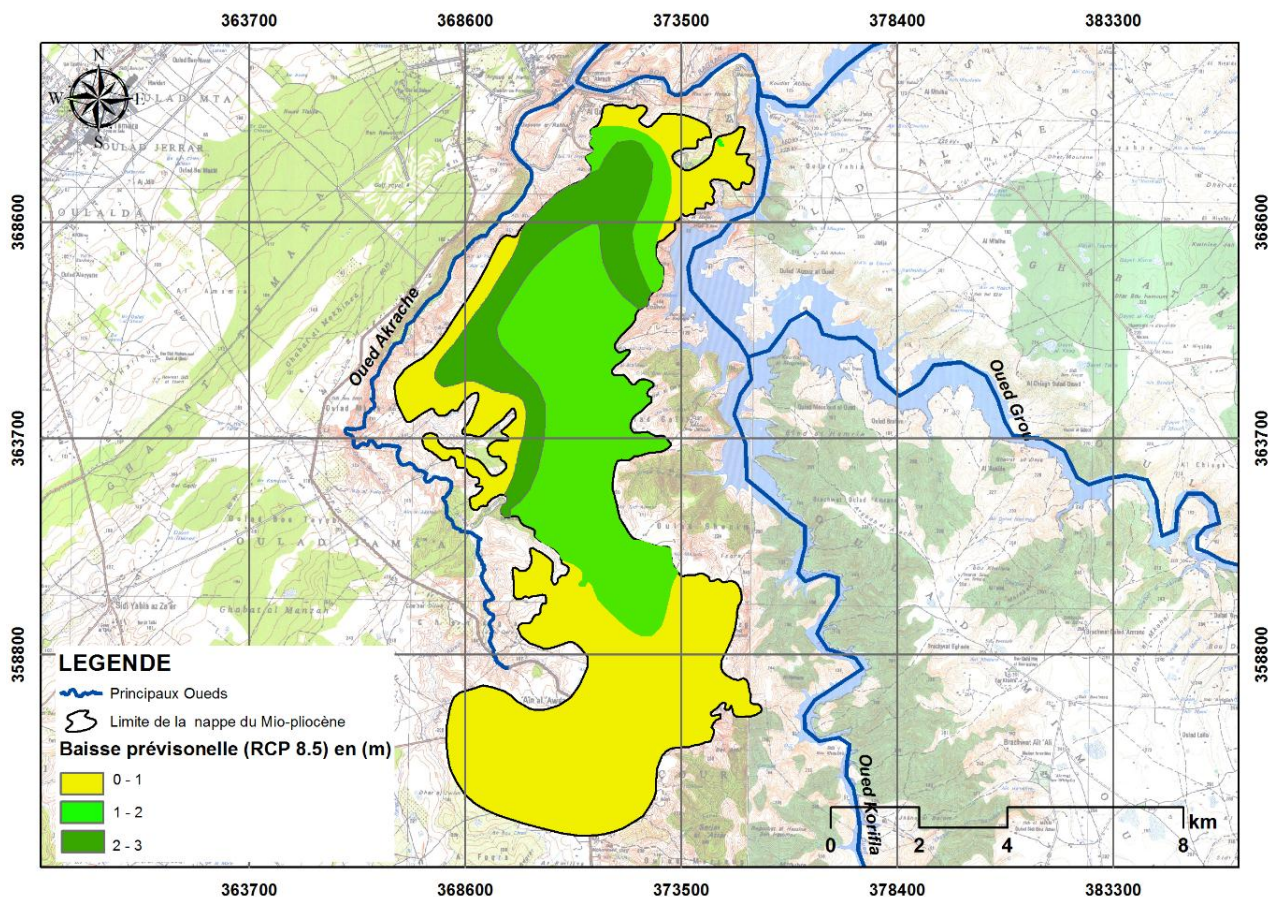
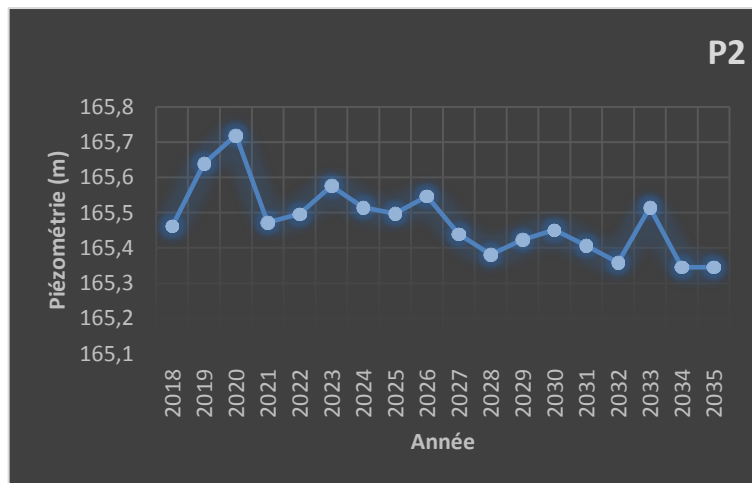
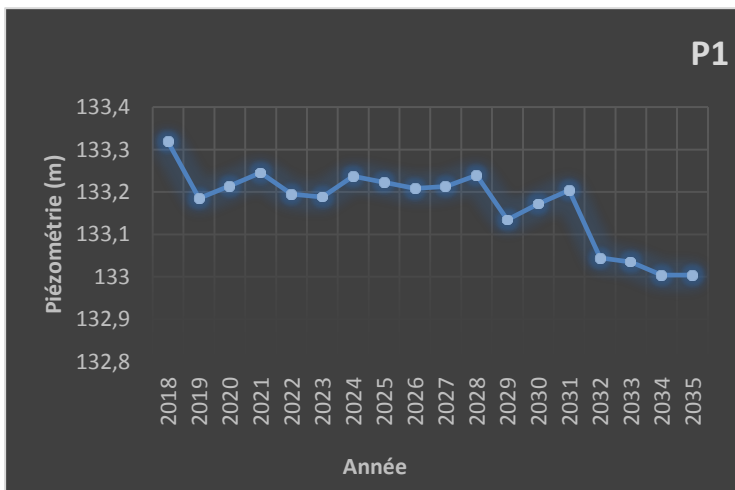


Figure 65: Rabattement Prévisionnel de la nappe Mio-pliocène entre 2017-2035-scénario tendanciel (RCP 8.5)



