Université Lille1 Sciences et Technologies

Laboratoire de Génie Civil et géo-Environnement

Discipline : Génie Civil

Thèse

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'université Lille Sciences et Technologies

GESTION OPTIMISEE DES RESSOURCES EN EAU D'UNE NAPPE CÔTIERE

Application à la plaine d'Annaba (Nord-est Algérien)

Présentée et soutenue publiquement par

Badra AOUN SEBAITI

20 Octobre 2010

Devant le jury composé de :

Pr Ali ZAOUI	Université Lille1 Sciences et Technologies	Président
Pr Erick CARLIER	Université Lille1 Sciences et Technologies	Directeur de thèse
Pr Lahcen ZOUHRI	Institut Polytechnique LaSalle Bauvais	Rapporteur
Pr Azzedine HANI	Université Badji Mokhtar Annaba	Rapporteur
Dr Sami LALLAHEM	PDG IXANE Société d'étude et d'ingénieur conseil	Examinateur

REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans soutien. La disponibilité et les compétences de chacun m'ont souvent permis de franchir des obstacles en apparence insurmontables. Que soient donc ici remerciés tous ceux qui, sans nécessairement le savoir, m'ont communiqué l'énergie et la confiance nécessaires au déroulement de l'ensemble de mes études et de cette étape scientifique particulière qu'est la thèse.

Merci à M. Ali ZAOUI, Professeur des universités de l'Université de Lille1, d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse, et à MM. les Professeurs Lahcen ZOUHRI de l'Ecole Polytechnique LaSalle Beauvais et Azzedine HANI de l'université d'Annaba, d'avoir accepté d'être les rapporteurs de ce manuscrit.

Merci également à MM. les professeurs : Issam SHAHROUR et Mhamed SOULI de l'université de Lille1, pour m'avoir accueilli au sein du laboratoire de mécanique de Lille et m'ont donné l'occasion d'y effectuer des stages qui m'ont été d'un grand bénéfice.

Merci à M. Erick CARLIER, Professeur de l'université de Lille1 pour avoir accepté de diriger cette thèse et dont l'aide précieuse m'a été indispensable sur le plan scientifique. Il m'a accueilli à bras ouverts dans cette structure et m'a mis dans les meilleures conditions pour que je puisse terminer ce travail dans les meilleurs délais. Je tiens également à le remercier pour la confiance et la sympathie qu'il m'a témoignées au cours de ces trois années de thèse.

Je tiens à remercier M. Jamal EL KHATTABI, Maitre de conférences, université Lille1dont l'aide sur le plan technique et les grandes qualités humaines ont permis de mener à bout cette thèse. Son soutien s'est avéré déterminant pour mener ce travail à terme.

Je remercie Barbara LOUCHE, Maitre de conférences université d'Artois pour les discussions que j'ai eu la chance d'avoir avec elle, ses suggestions et ses encouragements.

Je n'oublierais pas au terme de ce travail de remercier Sami LALLAHEM qui m'a énormément aidé malgré son emploi du temps chargé

J'adresse mes vifs remerciements à M. Larbi DJABRI, Professeur de l'université d'Annaba aussi bien pour tout le temps qu'il m'a consacré que pour avoir guidé mes premiers pas en hydrogéologie.

Je tiens aussi à mentionner le plaisir que j'ai eu à travailler au sein du laboratoire de Génie Civil et Géo-environnement, et j'en remercie ici tous les membres.

Je remercie vivement M. Daniel RUST, pour toute sa disponibilité et l'aide qu'il a fourni pour mon hébergement à Lille.

Je tiens enfin à remercier les amis, thésards ou non qui m'ont aidé au cours des trois ans de cette thèse : Hanan, Fadi, Hind, Ahmad, Mina.

Finalement j'adresse un grand merci à toute ma famille qui a toujours été présente lorsque j'en ai eu besoin.

Je dédie ce travail à la mémoire de mon oncle « tonton Michel » disparu trop tôt et qui serait content d'apprendre que se nièce a enfin terminé le travail qu'elle avait commencé.

Sommaire

Liste des figures 5
Liste des tableaux 7
RESUME 8
INTRODUCTION GENRALE 9
1ère PARTIE 11
Chapitre I : CADRES GEOLOGIQUE, STRUCTURAL & GEOMETRIQUE 12
I.1- Introduction 12
I.2- Cadre lithostratigraphique 13
I.2.1- Le Paléozoïque 13
I.2.2- Le Mésozoïque 13
I.2.3- Le Cénozoïque 14
I.3- Cadre structural 16
I.4- Géométrie du système aquifère 21
I.4.1-Les matériaux aquifères et leur comportement hydrogéologique 21
I.4.2 - Caractéristiques géométriques du système aquifère 22
I.4.2.1- La nappe des sables fins superficiels (ou nappe superficielle) 24
I.4.2.2-La nappe des graviers (ou nappe profonde) : 24
I.4.2.3 - La nappe des sables dunaires de Bouteldja 27
I.5- Conclusion 29
Références 29
Chapitre II : DONNEES ET CARACTERISTIQUES HYDRODYNAMIQUES DU SYSTEME AQUIFERE D'ANNABA-BOUTELDJA 31
II.1- Introduction 31
II.2- Interprétation des données de pompage d'essai 31
II.2.1- La nappe superficielle 31
II.2.2- Les nappes des graviers et des sables dunaires 32
II.3- Analyse et identification des modalités de transferts hydrauliques 33
II.4-Amélioration de la simulation numérique des écoulements à partir 36
II.4.1- Introduction 37
II.4.2-Présentation de la zone d'étude 39
II.4.3-Méthodologie 40
II.4.4-Resultats 46
II.4.5- Analyse des resultats 56
II.4.6- Conclusion 58
Chapitre III : ETAT QUANTITATIF DE LA RESSOURCE EN EAU 60
III.1- Introduction 60
III.2 - Modélisation du système aquifère 60
III.2.1- Données d'entrée 63
III.2.1.1 - Description du modèle : 63
III.2.1.2 - Condition aux limites 64
III.2.1.3 - Les données hydrodynamiques 65
III.2.1.4 - Piézométrie 65
III.3- Résultats du calage du modèle 66
III.3.1 - Régime permanent 66
III.3.2 - Calage en régime transitoire : 68
III.4- Conclusion 70
Références 70
2ème PARTIE 72
Chapitre I : Etude de la minéralisation du système aquifère 73
I.1-Introduction 74
I.2-Méthodologie 75
I.3-RESULTAT ET DISCUSSION 78
I.3.1-Interaction oued-nappe : impact sur l'évolution physico-chimique de la nappe alluviale 78
I.3.2- Mise en captivité des éléments toxiques 83
I.3.3-Utilisation des réseaux de neurones pour l'estimation des paramètres chimiques 91
I.4-CONCLUSION 93

Références 94
CHAPITRE II : Origine de la salinité des eaux 96
II.1Introduction 96
II.2-Mécanismes de l'intrusion marine 98
II.2.1-Généralités 98
II.2.2-Rôle des facteurs hydrodynamiques et de l'exploitation 98
II.3 -METHODOLOGIE 100
II.4 -Résultats et discussion 101
II.4.1-Mise en évidence des intrusions marines vers les aquifères étudiés 101
II.4.1.2 - Etude des analyses chimiques 103
II.4.1.2.1-Diagramme Piper 104
II.4.1.2.2 - Diagrammes Stiff 104
II.4.1.2.3 - Les diagrammes croisés des concentrations 106
II.4.1.3 - Evolution de la minéralisation des eaux souterraines en fonction de la distance à la mer 110
II.4.2. Modélisation de l'intrusion marine 113
II.5 - CONCLUSION 121
Références bibliographiques 122
3ème PARTIE : 126
CHAPITRE I - Gestion intégrée de la ressource en eau 127
I.1- Introduction 127
I.1.2-Etat des ressources en Algérie 127
I.1.2.1 - Les barrages 127
I.1.2.2 - Retenues "collinaires" 128
I.1.2.3 - Les eaux souterraines 128
I.1.3 – Utilisation des ressources en eau 128
I.1.3.1 – A.E.P. 129
I.1.3.2 - Irrigation 129
I.1.4 – Qualité des eaux naturelles 130
I.1.4.1 - Pollution des eaux superficielles 131
I.1.4.2 - Pollution des eaux souterraines 131
I.1.5 – Demande en eau actuelle et future 132
I.1.6 - Le bassin de la Seybouse 132
I.1.7 – Approche d'une gestion intégrée 135
I.1.7.1 - Définition d'un indicateur 136
I.1.7.2 - Développement des indicateurs 136
II- METHODOLOGIE 138
II.1 - L'Analyse à l'aide des Réseaux Neuronaux (ANN) 139
II.2 - Les Matrices de Corrélation 139
II.3 - Les Techniques Multivariées 140
II.4 - Définition des variables et leurs composantes 140
III - RESULTATS ET DISCUSSION 144
III.1 - Caractérisation des variables socio-économiques et leur impact sur la ressource en eau 144
III.2 - Les variables de la pression de pollution 156
III.3 - Les variables de la qualité de l'eau 168
III.4 - Les variables Réponses des Gestionnaires 178
Chapitre II – Evaluation du risque sur la santé humaine 184
Synthèse et conclusion 198
Références bibliographiques 201
CONCLUSIONS GENERALES 203

Liste des figures

Figure 1 : Situation géographique et géologique des plaines de la région de Annaba-Bouteldja (d'après Strojexport, 1975, modifié). 12
Figure 2 : Esquisse structurale des plaines de Annaba-Bouteldja 17
Figure 3 : Log micropaléontologique du sondage BAD 3 (Sonatrach, 1969) 18
Figure 4 : Bloc diagramme au travers de la plaine de Annaba (Hani, 2003, modifié). 20
Figure 5 : Extension des différents aquifères dans les plaines de Annaba-Bouteldja 22
Figure 6 : Coupes au travers de la plaine d'Annaba (ANRH, 1976, modifiées). 23
Figure 7 : Carte des isopaches de la nappe phréatique. 24
Figure 8 : Carte des isobathes du toit de la nappe des graviers. 25
Figure 9 : Carte des isobathes du substratum de la couche de graviers. 25
Figure 10 : Carte des isopaches des couches de graviers et galets. 26
Figure 11 : Carte des isopaches du niveau semi-perméable. 26
Figure 12 : Carte des isopaches des sables dunaires. 27
Figure 13 : Carte des courbes d'égale profondeur du substratum de la nappe dunaire de Bouteldja d'après la prospection géophysique (d'après données Strojexport, 1975). 28
Figure 14 : Coupe au travers de la plaine et du massif dunaire de Bouteldja. 28
Figure 15 : Localisation des dispositifs des pompages d'essai 33
Figure 16 : Pompage d'essai dans la nappe des graviers dans la région de Dréan 35
Figure 17 : Pompage d'essai dans l'aquifère sableux de Bouteldja 35
Figure 18 : Pompage d'essai dans la nappe des graviers dans le secteur central de la plaine d'Annaba 35
Figure 19 : Pompage d'essai dans la nappe des graviers dans le secteur ouest d'El Hadjar 36
Figure 20 : Carte géologique de la plaine d'Annaba 39
Figure 21 : Coupe à travers la plaine d'Annaba. 40
Figure 22 : Localisation des points de mesure 46
Figure 23 : a-c. Histogrammes expérimentaux 47
Figure 24 a-b : Droites de régression linéaire. 47
Figure 25a, b, c. : Variogrammes expérimentaux et théoriques dans la plaine d'Annaba. 48
Figure 26 : Carte d'égales valeurs de transmissivité (a) et du coefficient d'incertitude E (b). Application de la méthode régressive à la plaine d'Annaba. 49
Figure 27 a-b : Variogrammes croisés et résultats de la validation (*Z=LogT, X=LogRt, Y=LogQ/s)* e_m = moyenne des écarts ; e_q = erreur quadratique réduite moyenne ; e_{rm} = moyenne des écarts réduits). 50
Figure 28 a-b : Carte d'égales valeurs de transmissivité. 51
Figure 29 : Network Illustration (4 Layers) MLP 52
Figure 30 : Variogramme moyen ajusté à un modèle sphérique. 52
Figure 31 a-b : Carte d'égales valeurs de transmissivité. 53
Figure 32: Comparaison entre piézométrie calculée et mesurée en régime permanent. 55
Figure 33: Carte d'égales valeurs de transmissivité. Application d'un modèle numérique la plaine d'Annaba. 55
Figure 34a-d : Comparaison des cartes de transmissivité obtenues 57
Les pluies efficaces rejoignant les eaux souterraines ont été ainsi calculées sur une période de 27 ans de 1978 à 2005 (Figure 35). La pluie efficace annuelle moyenne est de 167mm. 63
Figure 36 : Discrétisation et conditions aux limites 64
Figure 37 : Carte en courbes isopièzes de la nappe des graviers 65
Figure 38 : Carte des piézométries : mesurée et calculée (régime permanent) 66
Figure 39 : Répartition des conductivités hydraulique à l'issu du calage en régime permanent 67
Figure 40 : Piézométrie calculée vs piézométrie mesurée en régime transitoire 69
Figure 41 : Carte géologique de la région d'étude. 76
Figure 42 : Coupe au travers de la plaine d'Annaba. 77
Figure 43 : Coupe au travers de la plaine d'Annaba 77
Figure 44 : Evolution des niveaux d'eau dans l'oued Meboudja (M1) 78
Figure 45 : Evolution des paramètres physico-chimiques 81
Figure 46 : Répartition et évolution des concentrations dans l'espace. 83
Figure 47 : Carte des perméabilités issue du modèle : nappe superficielle 84
Figure 48 : Schéma explicatif synthétique de l'évolution 85
Figure 49 : Profil hydrochimique selon le sens d'écoulement dans la nappe des graviers. 88
Figure 50 : Evolution dans le temps des caractéristiques physico-chimiques en milieu oxydant et réducteur. 90
Figure 51 : Profil hydrogéochimique typique du phénomène de dénitrification 91
Figure 52 : Architecture des réseaux de neurones artificiels 91