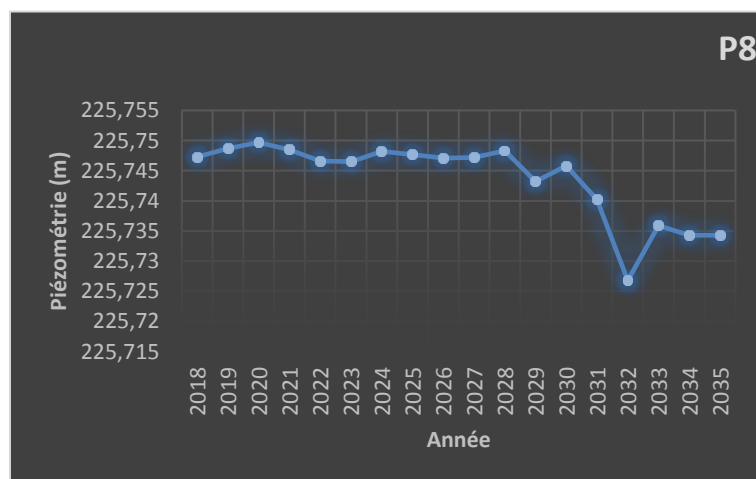
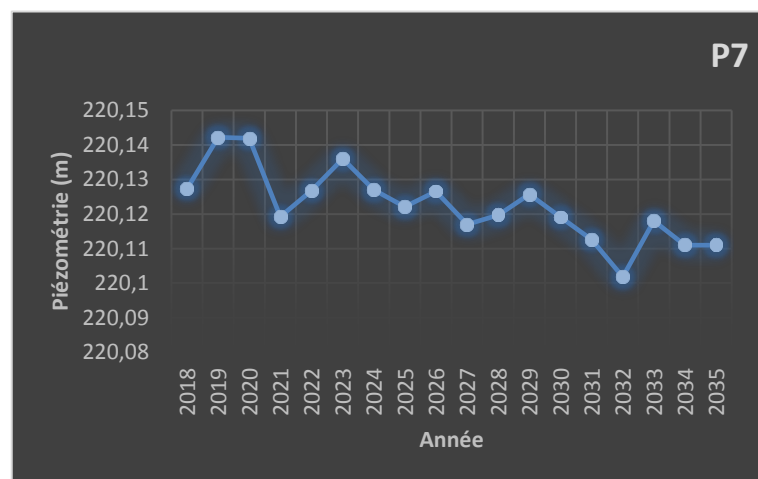
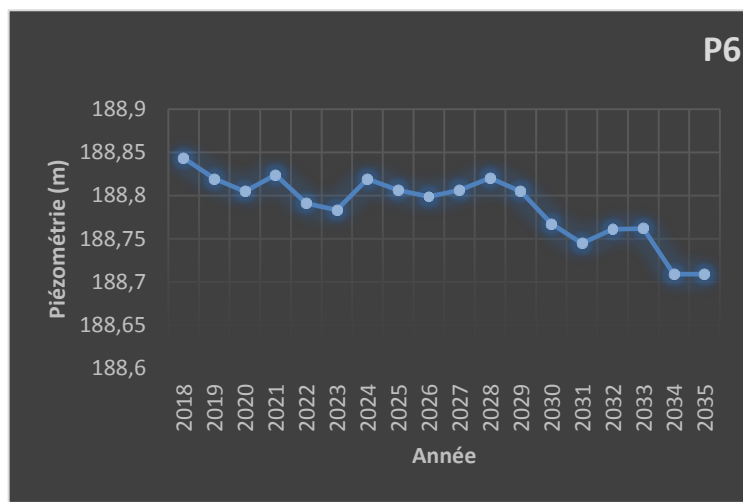
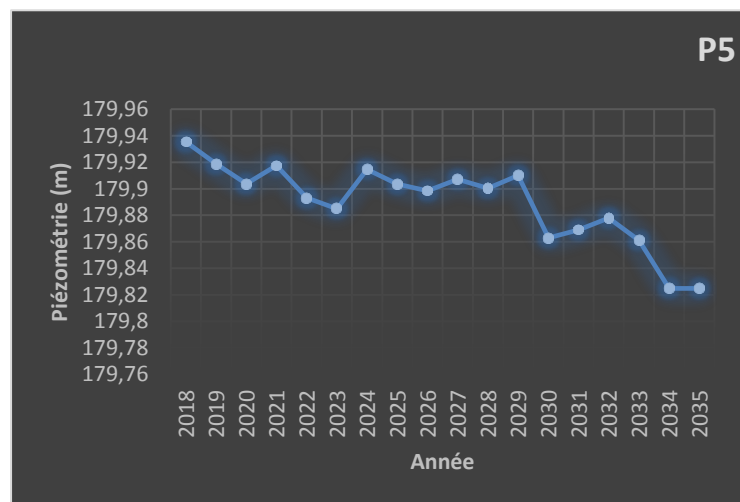
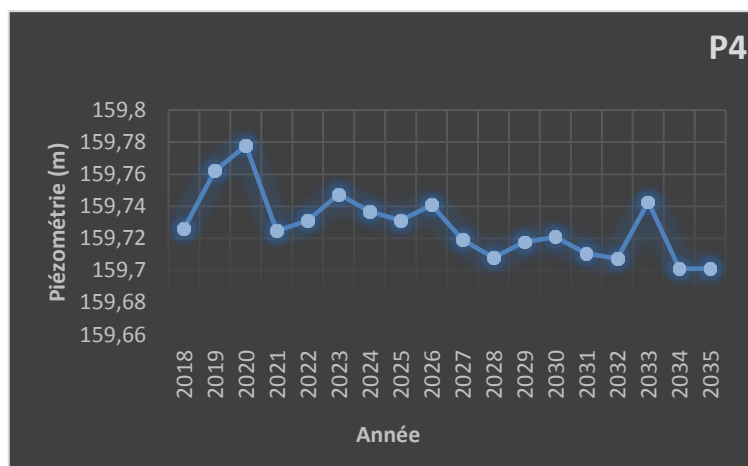
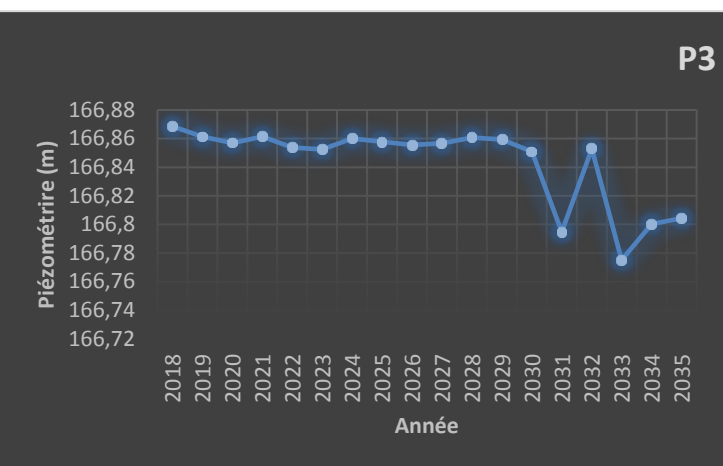


Figure 66: Evolution piézométrique prévisionnel dans 8 points d'observation

Dans le cas du scénario RCP 8.5, la zone de la baisse du niveau piézométrique s'est élargie, on constate donc que les prélèvements d'eau prévus conduiront à des niveaux de nappes rabattus de 4 m près. (Fig .67)

La carte de rabattement traduit donc de façon directe l'influence de l'augmentation des pompages sur les niveaux piézométriques. (Fig.67)

En effet, le système aquifère sera rabattu par endroit de 4 m à terme des 16 ans de projection, ce qui conduirait à un dénoyage local dans la partie aval où les épaisseurs mouillées ne dépassent pas les 4 m, ceci semble inévitable dans cette simulation selon les hypothèses ayant présidé à la mise en place de ces scénarios.

Cette étude a mis en évidence une tendance de diminution des niveaux piézométriques par rapport aux deux scénarios adoptés [RCP 4.5 /RCP 8.5] montrant que l'effet de diminution de la recharge impliquerait une augmentation des prélèvements et par conséquent une diminution des niveaux piézométriques.

VII.3 MODÉLISATION HYDRODISPERSIVE

La préservation de la ressource en eau souterraine implique l'étude de la propagation des différentes substances dissoutes dans celui-ci, en l'occurrence, d'éventuels contaminants pouvant nuire à sa qualité.

L'enquête de terrain a pu déceler la présence des substances pouvant atteindre à la qualité de l'eau contenue dans le réservoir aquifère, chose qui nous a poussés à modéliser l'étendue spatio-temporelle de ces substances, notamment les plus susceptibles d'être polluantes. L'origine essentielle de ces matières a été suspectée comme étant une fuite se trouvant essentiellement au niveau de la zone d'étanchéité d'une géomembrane localisée dans l'un des bassins de lixiviat de la décharge d'Oum Azza.

Pour ce faire, il a fallu construire un modèle hydrodispersif se basant prioritairement sur les résultats du modèle hydrodynamique déjà élaboré.

En d'autres termes, on dispose d'un modèle hydrodynamique permettant de caler le modèle hydrodispersif moyennant les données recueillies durant l'enquête terrain et les analyses des eaux souterraines, la phase de calage permettra alors de reproduire le mode de transport (par dispersion et convection) des différentes matières suivies, ainsi que leurs concentrations.

VII.3.1 COMPORTEMENT DES SUBSTANCES DANS LE MILIEU SOUTERRAIN

Lorsque la capacité de rétention des déchets est dépassée on aboutit à la production d'effluents liquides.

Il est à noter que le processus de propagation des différentes substances suit essentiellement l'équation de transport qui implique que la variation de la concentration est due aux phénomènes de dispersion, de convection et d'échange avec le sol :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial(V_i C)}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left[D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] \pm q_s \frac{C_s}{\theta} + r$$

Avec

- $\frac{\partial(V_i C)}{\partial x_i}$ = Convection ;
- $\frac{\partial}{\partial x_i} \left[D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right]$ = Dispersion hydrodynamique ;
- $q_s \frac{C_s}{\theta}$ = Source et puits ;
- r = Adsorption et réactions.

Il en résulte que l'extension du panache est susceptible de se développer dépendamment des Phénomènes suivants :

- Entraînement du polluant par convection : entraînement de l'élément à la même Vitesse que l'eau.
- Phénomène de dispersion : se manifestant au sein de la formation aquifère par une variabilité des vitesses de l'eau se traduisant par une dispersion longitudinale et transversales du panache au cours de sa propagation. En effet, celui-ci a tendance à s'étaler longitudinalement le long de la trajectoire médiane du panache, et latéralement transversalement à cette trajectoire.
- Phénomènes d'échange du produit entre l'eau en écoulement et les phases solides immobiles dans le milieu aquifère ; qui sont la sorption et désorption.
- Processus physiques, chimiques et biochimiques qui peuvent contribuer à la disparition du produit : ce sont les phénomènes d'évaporation et de dégradation.

Concernant le panache généré par la décharge de Oum Azza, la situation est très variable selon le composé chimique.

Les chlorures sont réputés très peu réactifs, surtout aux concentrations rencontrées dans le panache. Le transport peut être considéré comme purement convectif-dispersif.

Pour l'ammonium, les aspects réactifs sont importants. Lorsque le panache se déplace, il entre dans des environnements moins réducteurs et dans ces conditions, l'ammonium peut être nitrifié. Par ailleurs l'ammonium s'adsorbe sur le complexe argilo-humique et la CEC fixe donc de l'ammonium. Cependant une fois que la CEC s'est équilibrée avec les concentrations du panache, à un stade donné de son déplacement, l'adsorption n'agit plus pour de raisons d'équilibre. Aussi, pour l'essentiel, il existe une fonction puits liée à la nitrification et qui est liée à l'oxydation du panache vers l'aval.

Pour le Matière Organique (MO) et plus spécifiquement la DCO (Carbone Organique Dissout), la situation est quelque peu comparable à celle de l'ammonium car l'arrivée en zone plus oxydante conduit à une légère r-oxygénation de l'eau, ce qui dope l'activer bactérienne qui consomme le COD. Il existe donc une fonction puits do COD.

VII.3.2 MATERIEL ET METHODE

Le modèle permet entre autres de simuler la migration des substances polluantes au sein du système aquifère Mio-Pliocène en utilisant le logiciel MT3D6 développé par Zheng et la société Papadhópoulos & Associates avec l'aide financière de l'U.S. EPA 1990.

Cet outil en différences finies permet la simulation du transport advectif, dispersif et/ou réactif en milieu poreux, en utilisant le champ de vitesse calculé à partir des résultats du modèle d'écoulement. MT3D est également intégré à l'interface graphique MODFLOW.

La 1ère étape a porté donc sur la mise en œuvre d'un modèle hydrodynamique caractérisant le système aquifère en présence.

A ce stade de la modélisation, on considère comme connue la répartition des gradients hydrauliques dans la nappe, autrement dit-on dispose d'une côte piézométrique dans chaque maille du modèle ainsi qu'une valeur de la transmissivité (le domaine est discrétisé en mailles carrées).

VII.3.2.1 Données d'entrées

➤ Concentrations

Nous avons introduit au modèle les concentrations les plus élevées (par principe de précaution) des éléments considérés indicateurs de la pollution par les lixiviats. (Tableau 26)

Tableau 26: Concentrations introduites au modèle [état initial : 2012]

Eléments analysés	Concentrations(mg/l)
-------------------	----------------------

NH4+	3,02
Cl-	2182
MO	152

➤ **Points de surveillance**

Les puits avoisinants la décharge serviront de points de suivi de l'évolution de la pollution souterraine (Fig.69).

➤ **Convection**

Elle fait intervenir la porosité efficace (ne).

Généralement la porosité efficace dans le système aquifère varie entre 5% et 7%, cette variation spatiale proviendrait de l'hétérogénéité verticale et latérale des formations du système aquifère Mio-Pliocène.

➤ **Dispersion cinématique**

Le coefficient de dispersion longitudinal est le produit de la longueur du panache (longueur parcourue par le polluant) fois 0.1. (Kim et al. 2002) . Soit:

$$\alpha L = 0.1 \times L_p$$

Avec

αL : Coefficient de dispersion longitudinal.

L_p : Longueur du panache.

De plus, il existe de nombreuses relations empiriques entre les coefficients de dispersion longitudinale, transversale et verticale qui ont été décrites.

Généralement

α_T est estimé à :

- $0.33\alpha_L$ (d'après ASTM. 1995 ; US EPA. 1986).

α_v est estimé à :

- $0.05\alpha_L$ (ASTM. 1995).

VII.3.2.2 Calage Du Modele

Le calage est rendu possible grâce aux données disponibles sur les mesures effectuées sur le site après la découverte de la pollution. Vu la complexité des phénomènes de transport que subissent les autres polluants, nous avons calé le modèle avec l'ion chlorure.

Cet ion n'est pas affecté par les phénomènes d'adsorption ou d'échange d'ion et n'intervient pas dans les équilibres acido-basiques ou d'oxydoréduction.

De plus, il n'est pas retenu par le complexe argilo-humique du sol (Richnow et al. 2003). Il peut être utilisé comme indicateur de l'impact du lixiviat sur les eaux de la nappe (Appelo and Postma 2004) .

VII.3.3 INTERPRETATION DES RESULTATS DU MODELE HYDRODISPERSIF

Après calage du modèle, nous avons élaboré les cartes des iso-concentrations des paramètres qui contrôlent la qualité des eaux souterraines en 2017 :

➤ **Ions chlorure**

Les concentrations en ions chlorures dans les eaux des puits au voisinage immédiat de la décharge contrôlée d'Oum Azza atteignent les 889 mg/l. En effet, les déchets renferment des teneurs importantes en chlorures ;et la dégradation de ces déchets produit des percolât très chargé en cet élément chimique (Ozanne 1990), cette teneur est, selon les normes marocaines, restent dans la classe de qualité moyenne (Fig.69).