Figure 53 : Schéma de la relation eau douce-eau salée dans un aquifère côtier 96
Figure 54 : Schéma hydrodynamique d'un aquifère côtier à nappe libre 100
Figure 55 : Géométrie des graviers dans le système aquifère d'Annaba. 102
Figure 56 : Représentation des résultats d'analyse 104
Figure 57 : Diagramme de Stiff de l'eau douce 105
Figure 58 : Diagramme de Stiff de l'eau de mer 105
Figure 59 : Diagramme de Stiff des eaux de l'aquifère d'Annaba 105
Figure 60 : Relation entre Na- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer. 106
Figure 61 : Relation entre Ca- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer 106
Figure 62 : Relation entre Mg- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer 107
Figure 63 : Relation entre NO_3- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer 107
Figure 64 : Relation entre SO_4^- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer 107
Figure 65 : Variation des rapports Mg^{2+}/Ca^{2+} en fonction des 109
Figure 66 : Variation des rapports SO_4^{2-}/Cl^- en fonction des 109
Figure 67 : Evolution temporelle de la minéralisation selon 3 profils orthogonaux à la mer 112
Figure 68 : – simulation du front salé : a) 1989, b) 1999, c) 2002, d) 2005, e) 2035 117
Figure 69 : Concentrations des chlorures : calculées vs mesurées 118
Figure 70 : Prévisions du front salé pour l'année 2035 120
Figure 71 : Situation géographique du bassin de la Seybouse 132
Figure 72 : Illustration du modèle DPSIR 137
Figure 73 : Etapes suivies pour l'évaluation environnementale 139
Figure 74: Histogramme des différentes variables de la catégorie socio-économie 148
Figure 75 : Le réseau MLP à trois couches des variables socioéconomiques 150
Figure 76 : Débits mesurés vs débits calculés par le modèle RNA 151
Figure 77 : Cluster des variables de la catégorie des variables socio-économiques 153
Figure 78 : Cluster des observations de la catégorie des variables socio-économiques 153
Figure 79 : Analyse en Composantes Principales : variable socio-économie 155
Figure 80 : Plan des individus de la variable socio-économie 156
Figure 81: Histogramme des différentes variables de la catégorie pollution 161
Figure 82 : Réseau MLP à trois couches des variables sources de pollution 162
Figure 83 : Le TDS mesiré vs calculé par le modèle RNA 163
Figure 84 : Cluster des variables de la catégorie « sources de pollution » 165
Figure 85 : Cluster des observations de la catégorie sources de pollution 165
Figure 86 : Analyse en Composantes Principales variable pollution 167
Figure 87 : Plan des individus de la variable pollution 167
Figure 88: Histogramme des différentes variables de la catégorie qualité de l'eau 171
Figure 89 : Le réseau MLP à Trois Couches pour les variables de la qualité de l'eau 172
Figure 90 : Debits mesurés vs débits calculé par le modèle RNA 173
Figure 91 : Cluster des variables de la qualité de l'eau de la nappe des graviers 175
Figure 92 : Cluster des observations de la qualité de l'eau de la nappe des graviers 175
Figure 93 : Analyse en Composantes Principales variable qualité de l'eau 177
Figure 94 : plan des individus de la catégorie qualité des eaux 177
Figure 96 : MLP à trois couches pour les variables réponses des gestionnaires 179
Figure 97 : Débits mesurés vs débits calculé par le modèle RNA 179
Figure 98 : Dendrogramme des variables de décisions des gestionnaires 181
Figure 99 : Dendrogramme des observations décisions de gestionnaires 181
Figure 100 : Analyse en Composantes Principales variable qualité de l'eau 183
Figure 101 : Plan des individus variable réponse des gestionnaires 183
Figure 102 : Localisation de la décharge d'Annaba. 185
Figure 103 : Scénario Agricole 186
Figure 104 : Scénario Elevage 186
Figure 105 : Les différentes étapes de l'évaluation des risques sur la santé 186
Figure 106 : Schéma conceptuel, scénario usage agricole. 187
Figure 107 : Schéma conceptuel, zone ouverte au public. 187
Figure 108 : Schéma conceptuel, scénario culture. 187
Figure 109 : Schéma conceptuel, scénario élevage. 187

Liste des tableaux

Tableau 1 : Résultats de deux pompages d'essai effectués dans la nappe phréatique. 32
Tableau 2 : Estimation des transmissivités de la nappe phréatique ($m^2.s^{-1}$). 32
Tableau 3 : Résultats du pompage effectué dans le secteur central 34
Tableau 4 : Regression statistical parameters for the target output (T) 52
Tableau 5 : Statistiques des résultats obtenus par différentes méthodes. 57
Tableau 6 : Bilan hydrique ($m^3.s^{-1}$) de la nappe des graviers en régime permanent (1982) 67
Tableau 7 : Statistiques élémentaires des dix paramètres physico chimiques 92
Tableau 8 : Coefficient de corrélation (R), Erreur absolue moyenne (MAE), 92
Tableau 9 : Bilan des entrées et sorties de la nappe pour les années 1989-1999-2002 et 2005 119
Tableau 10: statistiques des variables de la categorie socio-economie 149
Tableau 11 : Paramètres de régression statistique pour la sortie (Qext) 150
Tableau 12 : Analyse de la sensibilité de l'*ANN* aux variables socioéconomiques 151
Tableau 13 : Matrice de corrélation pour les variables socioéconomiques 152
Tableau 14 : Valeurs propres des variables socioéconomiques 154
Tableau 15 : Poids factoriels des variables socio-économiques 154
Tableau 16: Statistiques des variables de la catégorie pollution 162
Tableau 17 : Paramètres de régression statistique pour la sortie (TDS, ppm) 163
Tableau 18 : L'analyse de la sensibilité de l'*ANN* aux variables sources de pollution 164
Tableau 19 : Matrice de corrélation pour les variables sources de pollution 164
Tableau 20 : Valeurs propres des variables sources de pollution 166
Tableau 21 : Poids factoriel des variables sources de pollution 166
Tableau 22: statistiques des variables de la catégorie qualité de l'eau 172
Tableau 23 : Paramètres statistiques de la sortie Qext des variables de la qualité de l'eau 173
Tableau 24 : L'analyse de la sensibilité de l'ANN aux variables de la qualité de l'eau 174
Tableau 25 : Matrice de corrélation pour les variables de la qualité de l'eau 174
Tableau 26 : Valeurs propres des variables de la qualité de l'eau 176
Tableau 27 : Poids factoriels des variables de la qualité de l'eau 176
Tableau 28: statistiques des variables de la catégorie décision des gestionnaires 178
Tableau 29 : Les paramètres statistiques variable réponses des gestionnaires 179
Tableau 30 : Analyse de la sensibilité du modèle aux variables décisions des gestionnaires 180
Tableau 31 : Matrice de corrélation pour les variables décisions des gestionnaires 180
Tableau 32 : Valeurs propres des variables réponse des gestionnaires 182
Tableau 33 : Poids factoriels des variables réponse des gestionnaires 182
Tableau 34 : Concentration de métaux en mg/kg. 188
Tableau 35 : Voies d'exposition pour les usagers (adulte et enfant) du site. 189
Tableau 36 : Évaluation des risques pour un « usage agricole » : Scénario « usage agricole » : Lors d'activité agricole. 192
Tableau 37 : Indices de risque cumulés pour les trois voies d'exposition 193
Tableau 38 : Estimation des concentrations dans les légumes 193
Tableau 39 : Dose Journalière d'Exposition / Évaluation des risques pour un « usage agricole » Scénario « usage agricole » : Ingestion de légumes 194
Tableau 40 : Indices de risque pour usage agricole – Ingestion de légumes 194
Tableau 41 : Estimation des concentrations dans les Vaches (mg/kg). 195
Tableau 42 : Dose Journalière d'Exposition / Évaluation des risques pour un Scénario Élevage 196
Tableau 43 : Indices de risque - élevage 197

RESUME

La région d'Annaba, située dans la partie Nord Orientale de l'Algérie, renferme dans son sous-sol des ressources en eau assez importantes qui représentent un grand intérêt pour l'alimentation des populations en eau, pour l'agriculture et l'industrie. Ce site subit aujourd'hui une pression anthropique progressive qui devient inquiétante. En effet, l'exploitation en continu de la nappe a entraîné une dégradation de la qualité des eaux et a influencé négativement l'équilibre hydrodynamique de l'aquifère. Elle a eu également pour conséquence l'apparition de biseaux salés menaçant même à brève échéance et l'exploitation de la nappe et le bon fonctionnement des zones humides.

Sur la base des résultats analytiques obtenus pour des séries d'échantillonnages, de périodicité plus au moins régulière, réalisés sur les principaux réseaux de mesure, nous avons tenté d'identifier les principaux facteurs qui influencent l'évolution de la qualité physico-chimique des eaux et de délimiter l'avancée du biseau salé.

Dans cette recherche, les modèles de simulation numérique se sont avérés comme des outils très performants pour comprendre le fonctionnement hydrodynamique des aquifères de la région d'Annaba, située au Nord Est de l'Algérie, en tenant compte des hétérogénéités des milieux. Ils ont permis également de mettre en évidence une vulnérabilité des aquifères dans les secteurs côtiers où l'on observe des débits entrants par la mer et des flux de concentration en chlorures assez importants. Les impacts négatifs sur les eaux souterraines et sur les écosystèmes peuvent devenir catastrophiques si aucune mesure n'est prise pour juguler le problème.

Les modèles basés sur les réseaux de neurones artificiels sont apparus comme un moyen très puissant pour élaborer des relations prévisionnelles entre les différents indicateurs de la gestion des ressources en eau dans la région.

Dans ce contexte de forte demande en eau, seule une démarche intégrée offre la possibilité de gérer ces ressources dans le respect du milieu naturel, des intérêts des citoyens et de ceux des acteurs économiques. Les recherches effectuées répondent à cette nécessité d'intégration, depuis la localisation et l'évaluation des ressources souterraines, jusqu'à la protection de leur qualité, mais tout en évaluant les éventuels effets néfastes. Dans cette recherche, un nouveau modèle de gestion intégrée de l'eau a été développé basé sur la relation de cause à effet abordant le cycle entier de l'eau. Des variables hydrologiques ont été développées et classées en cinq catégories qui sont d'ordre socio-économique, des contraintes de pollution, de qualité de l'eau, d'impact de l'activité humaine et de la gestion de l'espace urbain et agricole. Les variables pertinentes ont été caractérisées en utilisant les réseaux de neurones artificiels. Il a été démontré qu'une combinaison de mesures pratiques est nécessaire pour assurer la gestion durable de l'eau.

INTRODUCTION GENRALE

L'Algérie est confrontée à une crise écologique majeure qui menace la santé et la salubrité publique, la pérennité des écosystèmes fragiles, le développement durable du pays et la capacité des générations futures à disposer des ressources nécessaires à la satisfaction de leurs besoins socio-économiques.

Cette situation est décrite dans le Rapport national sur l'état et l'avenir de l'environnement -RNE 2000-. Le rapport expose les facteurs de vulnérabilité d'ordre physique et institutionnel et dresse l'état de l'environnement. La dégradation des sols, la rareté grandissante des ressources en eau, la perte de couverture forestière, l'appauvrissement de la diversité biologique ainsi que les changements à long terme dans le climat et leurs effets sur la pluviométrie sapent les efforts de réduction pérennes de la pauvreté et de croissance économique durable.

L'insuffisance de traitement des eaux usées, la prolifération des déchets urbains, la pollution atmosphérique et les différentes pollutions industrielles affectent de manière notable la santé des citoyens avec des conséquences néfastes sur les groupes à faible revenu, vivant dans les bidonvilles ou dans les zones peu attractives (proximité de décharges, zones de rejet d'eaux usées…).

Le bassin de la Seybouse qui abrite le système aquifère côtier de la plaine d'Annaba se situe au nord est algérien, souffre depuis plusieurs années de toutes ces dégradations et en particulier d'une pénurie d'eau qui devient un problème crucial pour la région. En effet, Dans la région d'Annaba, il apparaît que la ville s'est développée vers la partie est, autour du pôle industriel et au détriment des terres riches de la plaine littorale et d'une partie du cordon dunaire vers la côte. On estime à peu près à 3.130 hectares les terres prélevées sur le patrimoine foncier agricole.

Cette surface représente environ 60 % de la surface urbaine totale (estimée à 5.166 hectares).

Les grandes régions agricoles, et les bassins industriels autour des zones industrielles d'Annaba, regroupent une proportion importante de la population côtière. A celle-ci, il convient d'ajouter la pression démographique du fait de l'accroissement saisonnier de la population touristique. Le tourisme balnéaire, à dominante nationale, en est la principale cause.

En présence de toutes ces conditions, l'aquifère d'Annaba, avec son potentiel hydrique de grande importance, se voit non seulement, de plus en plus sollicité pour répondre aux besoins en eau de la population et des différents secteurs d'activité mais aussi subit une pression anthropique qui s'aggrave de jour en jour. Il en résulte une surexploitation des nappes d'eau souterraine qui a eu pour corollaire une baisse des niveaux des nappes avec l'apparition de nombreuses dépressions piézométriques et une dégradation de la qualité des eaux due entre autres à l'avancée des eaux marines.

Les potentialités de cet aquifère nécessitent, plus que jamais, des dispositifs qui doivent inscrire leur exploitation dans la durée. De ce fait, nous proposons une approche méthodologique basée sur l'analyse mono- et multidimensionnelle des informations recueillies. La confrontation de données d'origines variées permettra d'élaborer le schéma conceptuel du système aquifère et de procéder à la modélisation des écoulements souterrains et de transferts de polluants (notamment l'intrusion des eaux marines). Ces derniers constituent l'objectif principal de cette recherche qui s'articule autour de 5 thématiques :

- **Apport de la méthode électrique pour l'estimation des paramètres hydrodynamiques ;**
- **Simulation numérique des écoulements souterrains ;**
- **Détermination de la salinité des eaux et étude de l'intrusion marine vers un système aquifère surexploité ;**
- **Modélisation de l'intrusion marine ;**
- **Analyse multicritères et caractérisation du modèle de gestion intégré des ressources en eau dans la région d'Annaba**

1ère PARTIE
ETAT QUANTITATIF DE LA RESSOURCE

Chapitre I : CADRES GEOLOGIQUE, STRUCTURAL & GEOMETRIQUE

L'examen du cadre géologique permet de situer l'objet des recherches centrées sur les eaux souterraines. En effet pour élaborer le schéma conceptuel de la zone étudiée, il est indispensable de bien identifier la lithologie du complexe aquifère étudié et de cartographier les caractéristiques géométriques des différents horizons aquifères.

I.1- Introduction

Les aquifères d'Annaba et de Bouteldja occupent une superficie de près de 800 km^2 et occupent le nord-est de l'Algérie (Figure 1). La région est bordée au Nord par la mer Méditerranée, à l'Est par les massifs numidiques de Bouteldja, à l'Ouest par le massif de l'Edough, dominant Annaba, et par le lac Fetzara situé plus au Sud. Elle est limitée au Sud par le prolongement oriental de la chaîne numidique (Monts de la Cheffia et d'El-Kala). Elle constitue la basse plaine des oueds Ressoul, Seybouse, Bounamoussa et Kébir.