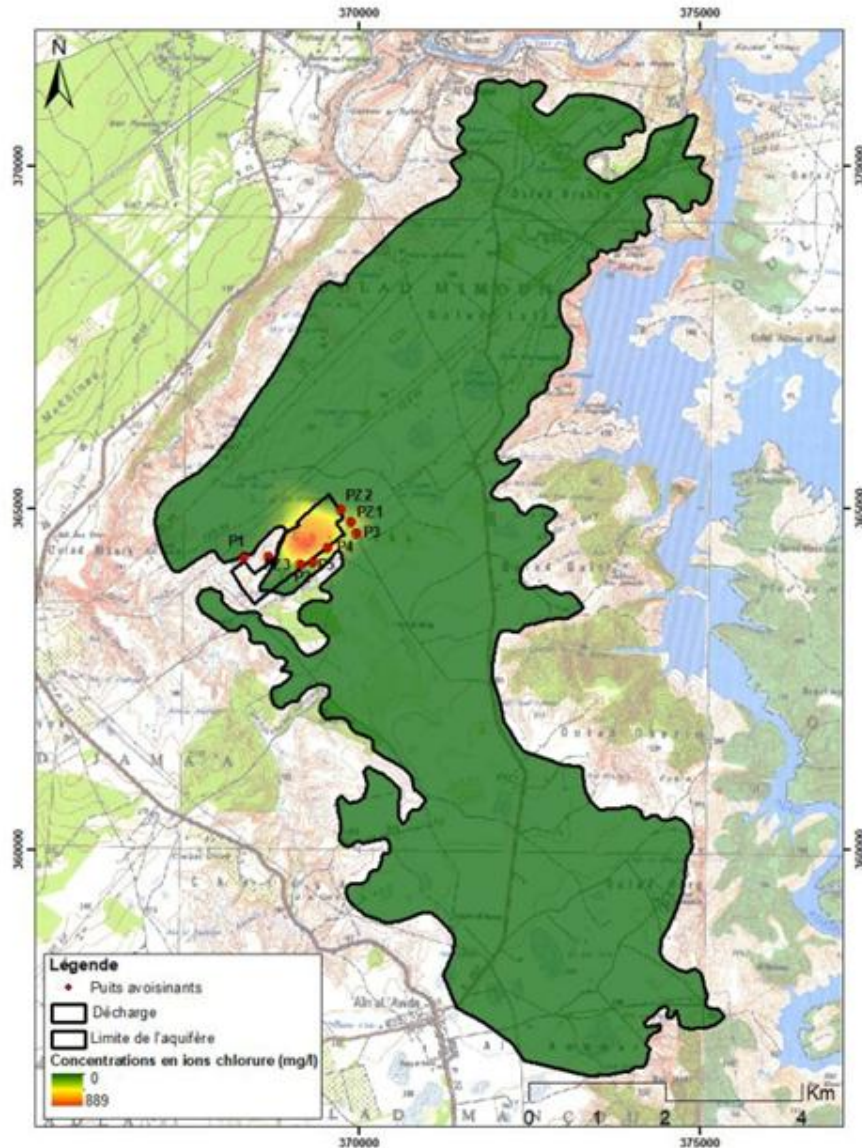


Figure 67: Panache de migration des ions Cl⁻

Ceci-dit, le panache s'oriente naturellement vers le NW et s'étend sur environ 2514 m (la zone contaminée est représentée par le figuré de surface rouge correspondant aux concentrations en Cl⁻ dans les eaux souterraines), plus au-delà, nous assistons à une diminution des concentrations chlorurées dans les eaux souterraines.

➤ Ions ammonium

Les normes de qualité des eaux souterraines fixent 2 mg/l comme une valeur limite des ammoniums dans les eaux souterraines, la concentration maximale en ammonium enregistrée est de 53 mg/l et s'inscrit dans la classe très mauvaise. (Fig.70)

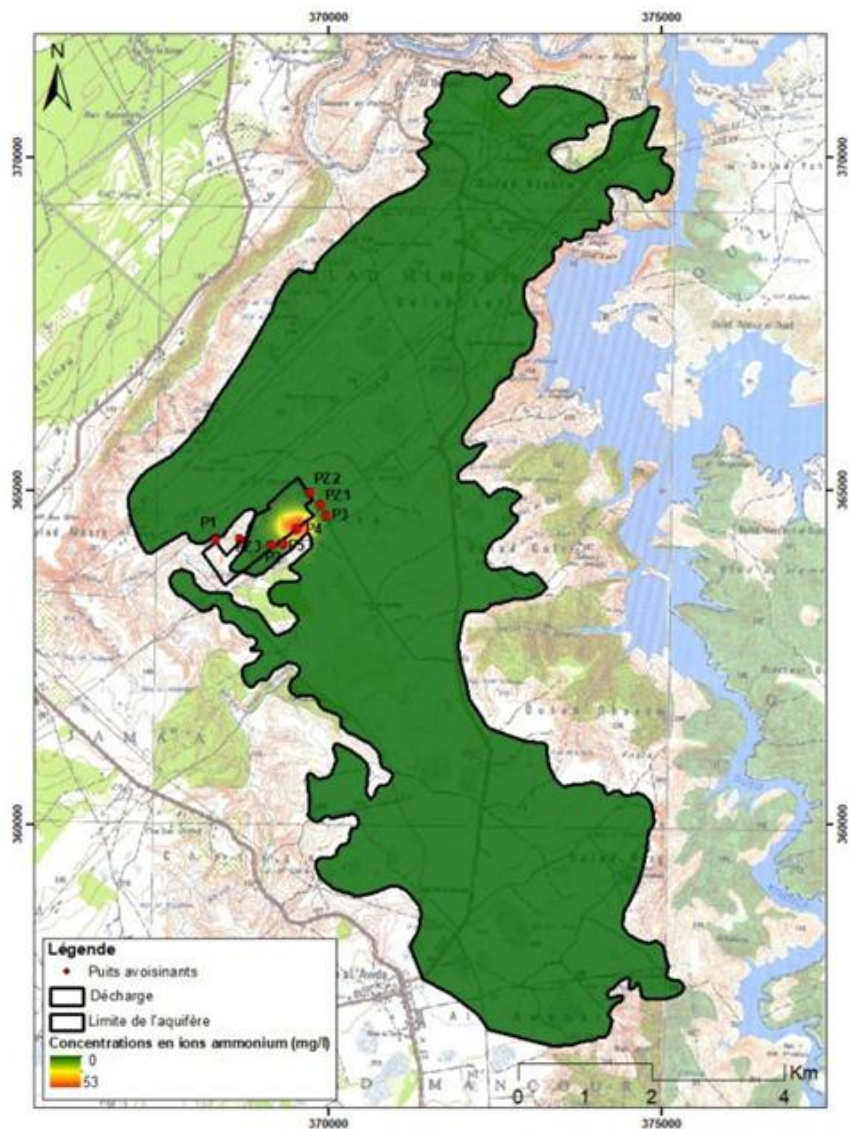


Figure 68: Panache de migration des ions NH_4^+

L'extension du panache de transfert des ammoniums est d'environ 1038 m (figuré de surface rouge). Il importe de noter que le panache diminue rapidement au fur et à mesure qu'il avance le long de l'écoulement.

➤ Matière organique

Au voisinage immédiat de la décharge, la concentration est maximale et est d'environ 12 mg/l, cette charge organique diminue en s'éloignant de la décharge.

L'extension spatiale du transfert de la MO est estimée à 1114m (figuré de surface rouge de la figure 71), par-delà cette distance, la population dans les parages ne court aucun risque de contamination des eaux des puits aval par la charge organique.

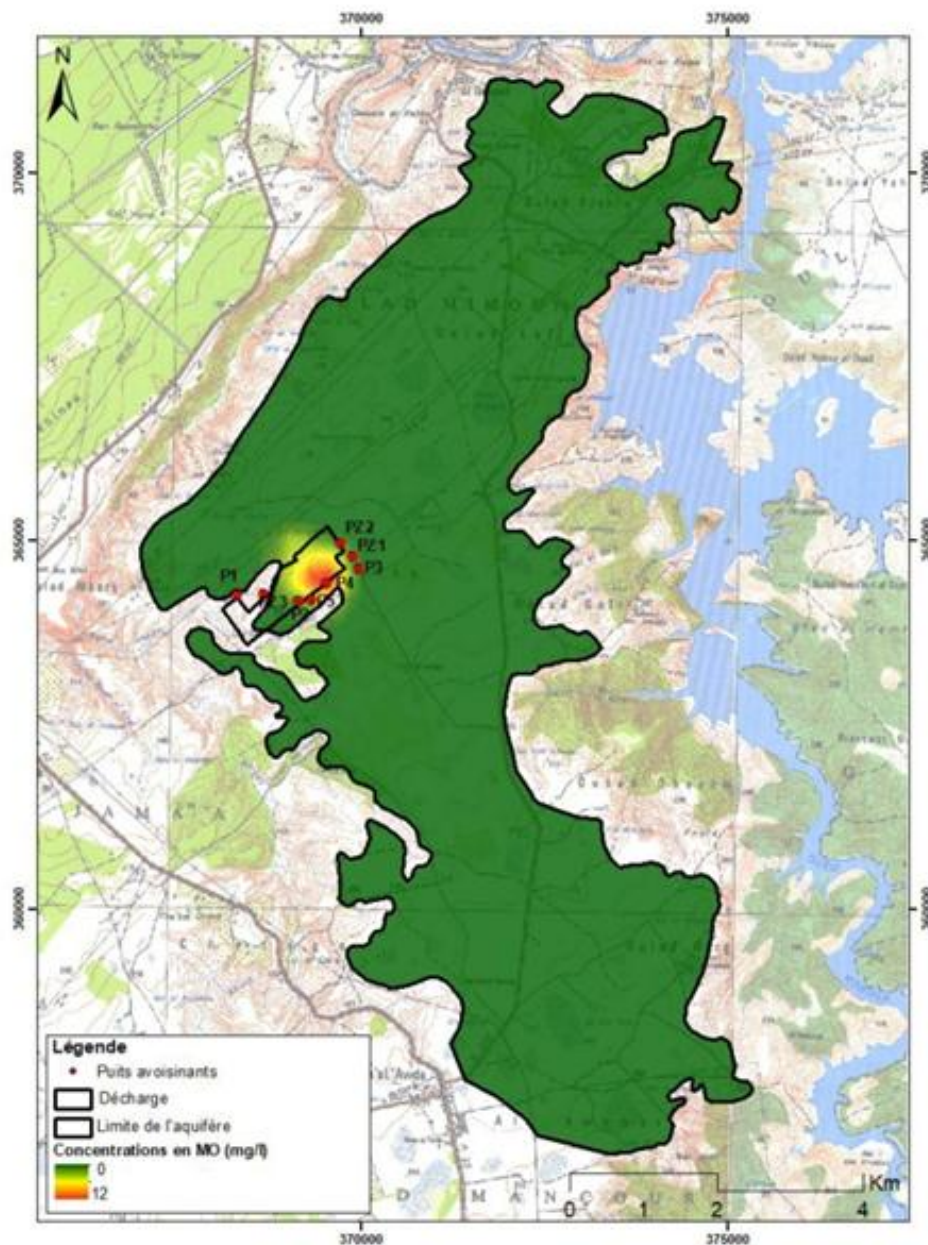


Figure 69: Panache de migration de la MO

VII.4 CONCLUSION

Le travail présenté a consisté alors à faire calculer au modèle l'évolution des niveaux piézométriques de 2019-2035, sous le modèle numérique MODFLOW/GMS, en prenant en considération les précipitations prévisibles et les nouveaux besoins en eau d'irrigation à l'horizon 2035, et ce, selon deux scénarios RCPs [4.5 / 8.5].

Cette modélisation prévisionnelle a pour objectif de donner une réponse fiable et non une réponse exacte, c'est la notion de tendance et d'ordre de grandeur qui doit tempérer le résultat brut.

La demande en eau d'irrigation maximale s'élèverait à 5 Mm³/an en adoptant le scénario le plus pessimiste, soit le scénario RCP 8.5 afin d'accentuer les effets d'un déficit pluviométrique et le recours accru aux pompages.

L'allure des cartes des iso-rabatement obtenues est influencée par les prélèvements d'eau pour l'irrigation, ces pompages conduiront à un dénoyage local en aval du système aquifère Mio-Pliocène où les épaisseurs mouillées ne dépassent pas les 4 m.

Le rabattement maximal que les prélèvements agricoles induiraient serait de 4 m près à horizon de 16 ans de projection, tandis que dans le reste du système aquifère le rabattement serait presque négligeable.

Puis dans un second temps, l'avenir des ressources en eau est conditionné par la gestion rationnelle et pérenne des lixiviats.

En effet, l'utilisation du modèle de transport MT3D peut constituer une aide précieuse dans le cadre de l'évaluation des risques de propagation des substances polluantes, permettant d'estimer l'extension spatio-temporelle du panache de pollution dans le système aquifère.

Les résultats obtenus au cours de cette étude témoignent d'une augmentation des teneurs en ions et en charge organique au voisinage immédiat de la décharge qui proviendraient du lixiviat de la décharge Oum Azza.

Les dispersions longitudinales et transversales contribuent à l'extension du panache de pollution en longueur et en largeur, et donc à une diminution de la concentration du polluant dans les eaux souterraines.

D'un autre côté, la présence de la décharge d'Oum Azza au droit d'un amas argileux imperméable diminue son impact sur les eaux souterraines de la nappe, en effet, ces résultats ne mettent pas en évidence de pollution significative du milieu environnant en s'éloignant de la source susceptible d'être à l'origine de cette pollution.

On rappelle par ailleurs que le système aquifère s'écoule en direction de l'oued Akrach et non en direction de l'oued Korifla et du barrage. Il n'y a ainsi et de manière globale, aucune possibilité de contact entre la retenue du barrage SMBA7 et les eaux souterraines.

Enfin, le calage à partir des résultats obtenus sur le terrain au niveau de la distribution spatiale de la composition chimique, impose une recharge importante au niveau de la décharge et la formation d'un dôme piézométrique. Ce résultat important montre l'effet des précipitations sur ces ordures qui constituent un matériau grossier, très perméable, et qui favorise de fait l'infiltration des eaux météoriques et la recharge localisée de la nappe.

Ce résultat confirme qu'il ; serait important, en termes de gestion de la décharge et de lutte contre la pollution, de gérer la décharge par casiers. Les ordures ne seraient stockées que dans un casier à la fois, et celui-ci serait fermé dès qu'il serait plein. Ainsi, la surface d'infiltration pouvant recharge la nappe en eau et en polluant serait réduite.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Ce travail de thèse est consacré à l'étude de la décharge de Oum Azza au Maroc.

Ce travail a mis en évidence la complexité des processus impliqués dans le site et à l'extérieur de celui-ci, mais aussi la spécificité de cette décharge par rapport aux autres études sur de décharges d'ordures ménagères.

En effet, par rapport à des décharges européennes, la décharge d'Oum Azza se caractérise la forte teneur en matière organique facilement biodégradable car il n'y a pas de tri sélectif en amont, une forte humidité et un climat chaud.

L'étude du fonctionnement de cette décharge a fait appel à différentes approches : caractérisation du milieu, en particulier de sa géologie, étude des transferts de soluté, étude de processus redox affectant les solutés, puis modélisation hydrogéologique.

L'étude géophysique, géologique et géomorphologique a montré que la nappe est alimentée dans la partie sud-sud-est. Cette zone d'alimentation est géographiquement limitée.

Le réseau hydrographique constitué par l'Oued Bouregreg et ses affluents draine la nappe et constitue l'exutoire de la zone. L'ensemble de ce réseau hydrographique est fortement lié à la fracturation.

De manière plus locale, le fonctionnement de la nappe et ses caractéristiques physico-chimiques a pu être précisé selon les différentes unités fonctionnelles du secteur.

La zone amont sud-est de la décharge est une large plaine légèrement inclinée vers la décharge. Les eaux ont peu oxydantes.

La partie nord est occupée par de zones en forme de croupes. La nappe profonde, rechargée par les pluies, les fuites du réseau d'eau potable et d'irrigation est profonde et oxydante.

Au niveau de la décharge, l'infiltration conduit à une recharge de la nappe. L'infiltration de lixiviats induit une contamination locale de la nappe. Les eaux s'écoulent vers le nord et le nord-ouest. Dans la nappe, le panache de pollution est drainé par l'Oued Bouregreg et par ses affluents.