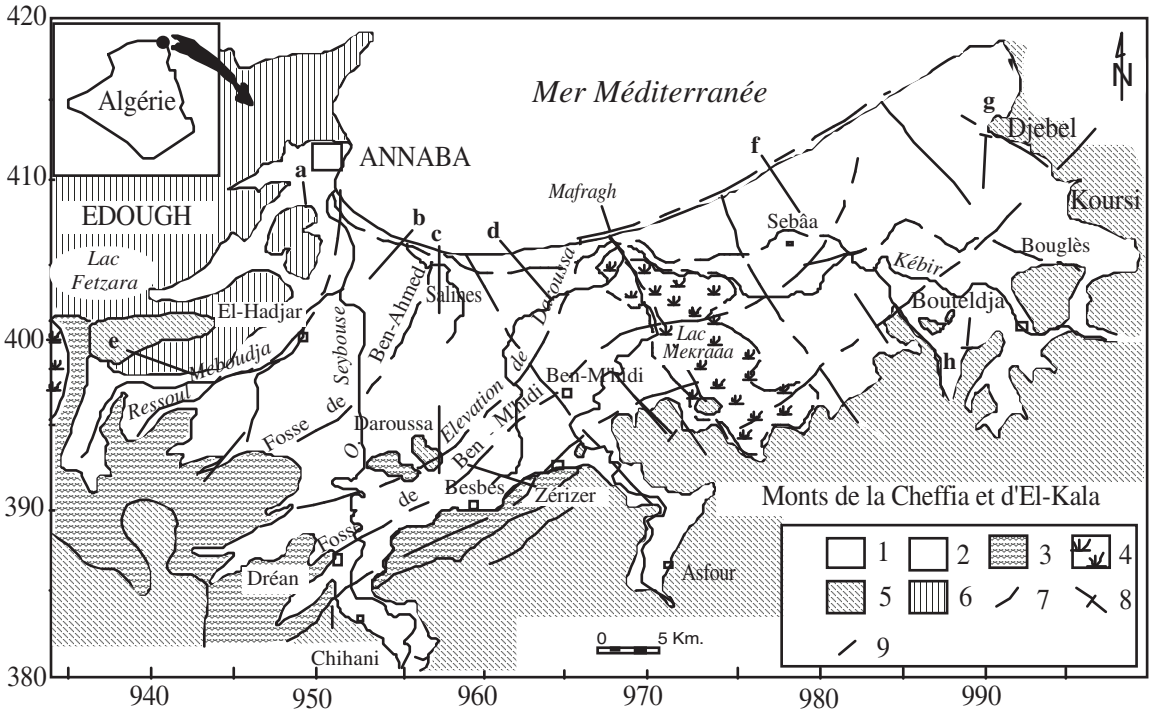


Figure 1 **:** Situation géographique et géologique des plaines de la région de Annaba-Bouteldja (d'après Strojexport, 1975, modifié).

Légende : 1 : Alluvions récentes et actuelles ; 2 : Dunes; 3 : Alluvions anciennes; 4 : Marécage ou lac ; 5 : Grés et argile numidiens ; 6 : Formations métamorphiques ; 7 : Faille ; 8 : Axe des fosses ; 9 : Tracé de coupe.

Les études réalisées dans la région (Joleaud, 1936 ; Hilly, 1962 ; Vila, 1980 ; Lahondère, 1987 ; Gleizes, 1988 ; Hammor, 1992) montrent l'existence de deux types de terrains ; métamorphique et sédimentaire (Figure 1). L'échelle stratigraphique de ces terrains se répartit du Paléozoïque au Quaternaire :

I.2.1- Le Paléozoïque

Il affleure à l'ouest dans les massifs de l'Edough, de Belilieta et de Boukhadra. Il est constitué essentiellement par des gneiss ceinturés par des micaschistes (Hilly, 1962 ; Caby, 1992 ; Ahmed-Said, 1993). On peut distinguer les trois séries superposées suivantes :

- La série inférieure, représentée par des gneiss riches en biotite et sillimanite d'une épaisseur moyenne de 70 m, cette formation constitue le cœur de l'anticlinal du massif de l'Edough ;
- La série intermédiaire, caractérisée par des schistes et des micaschistes riches en biotite, muscovite et du grenat et parfois avec des feldspaths souvent visibles à l'œil nu. Cette série contient des marbres qui s'intercalent dans les formations des micaschistes sous forme de skarns ;
- Série supérieure, constituée par un ensemble de gneiss oeillés, schistes satinés, micaschistes, grenats et amphibolites.

Les accidents tectoniques connus jusqu'à ce jour dans le massif de l'Edough permettent de déceler deux familles d'accidents :

- une première famille, dont l'orientation est NW-SE. La direction la plus fréquente de ces accidents varie de N 120° E à N 150°E.

- la seconde famille, qui semble être conjuguée à la première, est dirigée NE-SW.

I.2.2- Le Mésozoïque

Le Mésozoïque affleure également en dehors de la région d'étude, dans la partie sud, au niveau de la région de Guelma et de Bouchegouf, située à une quarantaine de km au sud du secteur étudié. Il est constitué par :

- le Trias, formé par une association de dolomies, calcaires dolomitiques et de gypse ;
- le Jurassique, représenté par des dolomies noires et des schistes calcaireux ;
- le Crétacé qui comporte des calcaires dolomitiques riches en foraminifères et des débris de rudistes.

Seul le Crétacé supérieur (Sénonien) est représenté dans la région, il occupe presque la totalité des monts de la Cheffia. Il est caractérisé par un faciès schisteux plus au moins argileux. Parfois il s'agit aussi d'un passage de calcaire avec alternance de marnes ou de microbrèches épais de 5 à 10

cm. Quelques forages de reconnaissance répartis dans la cuvette de la Cheffia et réalisés dans le cadre d'une étude géologique au droit de l'emplacement du barrage et de la galerie d'amenée ont recoupé ces faciès.

I.2.3- Le Cénozoïque

Il est représenté par :

- l'***Eocène inférieur*** représenté par une série transgressive formée par des calcaires massifs à faciès épinéritique ;
- l'***Oligocène*** qui comporte des niveaux d'argiles numidiennes rencontrées dans toute la partie Sud de la région d'étude (monts de la Cheffia), au Sud-Est de Bouteldja et dans les djebels Koursi, Bourdim et Oum El-Agareb. Ce faciès argileux, de couleur verdâtre, brunâtre ou bleu sombre, comprend parfois des intercalations de lentilles gréseuses pouvant aller d'un cm à 30 cm d'épaisseur. Localement, quartziteux et renfermant parfois de petits nodules de pyrite, l'ensemble des formations peut atteindre plus de 100m d'épaisseur. Ces argiles, formant la base de la série numidienne, ont été datées de l'Oligocène moyen à supérieur (Lahondère, 1987). Au-dessus de ces formations argileuses viennent se superposer les grès numidiens en position allochtone d'âge aquitanien (Rouvier in Ramdani, 1996), à grains hétérométriques allant du grain grossier au grain fin. Ces grès, épais de près de 150m, sont bien représentés au sud de la région d'étude, à l'Est dans le djebel Bourdim et au nord-est dans le djebel Koursi. Ils ceinturent les formations alluvionnaires et surtout dunaires.
- le ***Mio-Pliocène*** représenté par les faciès suivants :

✓*faciès fluviatil ;* bien développé dans la plaine d'Annaba, il est formé essentiellement de galet, de sable et d'argile le long des Oueds ;

✓*faciès marin (Plaisancien) ;* caractérisé par des marnes bleues avec des intercalations calcaires ;

✓*faciès continental :* est lié aux dépôts des fosses d'effondrement. En effet, la prospection par sismique réflexion a mis en évidence l'existence de deux fosses (SONATRACH, 1969 ; Strojexport, 1975) :

- la fosse de Ben-Ahmed, orientée S-N,
- la fosse de Ben-M'hidi, orientée SW-NE.

Ces deux fosses sont séparées par le haut fond de Daroussa (ou élévation de Daroussa), cet effondrement s'est produit au cours du Mio-Pliocène. Ces dépôts forment une série continentale argilo-sableuse avec des lits de conglomérats constituant le réservoir de la nappe captive des plaines de Annaba-Boutedja.

- le ***Quaternaire*** :

Les formations dunaires et alluvionnaires d'âge quaternaire constituent la roche réservoir du système aquifère de Annaba-Bouteldja. On y distingue :

- *Quaternaire ancien (hautes terrasses) :* correspond à la nappe superficielle dont le matériau est composé de sables, d'argiles, de graviers et de conglomérats de petite taille dominant cette formation.

- *Quaternaire récent :* correspond à la basse et à la moyenne terrasse.

✓ La moyenne terrasse est représentée par des terrasses alluvionnaires des oueds de 20m, correspond aussi à la terre cultivable (terre, argile, sable).

✓ Basse terrasse est formée par des alluvions du niveau des eaux actuelles des oueds. Ces terrasses sont plus limoneuses que sableuses et sont parsemées de marécages.

- *Quaternaire actuel :*

✓ Les alluvions sont représentées par des dépôts du lit actuel de l'Oued, généralement de matériaux variés, argiles, sables et des cailloux, résultant de l'érosion des formations traversées par l'Oued.

✓ Le cordon dunaire représenté par un massif constitué essentiellement de sable d'origine marine. Il affleure largement entre le village de Chatt et la ville d'El-Kala.

- Géologie et caractéristiques physico-chimiques des dunes :

A l'origine les massifs argilo-grèseux numidiens et gneissiques furent intensément érodés. Une grande quantité du matériel détritique fut charriée vers la mer puis dégradée en sable. Les éléments furent ensuite déplacés essentiellement par les vents vers l'intérieur et se répartissent uniformément dans les dépressions formant ainsi un matelas dunaire. Les niveaux d'argile en feuillets provenant directement du massif numidien, s'intercalent dans les niveaux sableux.

A l'état pur, le sable renferme 80 à 90% de silice provenant de la lapidation des grès numidiens et des formations métamorphiques. C'est ce qui se dégage de la carte géologique et structurale établie par Vila (1980) qui montre un lambeau du socle de l'Edough au Nord de Bouteldja. Le sable est donc siliceux, fin et le plus souvent mélangé avec des minéraux tels que le quartz irrégulièrement consolidé par du $CaCO_3$ jaune ou rougeâtre, de tourmaline et de magnétite. Le sable renferme une proportion plus au moins forte d'argile. Il devient très argileux au pied de la chaîne numidienne. La présence de feroxyde donne au sable sa coloration rouge, brune ou jaune (source de Bouglès).

Les travaux réalisés dans la région (Khérici, 1985 ; Ramdani, 1996) permettent de distinguer :

- Des sables blancs ou jaune clair généralement perméables, situés au centre du massif dunaire.
- Des sables plus perméables que les précédents.

- Des sables dont les grains sont enrobés d'une fine pellicule d'argile et de ce fait moins perméables que les bancs localisés surtout en bordure des reliefs gréseux.
- Des sables rouges, localisés à l'ouest et au sud-ouest, plus perméables que les précédents.
- Des vases sablo-limoneuses déposées au fond des marigots "nechaas" de couleur noire en relation avec la décomposition des végétaux.

Les analyses granulométriques effectuées dans le massif dunaire montrent une granulométrie fine à moyenne dont 75 à 85% de grains ont un diamètre de 0.15 à 0.5 mm. Les essais de perméabilité effectués par Soletanche (in Ramdani, 1996) dans la région de Bouglès sur le sondage BG1 et BG25 montrent que les sables rouges à fraction argileuse sont caractérisés par une perméabilité de 10^{-6} m/s. Par contre les sables jaunes foncé ont une perméabilité de l'ordre de 10^{-4} m/s et constituent donc un très bon réservoir aquifère.

I.3- Cadre structural

La Plaine d'Annaba-Bouteldja, aux reliefs très peu marqués comporte des limites naturelles (fig. 1) i) avec la Mer Méditerranée, au Nord, ii) les reliefs du Massif de l'Edough, à l'Ouest, aux formations cristallophylliennes paléozoïques, iii) des Monts de la Cheffia et d'El-Kala, au Sud, plus orientaux dont les unités numidiennes, allochtones, d'argile et de grès recouvrent le socle. Dans la Plaine, ces ensembles sont masqués par des dépôts récents, comblement de deux bassins sédimentaires principaux, identifiées par les méthodes de prospection géophysique (Sonatrach, 1966 ; Strojexport, 1975) avec un graben NS, la fosse Ben-Ahmed, sous la plaine de la Seybouse, et un graben SSW-NNE à WSW-ENE, la fosse Ben-M'hidi, sous celle de l'oued Kébir et le massif dunaire oriental (**Figure 2**). Ces deux fosses sont limitées par des failles à très forts pendages (60 à 80°) et séparées par un horst, subméridien, représenté par l'élévation de Daroussa à laquelle appartient, dans la partie méridionale, la Butte de Daroussa.

Le remplissage très hétérogène des deux fosses (Joleaud, 1936 ; Gaud, 1976 ; Vila, 1980), avec des alternances d'argile, de sable et de graviers, est marqué par de brutales variations de faciès dans l'espace et dans le temps.

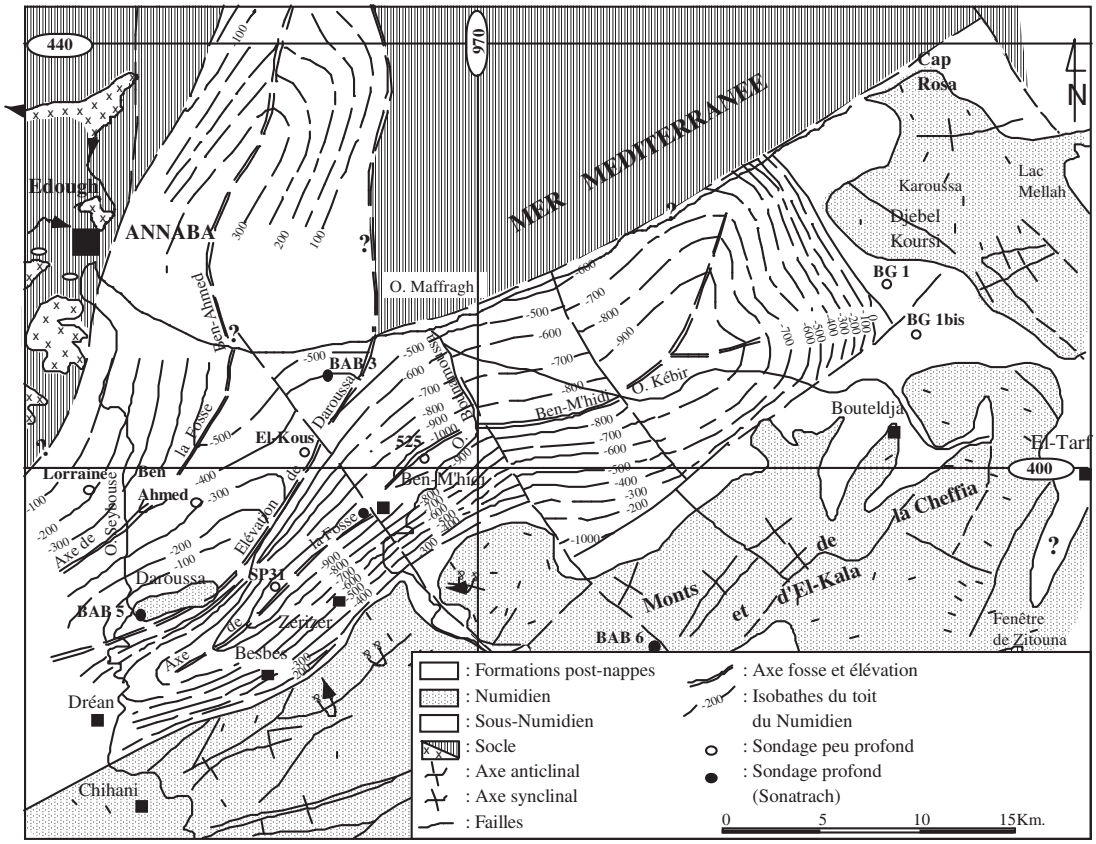


Figure 2 : Esquisse structurale des plaines de Annaba-Bouteldja
(Sonatrach, 1969, modifiée).

Dans la fosse de Ben-Ahmed, le sondage BAD 3 foré par la Sonatrach a fourni les informations lithostratigraphiques suivantes (Figure 3)

.