L'extension de ce panache de pollution a été mise en évidence par des mesures de potentiel spontané qui ont donné de bons résultats en dépit de conditions difficile du milieu naturel (forte résistivité électrique des sols).

Au niveau des talwegs, la nappe peut s'exfiltrer, notamment en période humide. Des processus d'eutrophisation se produisent alors à la faveur de la forte teneur des eaux en nutriments issus des lixiviats.

Des processus redox intenses ont été mis en évidence.

Enfin, un travail de modélisation des transferts d'eau et de solutés a confirmé l'étude des processus de transferts issus de mesures et des observations de terrain. Cette modélisation confirme que la forme du panache de pollution ne peut s'expliquer que par une recharge de la nappe au niveau de la décharge.

Les eaux contaminées sont drainées par l'Oued Bouregreg dont la qualité de l'eau est malheureusement affectée par des rejets en amont. De ce fait, l'impact de la décharge est très faible par rapport à la pollution présente dans l'Oued en amont de cette zone.

L'étude d'un tel système naturel et anthropique a nécessité le croisement de différentes approches complémentaires :

- Une caractérisation du milieu naturel : géologie, géomorphologie, hydrographie, pédologie, phytosociologie, incluant l'apport de la prospection géophysique.
- Une caractérisation chimique avec des prélèvements, analyses mais aussi un suivi sur place de conditions redox (pH, Eh, température et Conductivité Electrique).
- La modélisation hydrogéologique des transferts d'eau et de solutés

En conclusion, une des spécificités de ce système est la forte intensité de processus redox mis en jeu. Ceux-ci s'expliquent par plusieurs facteurs propres à l'environnement de la région de Rabat. des ordures riches en matière fortement fermentescibles

- Un climat chaud qui favorise une activité microbiologique intense
- Une nappe peu profonde et donc vulnérable
- Une gestion de la décharge qui permet une infiltration des eaux au droit de l'installation.
- Une pratique d'infiltration des lixiviats en bordure de la décharge.

Tous ces éléments font de la décharge d'Oum Azza un objet d'étude particulier qui se différencie des autres décharges étudiées, notamment en climat plus froid.

Ce travail de thèse ne fait qu'effleurer l'étude des processus biogéochimiques qui se combinent avec une intensité originale dans ce système Il serait intéressant d'effectuer une typologie des décharges du Maroc afin de resituer les résultats acquis sur Oum Azza dans un cadre plus large.

BIBLIOGRAPHIE

- Achak, Mounia, Naaila Ouazzani, Abdelghani Yaacoubi, and Laila Mandi. 2008. "Caractérisation Des Margines Issues d'une Huilerie Moderne et Essais de Leur Traitement Par Coagulation-Floculation Par La Chaux et Le Sulfate d'aluminium." *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science* 21(1): 53–67.
- Akil, Mohamed. 1999. "Thèse Doc.Ès-Sci." Fac.Sci., Rabat.
- Amhoud, Said. 1997. "Apport de La Geologie et de l'hydrogeologie a l'etude d'impact de La Decharge Publique de l'oued Akrech Sur Les Ressources En Eau."
- Appelo, C Anthony J, and Dieke Postma. 2004. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. CRC press.
- Aristodemou, E., and A. Thomas-Betts. 2000. "DC Resistivity and Induced Polarisation Investigations at a Waste Disposal Site and Its Environments." *Journal of Applied Geophysics* 44(2–3): 275–302.
- Arsene, I et al. 2003. "Transverse-Momentum Spectra in A U+ A u and D+ A u Collisions at s N N= 200 G e V and the Pseudorapidity Dependence of High-p T Suppression." *Physical review letters* 91(7): 72305.
- Assobhei, O, M Mountadar, S Malamis, and M Loizidou. 2008. "Design and Application of an Innovative Composting Unit for the Effective Treatment of Sludge and Other Biodegradable Organic Waste in Morocco, MOROCOMP". Task 6: Development of Guidelines and Specifications Covering the Sludge Composting Process Character." : 103.
- El Attari A. 2001. "Unpublished Thesis." Fac .Sc. Rabat.
- Aziz, Shuokr Qarani et al. 2010. "Leachate Characterization in Semi-Aerobic and Anaerobic Sanitary Landfills: A Comparative Study." *Journal of environmental management* 91(12): 2608–14.
- Basberg, Leif, and David Banks. 1998. "Redox Processes in Groundwater Impacted by Landfill Leachate." : 253–72.
- Batstone, Damien J., and J. Keller. 2003. "Industrial Applications of the IWA Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)." *Water Science and Technology* 47(12): 199–206.
- Batstone, Damien J et al. 2002. "The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1)." *Water Science and technology* 45(10): 65–73.
- Baun, Anders et al. 2004. "Xenobiotic Organic Compounds in Leachates from Ten Danish MSW Landfills—Chemical Analysis and Toxicity Tests." *Water research* 38(18): 3845–58.
- Belle, Emilien. 2008. "Évolution de l'impact Environnemental de Lixiviats d'ordures Ménagères Sur Les Eaux Superficielles et Souterraines, Approche Hydrobiologique et Hydrogéologique. Site d'étude: Décharge d'Étueffont (Territoire de Belfort–France)."
- Bommersbach, Pascale, Mohamed Chaker, Mohamed Mohamedi, and Daniel Guay. 2008. "Physico-Chemical and Electrochemical Properties of Platinum– Tin Nanoparticles Synthesized by Pulsed Laser Ablation for Ethanol Oxidation." *The Journal of Physical Chemistry C* 112(37): 14672–81.
- Buselli, G., and Kanglin Lu. 2001. "Groundwater Contamination Monitoring with Multichannel Electrical and Electromagnetic Methods." *Journal of Applied Geophysics* 48(1): 11–23.
- Chalouan, Ahmed. 1981. "Stratigraphie et Structure Du Paléozoïque de l'Oued Cherrat: Un Segment Du Couloir de Cisaillement de Meseta Occidentale (Maroc)." *Notes du Service géologique du Maroc* 42(308): 33–100.