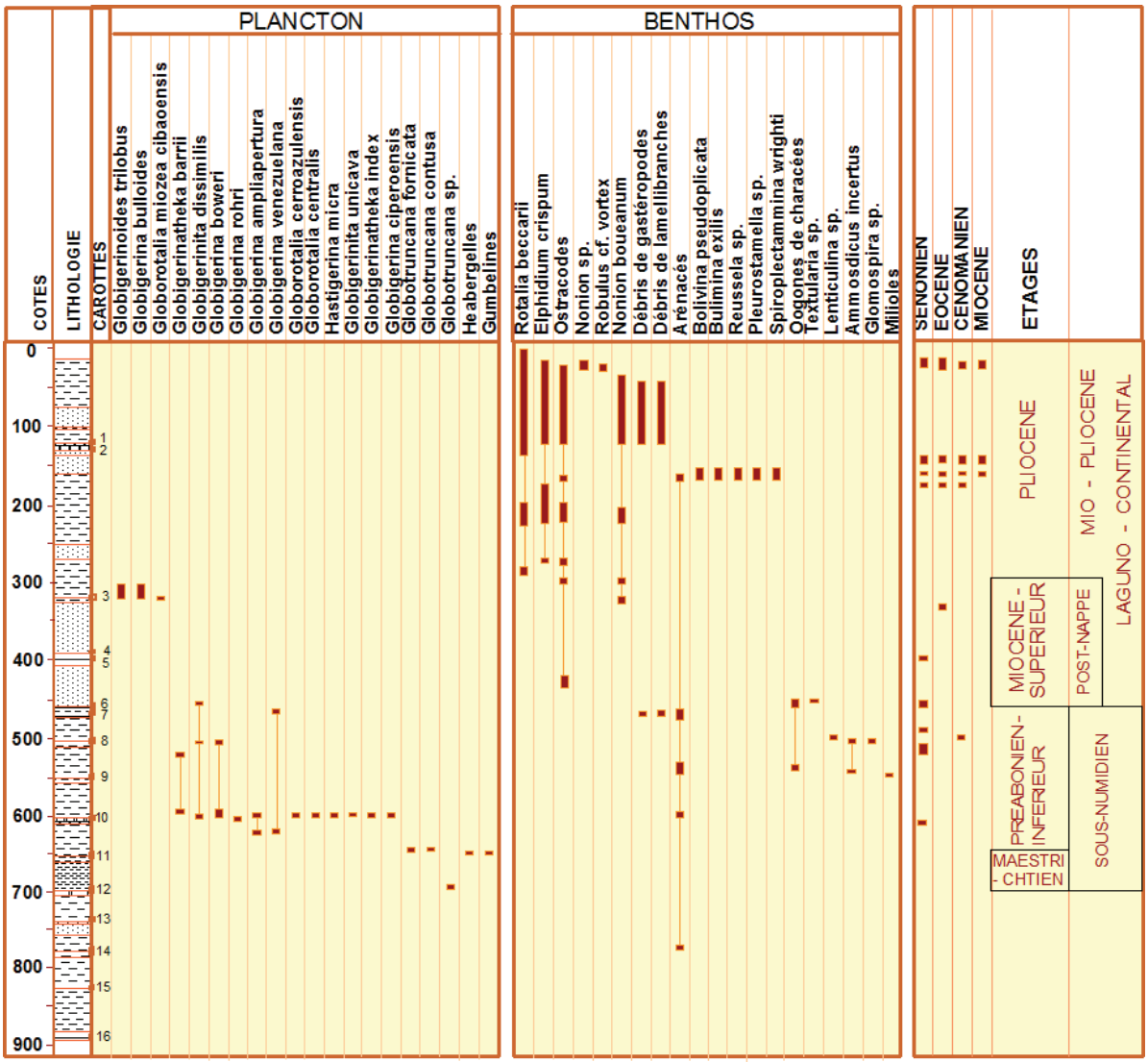


Figure 3 : Log micropaléontologique du sondage BAD 3 (Sonatrach, 1969)

- le Quaternaire d'une épaisseur de 32 m est composé d'une alternance de sables gris jaunâtre très fins à grossiers et d'argiles plastiques fines à jaunâtres, très sableuses.
- Le Pliocène d'une épaisseur de 278 m, est constitué d'alternances de sable fin à grossier, d'argile gris brun ou jaunâtre sableuse, de grès calcaire ou sableux fin à moyen et de calcaires blancs finement gréseux ou argileux. Le Pliocène est essentiellement laguno-continental. Il faut cependant noter le passage à un faciès néritique entre les côtes 155 et 170 m.
- Le Miocène d'une épaisseur totale de 165 m est composé d'argiles brun jaunâtre, argiles calcaires grises, argiles plastiques brunes, sables grossiers à micrograviers, marnes bariolées rouges, brunes ou grises. Dans l'ensemble de la série, il existe plusieurs intercalations de calcaires blancs caverneux et de grès fins siliceux. Comme le Pliocène, le

Miocène montre un faciès laguno-continental avec un passage plus marin dans l'intervalle 305-329 m.

Dans la fosse de Ben-M'hidi, le sondage P31, a recoupé les formations suivantes (Durozoy, 1961) :

- Quaternaire de 0 à 85 m, constitué d'alluvions argilo-graveleuses. Les niveaux sableux (entre 45 et 60 m) et graveleux (à 80 m) sont aquifères.
- Pliocène argileux de 85 à 680 m. Il s'agit d'une série monotone de marnes et argiles de grises ou brunes à gypse et anhydrite abondant. Jusqu'à 250 m il existe de courts passages d'éléments détritiques fins qui disparaissent ensuite pour faire place à des marnes. A partir de 550 m, les éléments détritiques réapparaissent, constitués de quartz roux provenant des grès numidiens, d'hématite, calcaire et pyrite rare. Toutes les microfaunes recueillies sont remaniées du Crétacé supérieur ou du Miocène. A 528 m, la faune appartient au Miocène moyen supérieur.
- Pliocène ou Miocène supérieur détritique. A partir de 680 m, les éléments détritiques moins fins apparaissent en lits dispersés dans les marnes devenues violettes. Ils sont de plus en plus abondants en dessous de 455 m. Le sondage a alors pénétré dans un véritable conglomérat à ciment argileux rougeâtre.

Schématiquement (**Figure 4**), nous pouvons distinguer quatre faciès principaux avec, à la base, une couche de marnes miocènes de plus de 150 m d'épaisseur surmontée par 60 à plus de 100 m d'argiles détritiques plio-quaternaires, puis par des lentilles de graviers et de galets
séparées par de fines couches d'argiles. Ces dernières sont elles-mêmes recouvertes par des argiles sableuses (0 à 70 m). Dans le secteur NE de la région, une épaisse couche de sable dunaire se superpose aux formations antérieures.

L'ensemble de ce dispositif est affecté par deux familles de failles à forts pendages, de directions respectives NE-SW et NW-SE qui apparaissent tardives vis-à-vis des sous-bassins constitués et de leurs remplissages.

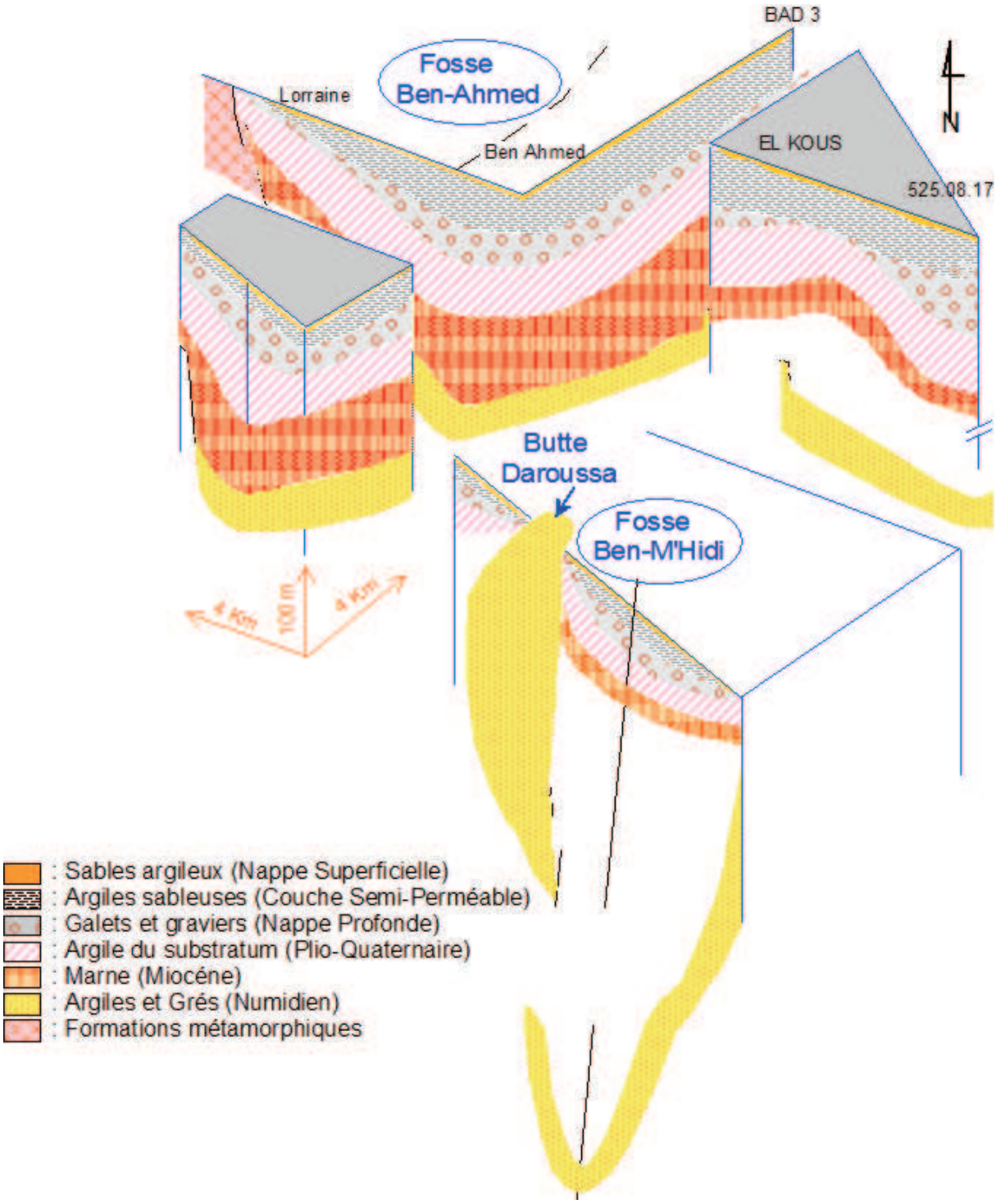


Figure 4 : Bloc diagramme au travers de la plaine de Annaba (Hani, 2003, modifié).

Ainsi, la structure établie, nous pouvons identifier plusieurs horizons aquifères. Nous décrivons ci-dessous les différentes formations aquifères et nous tenterons d'appréhender la géométrie des principales nappes exploitées par de nombreux ouvrages de captage.

I.4.1-Les matériaux aquifères et leur comportement hydrogéologique

Les formations du système aquifère sont constituées de sédiments mio-pliocènes et quaternaires des deux fosses décrites précédemment. Le remplissage de ces fosses s'est effectué de manière hétérogène, formant une alternance d'argile sableuse, de sable, de graviers et de travertins, où l'on distingue 7 réservoirs d'importance inégale (Gaud, 1996) (Figure 5):

■ *la nappe des formations superficielles.* Cette nappe est contenue dans des formations sablo-argileuses incluant des lentilles de sables. Des argiles grises compacte en constituent le substratum. Ces lentilles sont plus fréquentes à proximité de l'oued Seybouse, et à la périphérie des affleurements des grès numidiens. La nappe phréatique est globalement libre, sauf en quelques points où elle est captive sous des niveaux d'argiles. L'épaisseur de cette nappe varie de 0 à 18 m.

■ La *nappe des graviers.* Elle couvre l'ensemble de la zone d'étude et présente de bonnes qualités hydrauliques.

■ La *nappe des sables du massif dunaire de Bouteldja.* Au nord-est, la nappe libre du massif dunaire est contenue dans les sables éoliens reposant sur le remplissage mio-pliocène de la fosse de Ben-M'hidi.

■ La *nappe des alluvions de la haute terrasse.* Elle s'étend le long des massifs numidiens à l'Ouest et au Sud de la plaine de Annaba. Ces alluvions graveleuses et caillouteuses à matrice argileuse ont des possibilités aquifères très limitées.

■ La *nappe des cipolins.* Elle se situe dans les massifs de bordure du Belilieta et de Boukhadra (proche du massif de l'Edough). Elle est contenue dans des lentilles de cipolins, fissurés, existant au sein des gneiss et micaschistes du monoclinal métamorphique du Boukhadra. Ces calcaires sont en contact avec les alluvions de la plaine. Leur superficie est inférieure à 100ha.

■ La *nappe des travertins.* Elle est mal délimitée. Elle a été localisée dans le secteur compris entre Fardaous, la butte de Daroussa, Chbaïta et la ferme Hallalal Aissa,

■ La *nappe libre du cordon dunaire.* Elle est contenue dans les dunes le long de la Méditerranée, à l'Ouest de la Mafragh. Elle présente l'intérêt de protéger la nappe phréatique des venues d'eau salées .

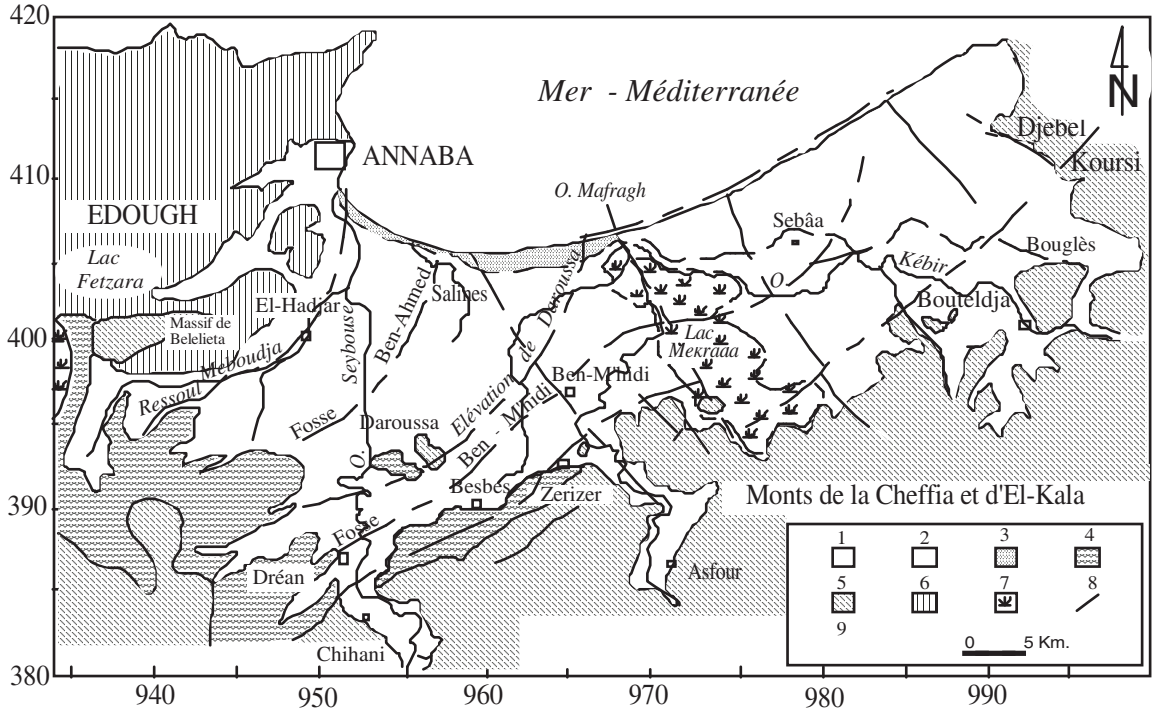
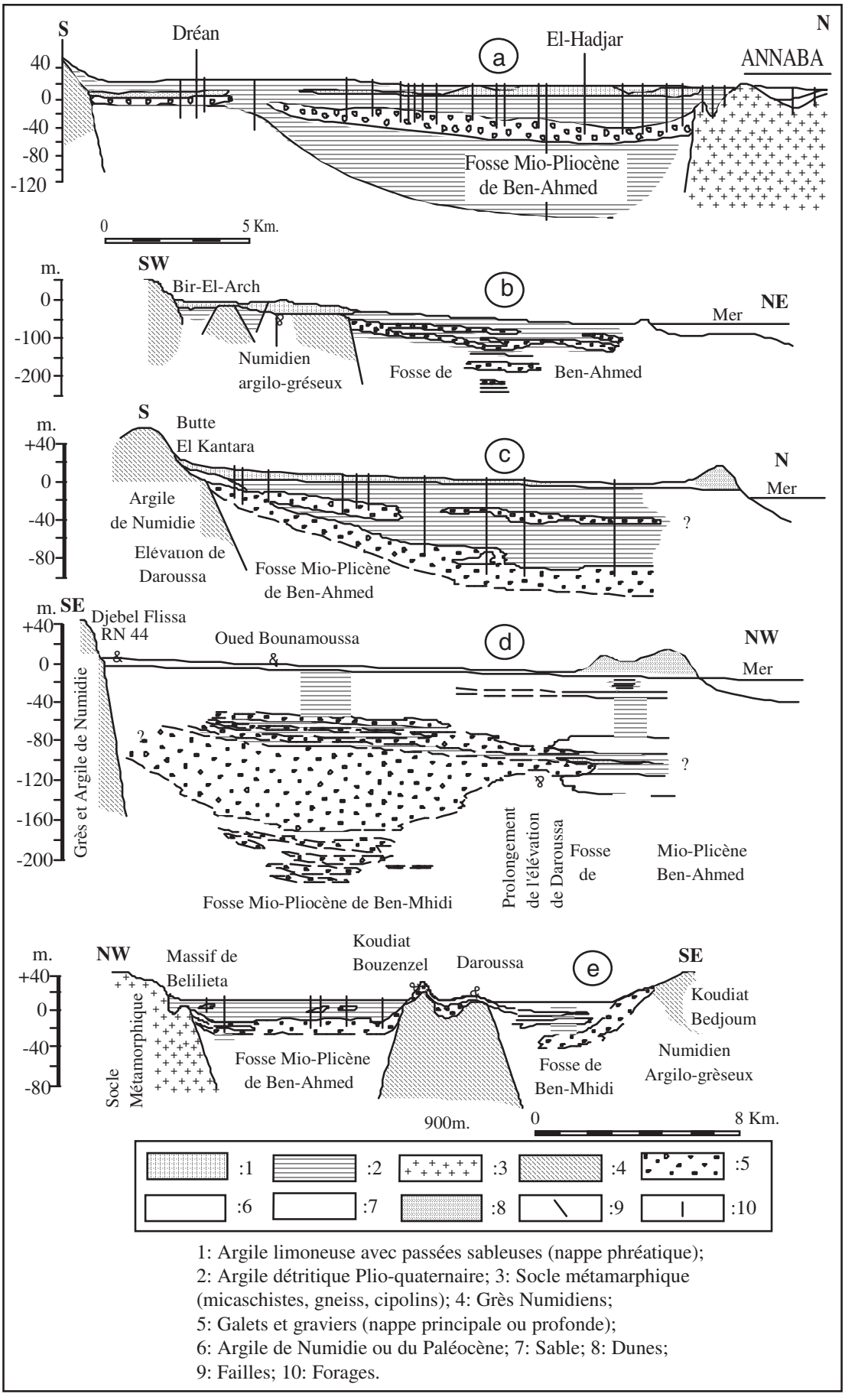


Figure 5 : Extension des différents aquifères dans les plaines de Annaba-Bouteldja (d'après Gaud, 1976).

1 : Nappe des formations superficielles ; 2 : Nappe des sables du massif dunaire de Bouteldja ; 3 : Nappe des sables du cordon dunaire ; 4 : Nappe des alluvions de haut niveau ; 5 : Grès et argiles du Numidien ; 6 : Formations métamorphiques (nappe des cipolins) ; 7 : Marécages ; 8 : Failles ; 9 : Fosses.

I.4.2 - Caractéristiques géométriques du système aquifère

L'hétérogénéité des dépôts a permis de définir un système aquifère constitué par une nappe superficielle qui s'étend sur l'ensemble de la zone d'étude, excepté sur sa bordure nord constituée par les sables du cordon dunaire, à l'Ouest de l'oued Mafragh, et du massif dunaire de Bouteldja à l'Est. Ce dernier constitue un réservoir aquifère dont les ressources en eau souterraine à l'alimentation des populations des wilayas de Annaba et El-Tarf. Sous cet ensemble les forages ont rencontré sous une couche argilo-sableuse semi-perméable des niveaux de graviers s'étendant sur toute la superficie du système. L'analyse de près de 500 coupes lithologiques de forage a permis d'identifier la structure profonde des principaux aquifères et de déterminer leur extension latérale et verticale. Nous décrivons à partir des coupes reportées sur la figure 1 l'ensemble de ces horizons aquifères successivement de l'Ouest vers l'Est.



1: Argile limoneuse avec passées sableuses (nappe phréatique);
2: Argile détritique Plio-quaternaire; 3: Socle métamarphique (micaschistes, gneiss, cipolins); 4: Grès Numidiens;
5: Galets et graviers (nappe principale ou profonde);
6: Argile de Numidie ou du Paléocène; 7: Sable; 8: Dunes;
9: Failles; 10: Forages.

Figure 6 : Coupes au travers de la plaine d'Annaba (ANRH, 1976, modifiées).

I.4.2.1- La nappe des sables fins superficiels (ou nappe superficielle)

Cette nappe est contenue dans des formations sablo-argileuses incluant des lentilles de sables. Des argiles grises compactes en constituent le substratum. La répartition des lentilles sableuses est très irrégulière est discontinue (Figure 6a à c). Ces lentilles sont néanmoins plus fréquentes à proximité de l'oued Seybouse, et à la périphérie des affleurements des grès numidiens. La nappe phréatique est globalement libre, sauf en quelques points où elle est captive sous des niveaux d'argiles. L'épaisseur de cette nappe peut atteindre 18 m (Figure 7).

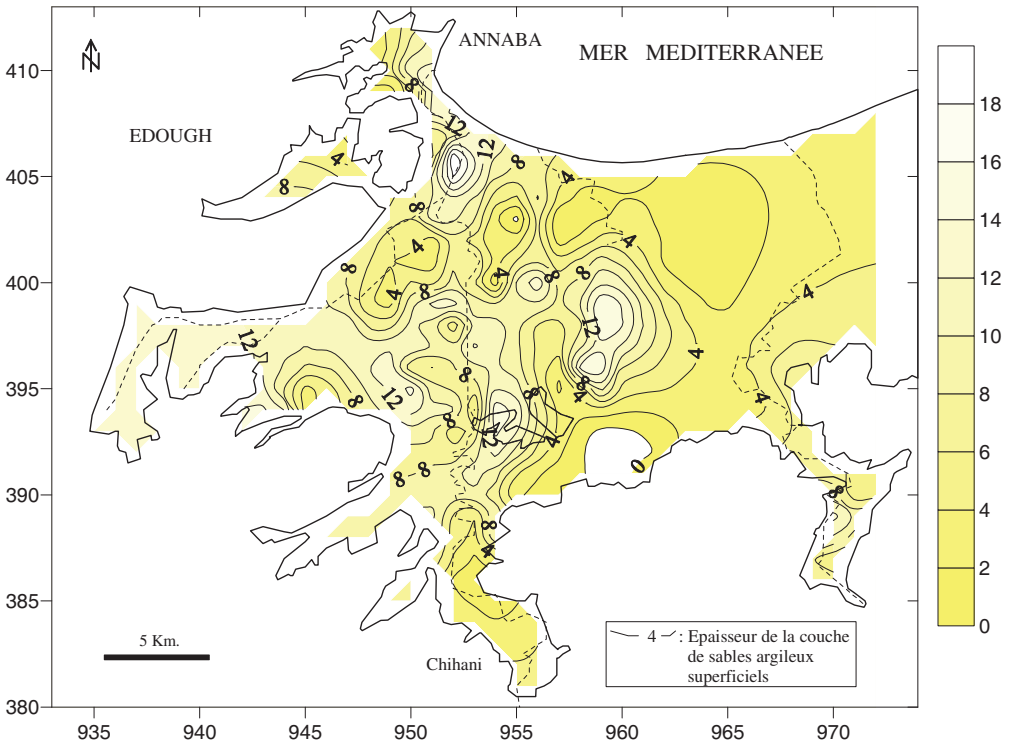


Figure 7 : Carte des isopaches de la nappe phréatique**.**

I.4.2.2-La nappe des graviers (ou nappe profonde) :

Les coupes de forage et les diagraphies montrent l'existence de plusieurs phases sédimentaires marquées par une alternance de couches grossières de graviers et galets et de couches argilo-sableuses. Cet empilement plus au moins régulier est lié au remplissage hétérogène des fosses de Ben Ahmed et de Ben M'hidi (Figure 6a à e). Les isolignes des côtes du toit (Figure 8) et du mur (Figure 9) révèlent un affleurement des niveaux graveleux au Sud de Dréan et de Asfour. Ces niveaux se trouvent en effet à une profondeur de 8 à 14 m et plongent vers le Nord pour atteindre la cote de 100 m environ en bordure de mer (la minéralisation des eaux de cette partie de l'aquifère fait penser que cette subsidence se poursuit vers la mer). L'épaisseur des graviers et galets est très variable, elle passe en effet de

quelques mètres en bordure ouest du système, à près de 25 m selon l'axe de la fosse de Ben-Ahmed, orientée Sud-Nord, puis elle diminue à moins de 10 m sur l'élévation de Daroussa (Figure 10). Elle croît de nouveau à 80 voir 90 m selon l'axe de la fosse de Ben-M'Hidi d'orientation sud-ouest – nord-est. Entre la butte de Boukhadra et El-Khous, un autre niveau à éléments grossiers, de près de 8 m d'épaisseur, a été localisé à une profondeur de 35 à 40 m. En bordure des massifs numidiens de Bouteldja, l'épaisseur des graviers atteint près de 20 m (Djabri *et al.*, 2000).

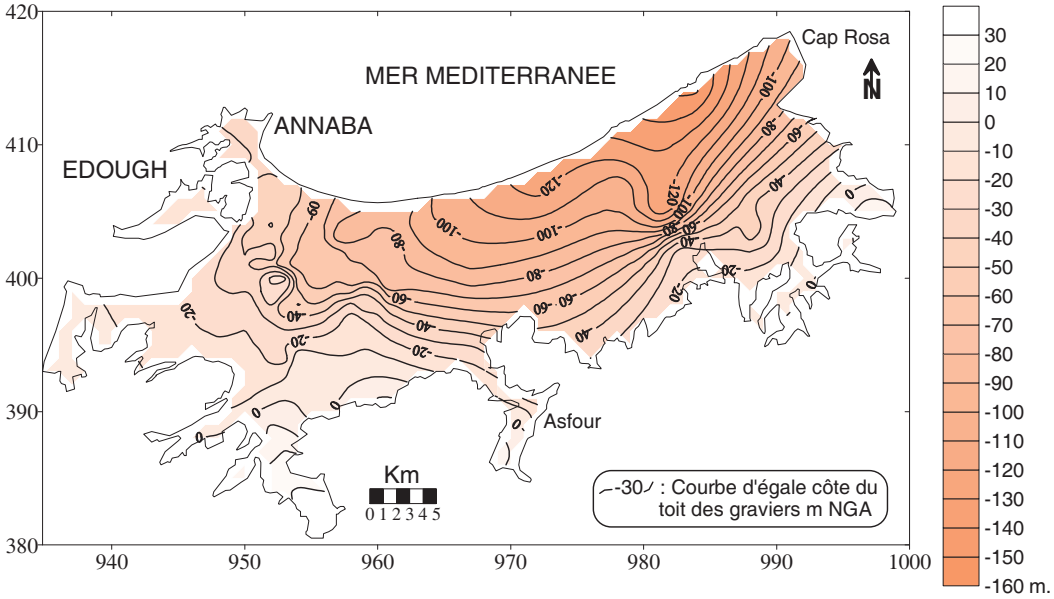


Figure 8 : Carte des isobathes du toit de la nappe des graviers.

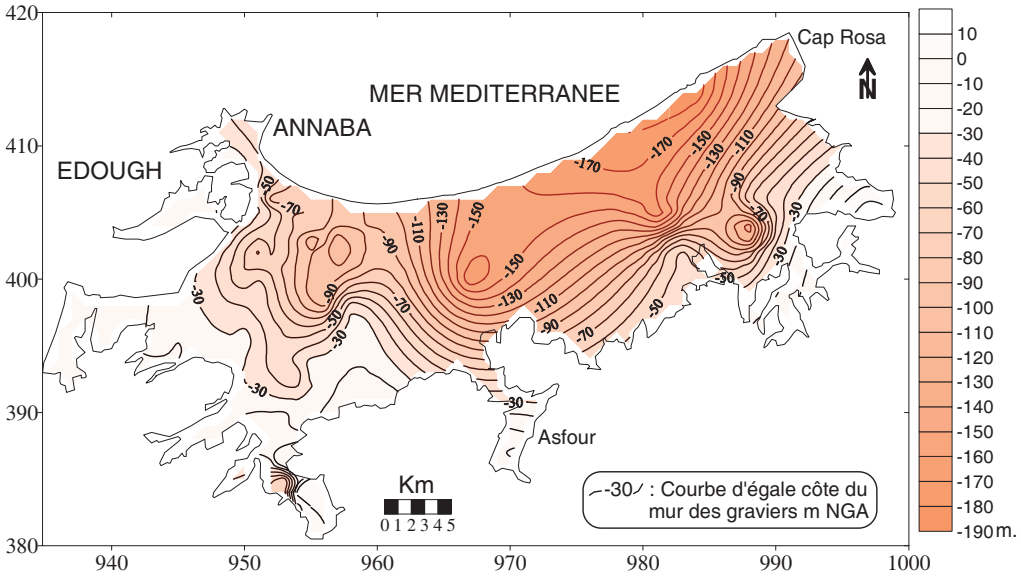


Figure 9 : Carte des isobathes du substratum de la couche de graviers.