- Chami, Ahmed Réda. 2014. "Rapport Annuel 2013." *Conseil Economique, Social et Environnemental* 95(33).
- Christensen, et al. 2000. "Characterization of Redox Conditions in Groundwater Contaminant Plumes."
- Christensen, Thomas H et al. 2001. "Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes." *Applied geochemistry* 16(7-8): 659-718.
- Comer-Warner, Sophie et al. 2020. "The Method Controls the Story - Sampling Method Impacts on the Detection of Pore-Water Nitrogen Concentrations in Streambeds." *Science of the Total Environment*.
- Daburon, Anaïs et al. 2018. "Facteurs Hydrodynamiques."
- Dasgupta, C, and B I Halperin. 1981. "Phase Transition in a Lattice Model of Superconductivity. *Physical Review Letters*, 47(21), 1556-1560. Doi:10.1103/Physrevlett.47.1556." 47(21).
- Demeyer, D I. 1981. "Rumen Microbes and Digestion of Plant Cell Walls." *Agriculture and Environment* 6(2-3): 295-337.
- Deneux-Mustin, S et al. 2001. "Ferric Chloride and Lime Conditioning of Activated Sludges: An Electron Microscopic Study on Resin-Embedded Samples." *Water Research* 35(12): 3018-24.
- Ehrig, Hartmut, Martin Große-Rhode, and Uwe Wolter. 1998. "Applications of Category Theory to the Area of Algebraic Specification in Computer Science." *Applied categorical structures* 6(1): 1-35.
- Fadil, Abdelhamid et al. 2011. "Hydrologic Modeling of the Bouregreg Watershed (Morocco) Using GIS and SWAT Model." *Journal of Geographic Information System* 03(04).
- Farquhar, et al. 1989. "Carbon Isotope Discrimination and Photosynthesis." *Annual review of plant biology* 40(1): 503-37.
- El Foughali, A., and R. Griboulard. 1985. "(The Main Structural and Lithological Characteristics of the Moroccan Atlantic Margin from Tangier to Cape Cantin)." *Bulletin - Institut de Geologie du Bassin d'Aquitaine* 38.
- Francou C. 2004. "Stabilisation de La Matière Organique Au Cours Du Compostage de Déchets Urbains : Influence de La Nature Des Déchets et Du Procédé de Compostage - Recherche d ' Indicateurs Pertinents Cédric Francou To Cite This Version : HAL Id : Pastel-00000788."
- Garcia-Heras, M. et al. 2004. "Preparation and Electrochemical Study of Cerium-Silica Sol-Gel Thin Films." *Journal of Alloys and Compounds* 380(1-2 SPEC. ISS.): 219-24.
- Gibrilla, A et al. 2011. "Application of Water Quality Index (WQI) and Multivariate Analysis for Groundwater Quality Assessment of the Birimian and Cape Coast Granitoid Complex: Densu River Basin of Ghana." *Water Quality, Exposure and Health* 3(2): 63.
- Glandier, Sabine. 2002. "Risque Sanitaire Liés Aux Fuites de Lixiviats Des Centres de Stockage de Déchets Ménagers et Assimilés." *Mémoire d'Ingénieur du Génie Sanitaire, Ecole Nationale de la Santé Publique-Cemagref*.
- GRANIER, Bruno. "Triploporella? Atlasica n. Sp., Une Dasycladacée (Algue Verte) Du Paléocène-Eocène de l'Atlas Moyen, Maroc Bruno GRANIER, Moulay Abdellaziz AIT SLIMAN? & Bouazza FEDAN?"
- Groom, Donald E et al. 2000. "Review of Particle Physics." *European Physical Journal C* 15(1-4): 1-878.
- Hakkou, R et al. 2001. "Impact de La Décharge Publique de Marrakech (Maroc) Sur Les Ressources En Eau." *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 60(4): 325-36.
- El Hassani, Ahmed. 1990. "La Bordure Nord de La Chaîne Hercynienne Du Maroc, Chaîne" Calédonienne" Des Sehoule et Plateforme Nord-Mésétienne."

- HCP. 2006. "Statistiques Environnementales Au Maroc." *Statistiques Environnementales au Maroc*: 1–108.
- Jianlong, Wang, and Yang Ning. 2004. "Partial Nitrification under Limited Dissolved Oxygen Conditions." *Process Biochemistry* 39(10): 1223–29.
- Khalil, F et al. 2015. "Traitement Des Lixiviats de Décharge Par Coagulation-Floculation (Treatment of Landfill Leachate by Coagulation-Flocculation)." *Environ. Sci* 6(5): 1337–42.
- Kim, Dong- Ju, Joung- Souk Kim, Seong- Taek Yun, and Sang- Hoon Lee. 2002. "Determination of Longitudinal Dispersivity in an Unconfined Sandy Aquifer." *Hydrological processes* 16(10): 1955–64.
- Kjeldsen, Peter et al. 2004a. "Principles Contaminat Transport." *Ground Water Monitoring & Remediation* 32(4): 65. <http://www.elpais.com.co/elpais/archivos/informe-cvc-2001.pdf><http://bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8080/tesis/handle/11185/335><http://www.elsevier.com/locate/apgeochem><https://repositorio.unican.es/xmlui/handle/10902/1286><http://doi.wiley.com/10.1111/j.17>
- Kling, Terhi, and Juhani Korkealaakso. 2006. "Multiphase Modeling and Inversion Methods for Controlling a Landfill Bioreactor." In *Proceedings of TOUGH Symposium. Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, USA*.
- Kurniawan, Tonni Agustiono, Gilbert Y S Chan, Wai-hung Lo, and Sandhya Babel. 2006. "Comparisons of Low-Cost Adsorbents for Treating Wastewaters Laden with Heavy Metals." *Science of the total environment* 366(2–3): 409–26.
- Lema, J M. 1988. "Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review." *Water, Air, and Soil Pollution* 40(3): 223–50.
- Lian, Xinying et al. 2017. "Identification of Groundwater Redox Process Induced by Landfill Leachate Based on Sensitive Factor Method."
- Liu, H et al. 2001. "Thickness Dependent Electrical Resistivity of Ultrathin ZnO - 40 nm . Cu Films." : 151–56.
- MADANI, Nabil. 2015. "Droit Marocain Des Déchets Municipaux et Développement Durable - Comment." *Law* 11(2): 120–30.
- Manikandan, Rajendran et al. 2014. "Synthesis , Spectral Characterization and Crystal Structure of Ni (II) Pyridoxal Thiosemicarbazone Complexes and Their Recyclable Catalytic Application in the Nitroaldol (Henry) Reaction in Ionic Liquid Media." *POLYHEDRON* 81: 619–27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.poly.2014.07.018>.
- McLachlan, P. J., J. E. Chambers, S. S. Uhlemann, and A. Binley. 2017. "Geophysical Characterisation of the Groundwater–Surface Water Interface." *Advances in Water Resources* 109: 302–19. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.09.016>.
- Medioni ; René. 2014. *L ' Oeuvre Des Géologues Français Au Maroc René Medioni To Cite This Version : HAL Id : Hal-01061137*.
- Michard, A. et al. 2017. "Les Grandes Régions Géologiques Du Maroc ; Diversité et Soulèvement d'ensemble." *Géologues* 197(October).
- Michard, Andre, Christian Hoepffner, A. Soulaïmani, and L. Baidder. 2008. "The Variscan Belt." *Lecture Notes in Earth Sciences* 116: 65–132.
- Mizier, M-O. 1998. "Les Membranes: Une Solution à Bien Des Problèmes." *L'Eau, l'industrie, les nuisances* (211): 25–33.
- MOHAMMEDI Djahida. 2016. "Les Risques de La Pollution Du Milieu Naturel Par Les Lixiviats Des Décharges Contrôlées. Cas."
- Mor, Suman et al. 2006. "Municipal Solid Waste Characterization and Its Assessment for Potential Methane Generation: A Case Study." *Science of the Total Environment* 371(1–3): 1–10.
- Naudet, Véronique. 2004. Université Aix Marseille III "Les Méthodes de Résistivité

- Électrique et de Potentiel Spontané Appliquées Aux Sites Contaminés.”
- NDIAYE, Mamadou Camara, Franck OLIVIER, Hamadou BOUCARI, and Cheikh SIDIA TOURE. “QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES SITUÉES AUX ENVIRONS IMMÉDIATS D’UNE DECHARGE NON OU INSUFFISAMMENT CONTRÔLÉE: CAS DE LA DECHARGE DE LA MINIERE, COMMUNE DE RATOMA, GUINEE CONAKRY.”
- Obaja, D et al. 2003. “Nitrification, Denitrification and Biological Phosphorus Removal in Piggery Wastewater Using a Sequencing Batch Reactor.” *Bioresource technology* 87(1): 103–11.
- Ozanne, F. 1990. “Les Lixiviats de Décharges: Le Point Des Connaissances En 1990.” *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural* (6): 289–314.
- Ozturk, Ilhan, and Ali Acaravci. 2010. “CO2 Emissions, Energy Consumption and Economic Growth in Turkey.” *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14(9): 3220–25.
- Palmisano, Anna C, and Morton A Barlaz. 1996. *3 Microbiology of Solid Waste*. CRC press.
- Pujari, Paras R., and Vijaya Deshpande. 2005. “Source Apportionment of Groundwater Pollution around Landfill Site in Nagpur, India.” *Environmental Monitoring and Assessment* 111(1–3): 43–54.
- Pullammanappallil, Chynoweth &. 1996. *Microbiology of Solid Waste*.
- Rachid HAKKOU. 2001. *La Décharge Publique de Marrakech: Caractérisation Des Lixiviats, Étude de Leur Impact Sur Les Ressources En Eau et Essais de Leur Traitement*.
- Reddy, Krishna R, and Jean E Bogner. 2003. “Bioreactor Landfill Engineering for Accelerated Stabilization of Municipal Solid Waste.” In *Invited Theme Paper on Solid Waste Disposal, International e-Conference on Modern Trends in Foundation Engineering: Geotechnical Challenges and Solutions, Indian Institute of Technology, Madras, India, , 22*.
- Reghunath, Rajesh, T. R.Sreedhara Murthy, and B. R. Raghavan. 2002. “The Utility of Multivariate Statistical Techniques in Hydrogeochemical Studies: An Example from Karnataka, India.” *Water Research* 36(10): 2437–42.
- Renou, S. et al. 2008. “Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity.” *Journal of Hazardous Materials* 150(3): 468–93.
- Richard, P. J.H., A. C. Larouche, and G. Lortie. 1992. “Paléophytogéographie et Paléoclimats Postglaciaires Dans l’ouest Du Bas-Saint-Laurent, Québec.” *Geographie Physique et Quaternaire* 46(2): 151–72.
- Richnow, Hans H et al. 2003. “In Situ Biodegradation Determined by Carbon Isotope Fractionation of Aromatic Hydrocarbons in an Anaerobic Landfill Leachate Plume (Vejen, Denmark).” *Journal of Contaminant Hydrology* 64(1–2): 59–72.
- Rodseth, Reitze N et al. 2014. “The Prognostic Value of Pre-Operative and Post-Operative B-Type Natriuretic Peptides in Patients Undergoing Noncardiac Surgery: B-Type Natriuretic Peptide and N-Terminal Fragment of pro-B-Type Natriuretic Peptide: A Systematic Review and Individual Patient.” *Journal of the American College of Cardiology* 63(2): 170–80.
- ROUIZ, Maxime. 2008. *Dégradation Anaérobie de Déchets Solides: Caractérisation, Facteurs d’Influence et Modélisations*.
- Sinan, Mohamed, and Moumtaz Razack. 2006. “Estimation Du Champ de Transmissivité d’un Aquifère Alluvial Fortement Hétérogène à Partir de La Résistance Transversale. Application à La Nappe Du Haouz de Marrakech (Maroc).” *Revue des sciences de l’eau/Journal of Water Science* 19(3): 221–32.
- Sitel, A, and M Akil. 1996. “13ème Colloque Sur Le Bassin Sédimentaire Marocain.”
- Slasli, Mohammed Abdelbassat. 2002. “Modélisation de l’adsorption Par Les Charbons

Microporeux: Approches Théorique et Expérimentale.”

- Touzani, Meryem et al. 2019. “El Impacto Del Vertedero de Oum Azza Sobre La Calidad de Las Aguas Subterráneas de Rabat (Marruecos).” *Cuadernos Geográficos* 58(1).
- Trebouet, D et al. 1998. “Traitement de Lixiviats Stabilisés de Décharge Par Des Membranes de Nanofiltration.” *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science* 11(3): 365–82.
- Vanegas, Juan, and Sergio Botero. 2012. “Eficiencia Energética En Microempresas de Medellín: Un Estudio de Valoración de Barreras.” *Lecturas de Economía* (77): 129–61.
- Vaudelet, P. et al. 2011. “Mapping of Contaminant Plumes with Geoelectrical Methods. A Case Study in Urban Context.” *Journal of Applied Geophysics* 75(4): 738–51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.09.023>.
- Verdugo, M A, Patricia Navas, L E Gómez, and Robert L Schalock. 2012. “The Concept of Quality of Life and Its Role in Enhancing Human Rights in the Field of Intellectual Disability.” *Journal of Intellectual Disability Research* 56(11): 1036–45.
- Williams, J. R., C. A. Jones, J. R. Kiniry, and D. A. Spanel. 1989. “EPIC Crop Growth Model.” *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32(2): 497–511.
- Yadav, Geetanjali, Ankush Karemore, Sukanta Kumar Dash, and Ramkrishna Sen. 2015. “Performance Evaluation of Green Microalgal CO₂ Sequestration in Closed Photobioreactor Using in Situ Generated Flue Gas.” *BIORESOURCE TECHNOLOGY*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.040>.

Résumé

Une décharge de 110 ha, située dans la zone de l'aquifère peu profond d'Akrach au Maroc, a été étudiée afin de caractériser la qualité des eaux souterraines autour de la décharge, de délimiter la zone contaminée et de déterminer les facteurs favorisant la contamination des eaux souterraines. Cette décharge est située dans la ville d'Oum Azza (15 km au sud de Rabat). Entre la rivière Akrach à l'ouest et le barrage Sidi Mohamed Ben Abdellah à l'est. Pour évaluer la pollution des eaux souterraines par cette décharge, une surveillance piézométrique et des analyses hydrochimiques ont été effectuées sur 22 puits. Les résultats mettent en évidence une dégradation importante de la qualité des eaux souterraines, en particulier dans les parties situées à proximité immédiate en aval de la décharge. Dans les zones touchées, la conductivité électrique était supérieure à 1100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, les bicarbonates supérieurs à 508 mg L⁻¹, les teneurs en chlorures, sulfates et nitrates supérieures à 850, 200 et 1 mg L⁻¹, respectivement. De plus, nous avons trouvé des teneurs élevées en cadmium (50 - 100 $\mu\text{g L}^{-1}$) et en chrome (40 - 230 $\mu\text{g L}^{-1}$), soit bien plus que les recommandations de l'OMS pour l'eau de boisson ou d'eau d'irrigation. L'étude du fonctionnement de cette décharge a fait appel à différentes approches : caractérisation du milieu, en particulier de sa géologie, du réseau hydrologique et des sols, étude des transferts de soluté, étude des processus redox affectant les solutés. Une modélisation hydrogéologique confirme l'ensemble des interprétations obtenues sur les différents résultats.

L'étude des eaux et des lixiviats met en évidence des processus redox extrêmement intenses avec des processus de sulfato-réduction très marqués y compris au niveau des nappes en aval de la décharge.

Les mesures de potentiel spontané, effectuées dans des conditions très difficiles avec des sols résistifs, a permis de confirmer le sens d'écoulement du panache de pollution.

Mots-clefs (5) : Décharge ; Oum Azza ; Pollution ; lixiviats ; Eau souterraine ; Potentiel spontané ; Redox.

Abstract

A 110 ha dump, located in the Akrach shallow aquifer area in Morocco, was studied in order to characterize the quality of groundwater around the landfill, to delineate the contaminated area and to determine the factors favouring the contamination of groundwater. This dump is located in the city of Oum Azza (15 km south from Rabat), between the Akrach River in the west and the Sidi Mohamed Ben Abdellah Dam in the east. To assess groundwater pollution from this landfill, piezometric monitoring and Hydrochemical analyses were conducted on 22 wells. The results highlight a significant degradation in the groundwater quality, especially in the parts located in the direct vicinity downstream the dump. In the impacted areas, electrical conductivity was above 1100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, bicarbonates were higher than 508 mg L⁻¹, chlorides, sulphate, and nitrates contents were higher than 850, 200 and 1 mg L⁻¹, respectively. In addition we found high cadmium (50-100 $\mu\text{g L}^{-1}$) and chromium (40-230 $\mu\text{g L}^{-1}$) contents, i.e. much higher than the WHO guidelines for drinking or irrigation water. A principal component analysis conducted on this dataset highlights the absence of a prevalent principal component (PC), with the variance distributed across many PCs. The mechanisms responsible for the chemical variance of the hydro system are therefore numerous and fairly balanced in terms of influence. Finally, a hierarchical classification brings out three groups of observations, each group corresponding to a level of pollution.

Key Word (5): Dump; Oum Azza; Pollution; acid leachate; groundwater; SP; Redox.