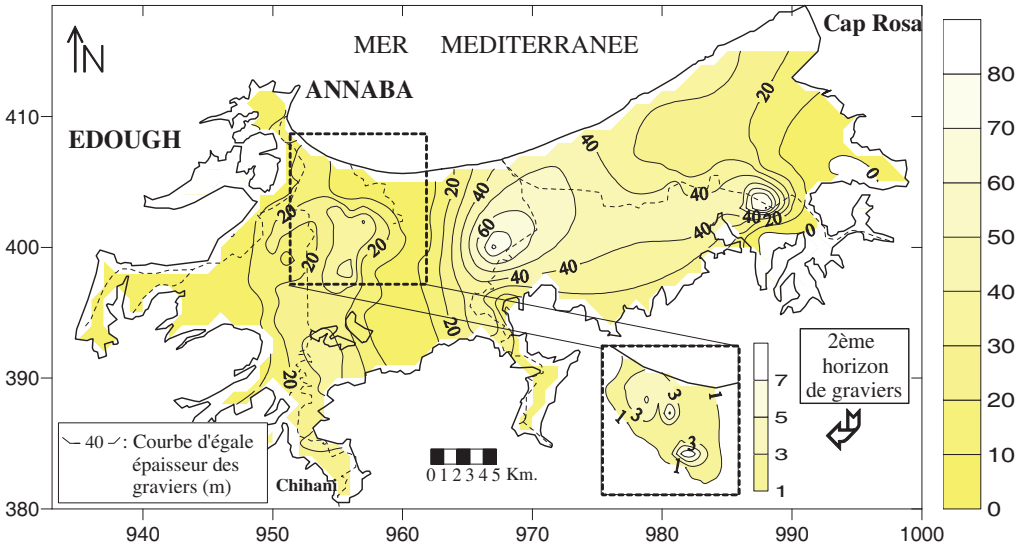


Figure 10 : Carte des isopaches des couches de graviers et galets.

Ces deux nappes sont généralement séparées par un horizon semi-perméable constitué d'argile sableuse, de silt, d'argile et de lit sableux. L'épaisseur de cette couche est variable ; elle passe de 0 m sur les bordures Sud et ouest à plus de 75 m dans la partie côtière de l'aquifère (Figure 11).

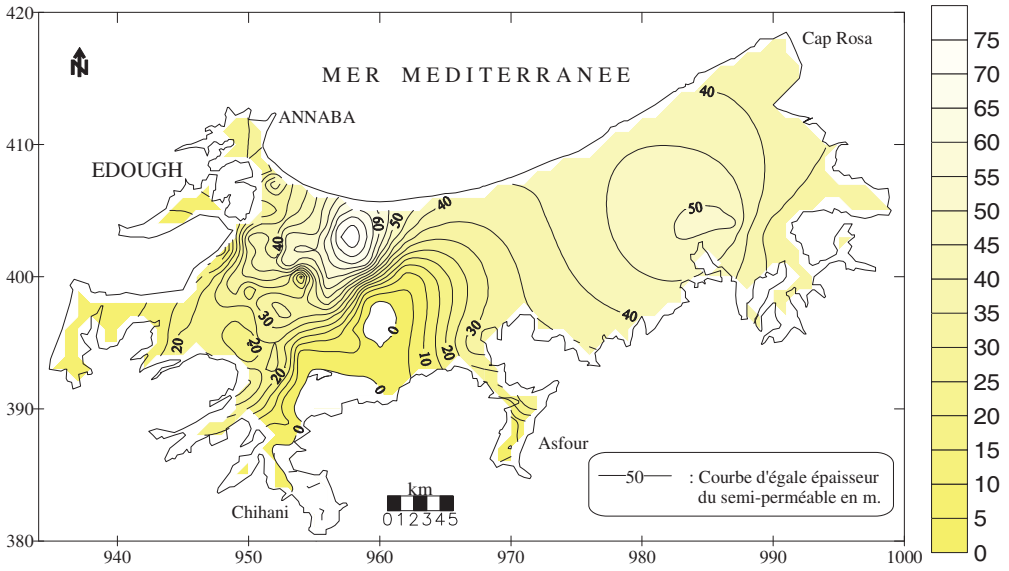


Figure 11 : Carte des isopaches du niveau semi-perméable**.**

Cette couche joue un rôle important dans le transfert hydraulique entre la nappe superficielle et les couches profondes. Elle joue également un rôle essentiel dans le transfert de la pollution de surface vers les nappes (Nafâa, 1985 ; Khérici, 1985 ; Khérici, 1993 ; Debièche, 2002 ; Hani, 2003).

I.4.2.3 - La nappe des sables dunaires de Bouteldja

Au nord-est, la nappe libre du massif dunaire est contenue dans les sables éoliens épais de 20m à l'Est et de 120m à l'Ouest (Figure 12). La partie orientale du massif est caractérisée par une augmentation progressive des épaisseurs, suivant une première direction Est-Ouest de l'oued Bourdim (20 m) à l'oued Bouglès (75 m), puis une seconde direction NE-SW du djebel Koursi (70 m) vers Nécha Righia (150 m). La zone centrale englobant la Garaet El Groubzi et El Gouréate présente une épaisseur relativement constante, évaluée à quelques 150 m. Dans toute la partie orientale du massif, la carte montre des épaississements très importants des alluvions notamment à l'aplomb des thalwegs reconnus par la prospection géophysique (Toubal, 1998 ; Khérici, 1985 ; Ramdani, 1996) (Figure 13).

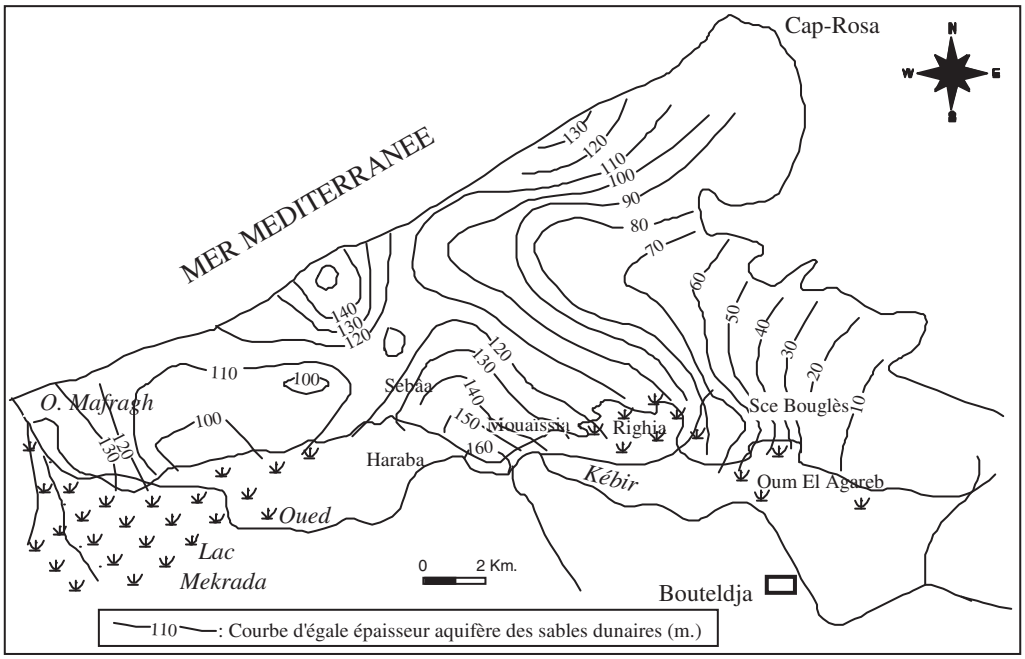


Figure 12 : Carte des isopaches des sables dunaires**.**

Localement, la nappe peut être mise sous pression à la faveur de niveaux argileux imperméables. A l'Ouest, ces formations reposent sur le remplissage mio-pliocène de la fosse de Ben-M'hidi, alors qu'au Sud elle passe latéralement aux graviers de l'aquifère principal des graviers (Figure 14f-g).

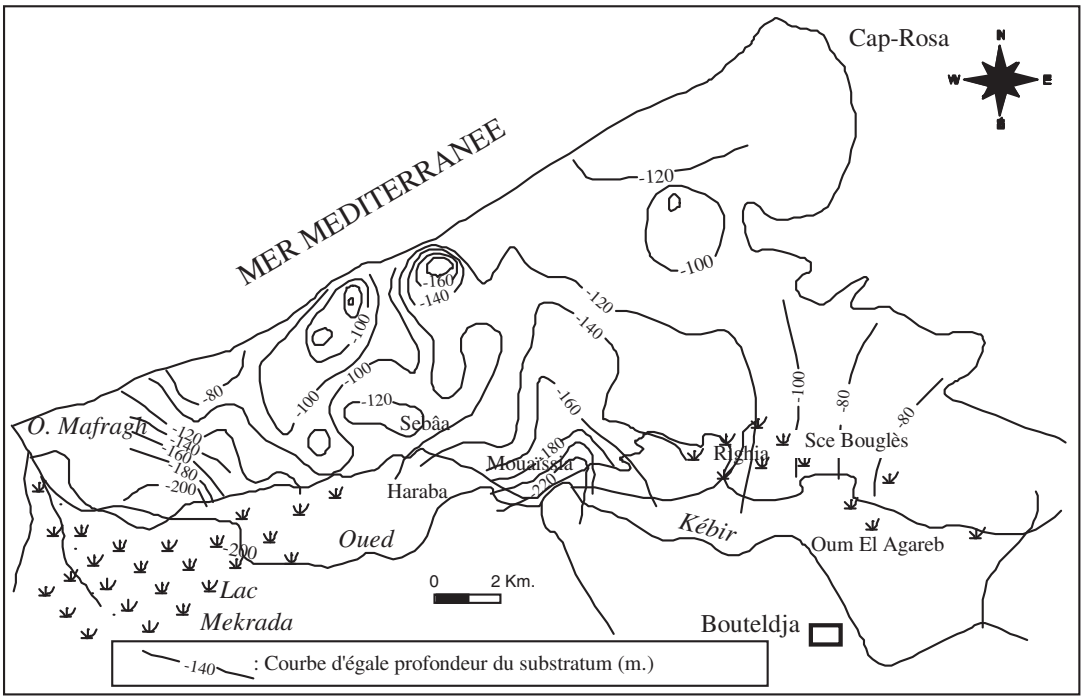


Figure 13 : Carte des courbes d'égale profondeur du substratum de la nappe dunaire de Bouteldja d'après la prospection géophysique (d'après données Strojexport, 1975).

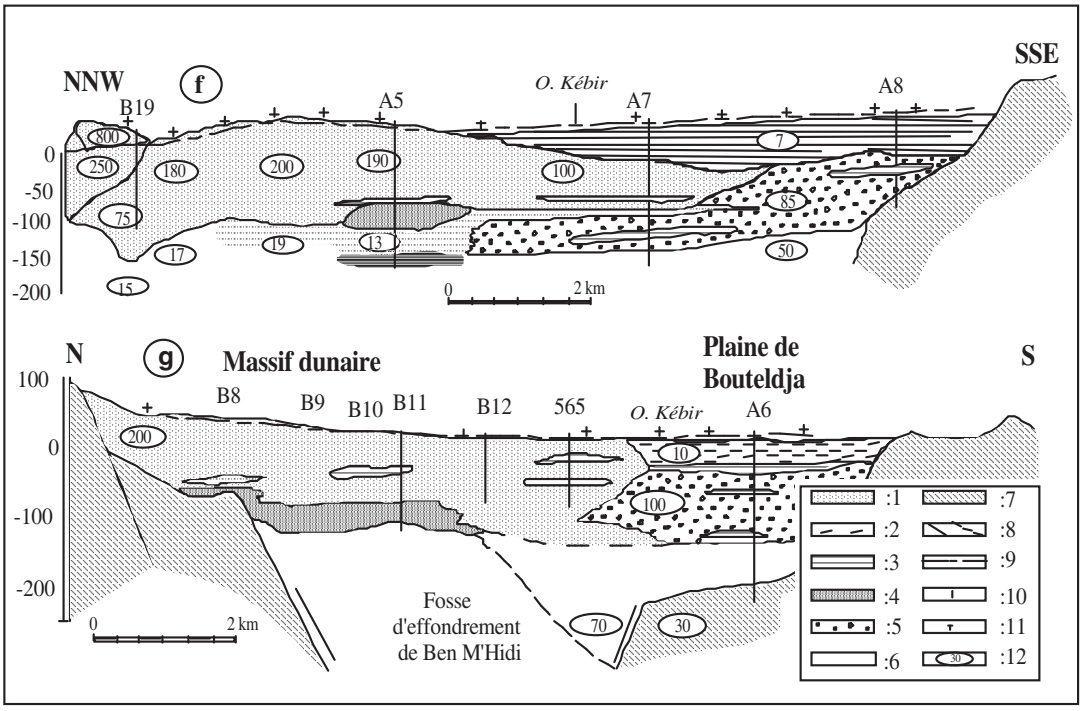


Figure 14 : Coupe au travers de la plaine et du massif dunaire de Bouteldja (ANRH, 1976, modifiées)

1 : Sables dunaires ; 2 : Argiles grises (couverture de la nappe des graviers) ; 3 : Sable très argileux ; 4 : Lentille argileuse ; 5 : Graviers et galets ; 6 : Argiles grises (substratum de la nappe des graviers) ; 7 : Numidien argilo-gréseux ; 8 : Faille et faille présumée ; 9 : Niveau piézométrique ; 10 : Forage ; 11 : Sondage électrique ; 12 : Résistivité (Ohm.m).

I.5- Conclusion

Les plaines de Annaba-Bouteldja sont constituées par des sédiments mio-plio-quaternaires comblant une zone d'effondrement. Les travaux réalisés dans la région ont montré qu'il existait deux fosses séparées par un haut-fond qui porte la butte de Daroussa :

- la fosse Ben-Ahmed , orientée S-N,
- la fosse Ben-M'hidi , orientée SW-NE.

Le remplissage de ces fosses comporte plusieurs horizons aquifères lenticulaires à continus sur toute l'étendue des plaines de Annaba et de Bouteldja. Ces formations sont très variées tant par la dimension des grains que par la géométrie des couches conférant aux matériaux des propriétés hydrauliques différentes dans l'espace. Dans ce remplissage hétérogène on distingue 3 principales nappes; la nappe superficielle contenue dans les argiles sableuses, la nappe des graviers et la nappe des sables du massif dunaire de Bouteldja qui constitue la bordure Est du système. Ces trois nappes sont largement exploitées par de nombreux ouvrages de captage destinés à l'alimentation des populations et pour répondre aux besoins de l'industrie et de l'agriculture. Cependant, l'évaluation des transferts hydrauliques à l'intérieur de ces bassins, à partir de la mesure ou de l'estimation des débits qu'ils soient entrants ou sortants, reste difficile à cerner. Pour ce faire, nous tenterons dans le chapitre II d'évaluer les principaux termes du bilan et d'appréhender l'hétérogénéité de la répartition spatiale et temporelle de la recharge des nappes.

Références

Ahmed-Said, Y., 1993.- The Edough leptynites, Annaba, NE Algeria, are they good indicators to the origin of the biotite gneisses. Bulletin du Service Géologique de l'Algérie, volume 4, n°2 pp. 99-107.

Caby, R., Hammor, D., 1992.- Le massif cristallin de l'Edough (Algérie) : un "Metamorphic Core complex" d'âge miocène dans les Maghrébides.Comptes rendus de l'Académie des sciences. Série 2. Mécanique, physique, chimie, sciences de l'univers, sciences de la terre, 314 (08) 829-835.

Debièche, T.H., Mania, J., Mudry, J., 2001.- Pollution d'une nappe alluviale par le chrome et l'étain à partir d'un stockage de résidus métallurgiques: Application à la basse plaine de la Seybouse, nord-est algérien. Africa Géosciences Review, Vol. 8, n° 4, pp. 425-435.

Djabri, L., Hani, A., Mania, J., Mudry, J., 2000.- Conséquences des pratiques agricoles sur la qualité des eaux du bassin de la Seybouse (Est algérien). Actes du colloque ESRA'2000, Poitiers, S3, pp.39-42.

Gaud, B., 1976.- Etude hydrogéologique du système de Annaba-Bouteldja. Synthèse des connaissances et recherche des conditions de modélisation. Rapport A.N.R.H.(inédit), Annaba, 2 vol. 230p. 10 planches.

Gleizes, G., Bouloton, J., Bossière, G., Collomb, P., 1988.- Données lithologiques et pétro-structurales nouvelles sur le massif cristallophyllien de l'Edough (Est-Algérien). C. R. Acad. Sci. Paris, t. 306, Série II, p. 1001-1008, 1988.

Hammor, D., 1992.- Du Panafricain au Miocène : 600 millions d'années d'évolution polycyclique dans le massif de l'Edough (Algérie Nord Orientale). Retracés par la pétrologie, la tectonique et la géochronologie (U/Pb, Rb/Sr, Sm/Nd et 39Ar/40Ar). Thèse de l'USTLanguedoc, Univ. de Montpellier II, pp. 205.

Hani A., 2003.- Analyse méthodologique de la structure et des processus anthropiques : application aux ressources en eau d'un bassin côtier méditerranéen. Thèse de Doct. d'Etat Univ. Badji Mokhtar Annaba. 214 p.

Hani, A. Djabri, L., Lallahem, S., Mania, J., 2003.- Identification des axes d'écoulement souterrains dans les systèmes aquifères du bassin de Tindouf et des plaines de Annaba-Bouteldja. IAHS Publ. No 278, 2003.

Hilly, J., 1962.- Etude géologique du massif de l'Edough et du Cap de Fer (Est constantinois). Bull. n°19 carte géologique Algérie, Alger, 339p.

Joleaud L., 1936.- Etude géologique de la région de Bône et de la Calle. Bull . Serv. Carte Géol. de l'Algérie. 2e série, 12, 200p.

Kherici, N., 1985.- Aquifère sableux de bords de mer. Hydrodynamique et hydrochimie. Exemple de la nappe de Bouteldja (Nord Est algérien). Thèse de Docteur 3ème cycle USTL, Montpellier. 202p.

Kherici, N., 1993.- Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines d'un système de nappes superposées en milieu industriel et agricole (Annaba la Mafragh-nord-est algérien). Th. Doct. Es-Sciences, Univ. Annaba. 170p.

Lahondère, J.C., 1987.- Les séries ultra-telliennes d'Algérie Nord oriental et les formations environnantes dans le cadre structural. Th. Doct. Es-Sci. Univ. Paul Sabatier, Toulouse, France, 238 p.

Nafâa, K., 1985.- Nappes superposées en région côtière, hydrodynamique et hydrochimie (aquifère de Annaba) Nord Est algérien. Thèse Docteur Ingénieur. USTL, Montpellier, 159p.

Ramdani, A., 1996.- Hydrogéologie et modélisation de la nappe dunaire de Bouteldja. Mém. Magistère sous la direction de A. Hani. Univ. de Annaba (Algérie), 138p.

Sonatrach, 1966.- Esquisse structurale de la plaine de Annaba. Rapport A.N.R.H., inédit. Annaba, Algérie.

Strojexport, 1975.- Prospection géophysique de la plaine de Annaba. Réinterprétation. Rapport A.N.R.H., inédit, Annaba, Algérie, 30 p.

Toubal, A.C., 1998.- Approche géophysique des problèmes d'hydrodynamique et d'invasion marine en milieu souterrain. Exemple des plaines d'Annaba, de la Mitidja et de la baie d'Alger. Thèse doctorat d'état, USTHB, Alger, 226p.

Vila, J.M., 1980.- La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro – tunisiens. Thèse Docteur es sciences. Université de Pierre et Marie- Curie. Paris VI, France, pp.58-68.

Chapitre II : DONNEES ET CARACTERISTIQUES HYDRODYNAMIQUES DU SYSTEME AQUIFERE D'ANNABA-BOUTELDJA

II.1- Introduction

Le remplissage mio-plio-quaternaire décrit précédemment renferme des ressources hydriques assez importantes. Cependant, l'accroissement des besoins en eau pour l'alimentation des populations, associés aux besoins industriels et agricoles, a conduit les services de l'hydraulique à intensifier les prélèvements au niveau des principaux champs captants, en l'occurrence ceux de Bouteldja, des Salines et d'El-Hadjar. Cette situation a eu pour conséquence une chute des niveaux des nappes, une diminution des débits des sources et une méconnaissance du fonctionnement hydrodynamique des aquifères sur de vastes zones (Nafaâ, 1985 ; Hani et al., 2002).

Dans cette étude, l'utilisation des méthodes statistique et géostatistique est apparue comme un puissant moyen pour l'identification des zones les plus favorables à l'implantation des ouvrages de captage et pour mettre en évidence l'influence de la structure profonde sur la répartition des caractéristiques physiques des principaux aquifères.

II.2- Interprétation des données de pompage d'essai

II.2.1- La nappe superficielle

Grâce aux observations de terrain ou des résultats acquis lors de différentes études (Khérici, 1993 ; Djabri, 1996 et Debièche, 2002), il est démontré que la nappe phréatique des plaines de Annaba et de Bouteldja présente des caractéristiques hydrodynamiques médiocres et ne peut être exploitée que pour l'alimentation de quelques hameaux ou pour l'irrigation de petites parcelles de terrain. Pour donner un ordre de grandeur des principales caractéristiques hydrodynamiques de cet aquifère, nous reprenons ici les résultats des pompages d'essai réalisés dans la région située au Sud-Est des Salines, l'un dans la zone à dominante argileuse, l'autre dans une zone à dominante sableuse. Les résultats sont consignés dans le Tableau 1

Tableau 1 : Résultats de deux pompages d'essai effectués dans la nappe phréatique.

Coordonnées		Transmissivité	Coefficient	Epaisseur de	Perméabilité
X	Y	($m^2.s^{-1}$)	d'emmagasinement	la nappe (m)	($m.s^{-1}$)
957.150	401.550	$2.\ 10^{-6}$	?	5	$4.\ 10^{-7}$
957.250	399.800	$8.\ 10^{-5}$	2 %	5	$1.6\ 10^{-5}$

Ailleurs, des estimations ont permis d'obtenir des ordres de grandeur de la transmissivité. Ces valeurs sont présentées dans le Tableau 2

Tableau 2 : Estimation des transmissivités de la nappe phréatique ($m^2.s^{-1}$).

Zone	Epaisseur nappe (m)	Dominante de la formation		sablo-argileuse à passées sableuses
		Argileuse	sablo-argileuse	
A	4	$9.2\ 10^{-7} < T < 14\ 10^{-5}$	$1.1\ 10^{-5} < T < 9.2\ 10^{-5}$	-
B	4	$2.3\ 10^{-6} < T < 1.2\ 10^{-5}$	$1.1\ 10^{-5} < T < 2.3\ 10^{-5}$	$4.4\ 10^{-5}$
C	2	$2.2\ 10^{-6}$	-	-
D	1	$5.8\ 10^{-7} < T < 3\ 10^{-6}$	$3.5\ 10^{-6} < T < 4.6\ 10^{-6}$	$1.1\ 10^{-5} < T < 2.2\ 10^{-5}$

II.2.2- Les nappes des graviers et des sables dunaires

Le dépouillement de 105 pompages d'essai effectués dans les forages a permis de déterminer les paramètres hydrodynamiques des principaux horizons aquifères. Les données proviennent des services de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) ainsi que des Directions d'Hydraulique des Wilaya d'Annaba et d'El-Tarf. Les points de mesure sont particulièrement nombreux le long de l'oued Seybouse ainsi que dans la partie orientale du massif dunaire de Bouteldja (Figure 15). L'interprétation des données de pompages d'essai a été effectuée en tenant compte des particularités hydrogéologiques induites par l'hétérogénéité du milieu (alimentation à partir d'un plan d'eau, barrière étanche, drainance à partir d'aquifère secondaire selon le schéma de Hantush, égouttement selon le modèle de Boulton, etc…) (Hantush and Jacob, 1955 ; Hantush, 1956 ; 1964 ; Boulton, 1963). Les valeurs douteuses déduites de l'interprétation de pompages d'essais défectueux (débits variables, air-lift, mesures erronées…) ont été éliminées. Dans la nappe des graviers les valeurs de transmissivité les plus élevées sont situées le long de la Seybouse et les plus faibles à l'Ouest dans la région d'El-Kerma et à l'Est vers les marécages de Mekrada. Dans le massif dunaire, les transmissivités varient de 3.10^{-5} à 1.10^{-2} m^2/s.

Les valeurs du coefficient d'emmagasinement sont en moyenne de 11.5 % pour les sables dunaires et correspondent à une nappe libre. Pour la nappe captive des graviers, elles varient de 10^{-4} à 10^{-3} dans le secteur de Dréan-Chihani où elle devient libre.

Le dépouillement des données a également permis de définir la perméabilité de l'horizon semi-perméable qui varie de 10^{-8} à 10^{-7} m/s.

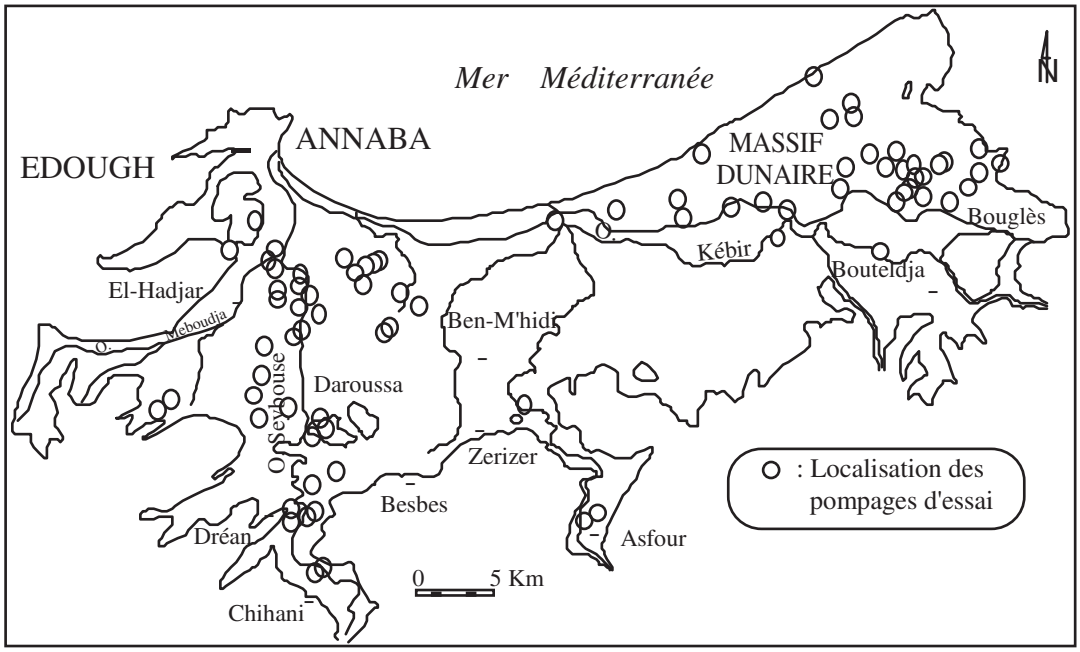


Figure 15 : Localisation des dispositifs des pompages d'essai dans la région d'Annaba – Bouteldja.

1 : Alluvions récentes et actuelles ; 2 : Dunes; 3 : Alluvions anciennes; 4 : Marécage ou lac ; 5 : Grés et argile numidiens ; 6 : Formations métamorphiques ; 7 : Faille ; 8 : Pompages d'essai ; 9 : Axe des fosses ; 2 : Tracé de coupe.

II.3- Analyse et identification des modalités de transferts hydrauliques

Le dépouillement et l'analyse des données de pompages d'essai effectués dans les forages captant les nappes des graviers et des sables dunaires de Bouteldja a permis de constituer une base de données assez importante. Elle a permis également de définir les principales modalités de transfert de débit dans le système aquifère (Djabri *et al.,* 2000). Les différents schémas hydrodynamiques dans ce système peuvent être de plusieurs types :

- Dans la région de Dréan, où les niveaux de graviers sont peu profonds (14 m), l'apparition d'un début de palier sur les courbes de descente dans le forage (Figure 16A) et dans le piézomètre (Figure 16B) indique un phénomène d'alimentation de la nappe des graviers par égouttement des alluvions de la Seybouse. Le niveau de la nappe au repos se trouve en effet à

9.72 m du sol, soit approximativement à une côte proche du niveau piézométrique des alluvions de la Seybouse.

- Ce type de schéma est aussi observé dans le massif de Bouteldja où l'hétérogénéité granulométrique des sables, plus fins dans la partie supérieure, entraîne l'apparition d'un palier suivi par un léger accroissement des rabattements typique du schéma de Boulton (Figure 17). En effet, il n'existe pas entre les sables fins à moyens superficiels et les sables grossiers de couche semi-perméable. La faible durée de l'essai (24 heures) n'a point permis d'accéder à la période de la troisième phase où un accroissement des rabattements se manifeste à nouveau comme dans le cas théorique de l'égouttement répondant au schéma de Boulton.

- Dans le secteur central de la plaine de Annaba, l'horizon des graviers est captif sous une couche d'argile épaisse de 26 m. L'interprétation des données de pompage, observées sur le piézomètre de la figure 18, montre un ajustement parfait à la courbe standard de Theis et permet d'obtenir des valeurs de transmissivité et de coefficient d'emmagasinement identiques à celles calculées à partir de la droite de Jacob et à l'aide d'un programme automatique basée sur une procédure itérative (Mania, 1978) (Tableau 3).

Tableau 3 : Résultats du pompage effectué dans le secteur central de la plaine de Annaba

Paramètres	Méthode			Méthode automatique (6ème itération)
	Descente (Jacob)	Remontée (Jacob)	Descente (Theis)	
Transmissivité ($m^2.s^{-1}$)	3.5×10^{-3}	4.0×10^{-3}	3.5×10^{-3}	3.5×10^{-3}
Coefficient d'emmagasinement	3.6×10^{-4}	-	4.3×10^{-4}	4.0×10^{-4}

- Enfin, à l'Ouest d'El Hadjar, l'aquifère des graviers est alimenté à travers les argiles sableuses par une épaisse couche de sables alluvionnaires qui joue le rôle du niveau d'eau constant du schéma de Hantush. La nappe superficielle serait dans ce cas alimentée de manière constante par l'oued Meboudja. Les courbes bilogarithmiques des Figure 19A et Figure 19B montrent une superposition parfaite des points expérimentaux à l'une des courbes de Hantush.

D'une manière générale, l'interprétation d'un nombre considérable de données de pompage d'essai, selon des schémas analytiques très variés, a permis de constituer un stock d'information très dense. Elle a permis également de mettre en évidence l'existence d'hétérogénéités assez importantes dues en général aux transferts de débit issus des oueds, de la drainance d'aquifères annexes et de l'égouttement des niveaux aquifères superficiels.

Néanmoins, la concentration des pompages d'essai au niveau de certains secteurs réputés favorables (champs de captage de Bouteldja, des Salines, d'Allélick et de Pont Boucher) a eu des conséquences négatives sur l'équilibre des aquifères (apparition de zones de dépression en particulier) et une méconnaissance relative des caractéristiques hydrodynamiques sur de vastes zones (Nafaâ, 1985).

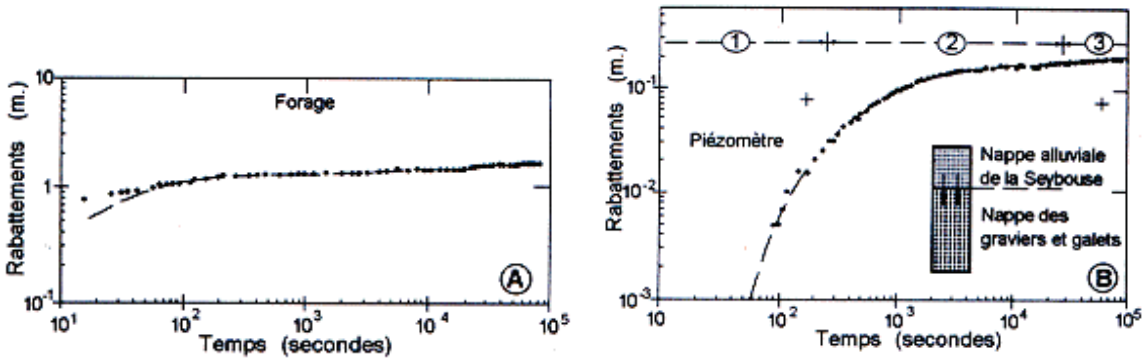


Figure 16 : Pompage d'essai dans la nappe des graviers dans la région de Dréan
Graphique de descente : A) dans le forage, B) dans le piézomètre.

Légende : 1 : la baisse très rapide des niveaux ne permet pas à l'horizon supérieur de « s'égoutter »
2 : drainance par égouttement ; 3 : la baisse de niveau dans l'horizon perméable est suffisamment petit pour que le niveau supérieur le suive très exactement

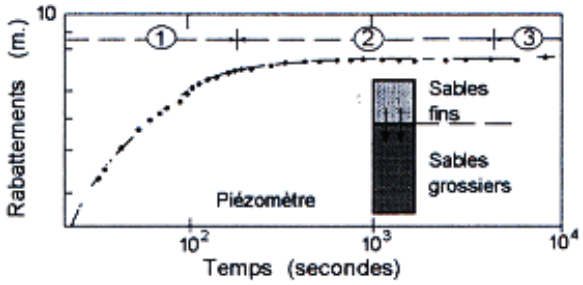


Figure 17 : Pompage d'essai dans l'aquifère sableux de Bouteldja

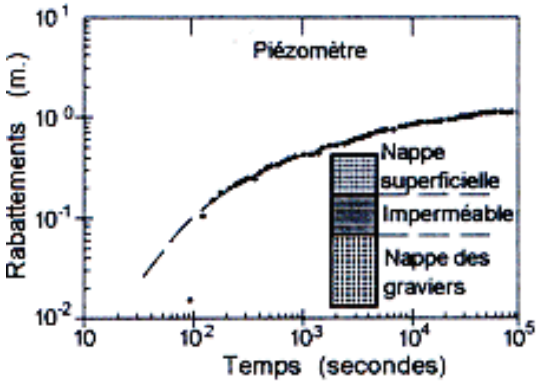


Figure 18 : Pompage d'essai dans la nappe des graviers dans le secteur central de la plaine d'Annaba

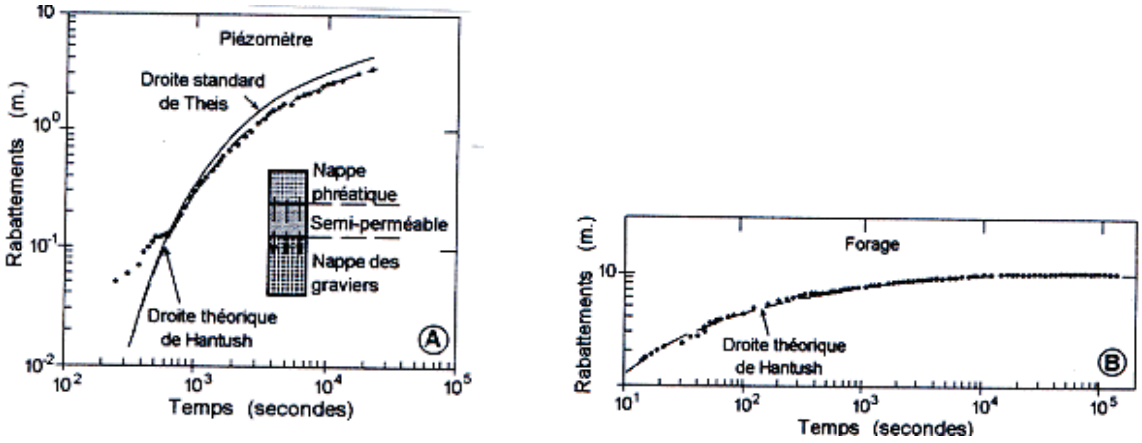


Figure 19 : Pompage d'essai dans la nappe des graviers dans le secteur ouest d'El Hadjar
A) bilogarithmique dans le piézomètre, B) bilogarithmique dans le forage

II.4-Amélioration de la simulation numérique des écoulements à partir d'une démarche probabiliste : Application au système aquifère d'Annaba

L'hétérogénéité du système aquifère de la plaine d'Annaba et la concentration des informations seulement autour de quelques champs de captage posent le problème de la cartographie des transmissivités à l'échelle du domaine hydrogéologique à modéliser.

Pour remédier à cette situation, plusieurs méthodes probabilistes ont été utilisées pour déterminer la transmissivité en tout point d'un système aquifère en utilisant des paramètres d'accès expérimental aisé (résistance transversale et débit spécifique).

L'interpolation par krigeage apparaît comme un moyen assez puissant car, outre sa qualité de meilleur estimateur linéaire, elle permet une estimation de l'erreur d'interpolation.

Le cokrigeage, qui intègre des informations diversement réparties et de natures différentes, peut donner dans ce sens les estimations les plus nuancées et les plus réalistes.

Les réseaux de neurones artificiels ont prouvé leur capacité à modéliser les problèmes fortement complexes. Les réseaux de type perceptron multicouche (MLP, Multi Layer Perceptron) permettent l'*apprentissage* de relations existant entre les paramètres d'entrée/sortie d'un modèle à partir d'une base d'exemples. L'intérêt de ces techniques réside dans la capacité de *généralisation* qui permet aux réseaux, après éducation, de réaliser la correspondance entrée/sortie pour des exemples non présents dans une base d'apprentissage. Le calage du modèle pour les mesures simultanées de la transmissivité, du débit spécifique et de la résistance transversale permettra de générer des valeurs dans les secteurs où des mesures de résistance transversale et/ou de débit spécifique sont disponibles.

La confrontation de l'ensemble des résultats des méthodes probabilistes utilisées avec ceux obtenus à partir d'un modèle numérique, qui devrait reproduire « mieux » les hétérogénéités du système aquifère, permettra de juger de la meilleure approche à adopter ou du moins de la démarche qui permettrait d'éviter les simulations redondantes lors des essais de calage des modèles.

Dans cette étude de nouveaux résultats sont obtenus en associant à la démarche déterministe du modèle une approche probabiliste permettant de tester avec plus d'objectivité la conformité du modèle. La combinaison des deux démarches permet de faciliter le calage et d'éviter les simulations redondantes.

Mots clés : transmissivité, débits spécifiques, résistance transversale, réseau de neurones artificiels, modélisation numérique, système aquifère d'annaba (Algérie).

II.4.1- Introduction

Les modèles numériques sont des moyens de plus en plus utilisés par les chercheurs et les gestionnaires aussi bien pour les études des conditions dynamiques des nappes que pour la gestion des ressources en eaux (De Marsily, 1981 ; Konikow, 1996 ; Konikow and Reilly, 1998). Ils permettent, en effet, de mieux prendre en compte l'hétérogénéité des aquifères, de présenter avec cohérence leur comportement et donc d'aboutir à une stratégie de gestion de la ressource en eaux basée sur des critères économiques et techniques.

En contrepartie, la qualité et la densité des mesures sont devenues l'objet d'une exigence accrue. Cette dernière se manifeste surtout au cours de la phase d'identification du système, lorsque l'on cherche à valider la forme du modèle et à adopter par tâtonnements successifs les paramètres structuraux optimaux. La méthode consiste à procéder par « essais et erreurs » jusqu'à obtenir un modèle qui donne la réponse la plus voisine possible du comportement observé pris comme référence. L'opération est fastidieuse et s'appuie parfois sur des raisonnements empiriques qui nécessitent de nombreux contrôles par recoupement.

Dans cette étude de nouveaux résultats sont obtenus en associant à la démarche déterministe du modèle une approche probabiliste permettant de tester avec plus d'objectivité la conformité du modèle.

A cet effet l'interpolation par krigeage apparaît comme un moyen assez puissant car, outre sa qualité de meilleur estimateur linéaire, elle permet une estimation de l'erreur d'interpolation (Matheron, 1965 ; Journel and Huitsbregts, 1978).

Le cokrigeage, qui intègre des informations diversement réparties et de natures différentes, peut donner dans ce sens les estimations les plus nuancées et les plus réalistes.

Les techniques connexionnistes, ou réseaux de neurones artificiels, ont prouvé leur capacité à modéliser les problèmes fortement complexes (Escobar-Munoz *et al.*, 1993). Les réseaux de type perceptron multicouche (MLP, Multi Layer Perceptron) permettent l'*apprentissage* de relations existant entre les paramètres d'entrée/sortie d'un modèle à partir d'une base d'exemples. L'intérêt de ces techniques réside dans la capacité de *généralisation* qui permet aux réseaux, après éducation, de réaliser la correspondance entrée/sortie pour des exemples non présents dans une base d'apprentissage. Le calage du modèle connexiste pour les mesures simultanées de la transmissivité, du débit spécifique et de la résistance transversale permettra de générer des valeurs dans les secteurs où des mesures de résistance transversale et/ou de débit spécifique sont disponibles.

La confrontation des résultats des méthodes probabilistes utilisées avec ceux obtenus à partir d'un modèle numérique, qui normalement devrait mieux représenter les hétérogénéités du système aquifère, s'est avérée un moyen très efficace pour juger de la meilleure approche à adopter ou du moins de la démarche qui permettrait d'éviter les simulations redondantes lors des essais de calage des modèles.

La combinaison des deux démarches permet de faciliter le calage et d'éviter les simulations redondantes. Ainsi, par cette nouvelle approche, on cherchera à minimiser l'écart entre les réponses calculées du modèle et les réponses observées du système en contraignant les paramètres structuraux ainsi que l'état de référence à rester dans les limites fixées par l'approche probabiliste.

Les réseaux de neurones artificiels et le krigeage offrent cette possibilité, en fournissant pour chaque paramètre les valeurs moyennes par maille assorties de leur écart-type d'estimation. L'écart de calage, qui peut être défini comme la différence entre valeurs calculées et valeurs observées, doit alors être conforme à la fourchette d'incertitude que l'on assimile par convention au double de l'écart type.

Le système aquifère multicouche d'Annaba, situé au Nord Est de l'Algérie, a été choisi pour mettre en application cette méthodologie.

Ce système aquifère est limitée à l'ouest par le complexe métamorphique Edough (**Figure 20**), au sud par le lac Fetzara et par l'extension des monts Numidiens de Cheffia, au nord par la mer Méditerranée, et enfin à l'est par le lac Mekrada. La formation aquifère est composé du Mio-Pliocène et les sédiments quaternaires de Ben M'Hidi et Ben-graben Ahmed. Les sédiments sont hétérogènes avec de nombreuses alternances d'argiles sableuses, sables et graviers (Joleaud, 1936; Strojexport, 1975; Vila, 1980). Deux aquifères principaux sont distingués:

● un aquifère de surface qui s'étend sur toute la plaine de Annaba et coule dans les limons de surface;

● un aquifère de gravier, qui couvre toute la zone étudiée et montre de meilleures propriétés hydrauliques;

Les deux premiers de ces aquifères sont séparés par une semi-perméables et / ou couche intermédiaire imperméable et, par conséquent, constituer un aquifère unique de deux niveaux (Figure 21).

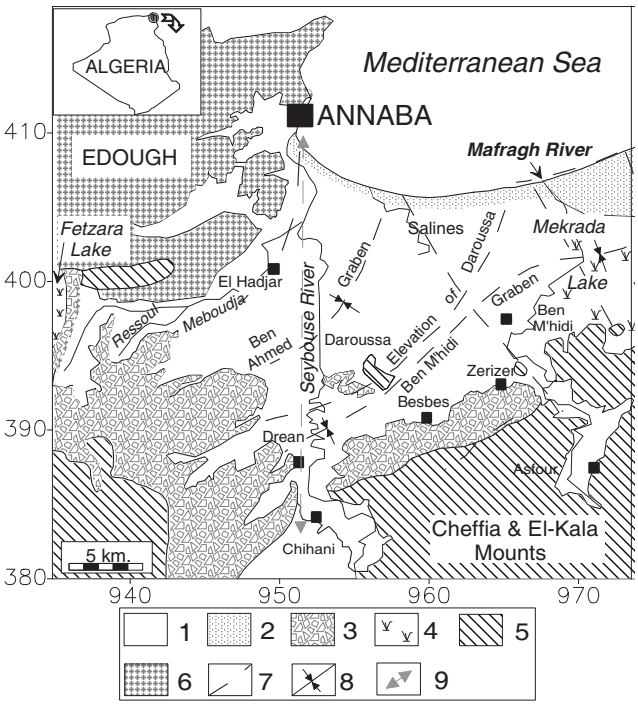


Figure 20 : Carte géologique de la plaine d'Annaba

Légende: (1) alluvions recents; (2) dunes; (3) alluvions anciens; (4) lacs ou marécages; (5) grés numidiens ou argiles; (6) formations métamorphiques (micaschists, gneiss, marbles); (7) faille; (8) graben; (9) tracé de coupe.

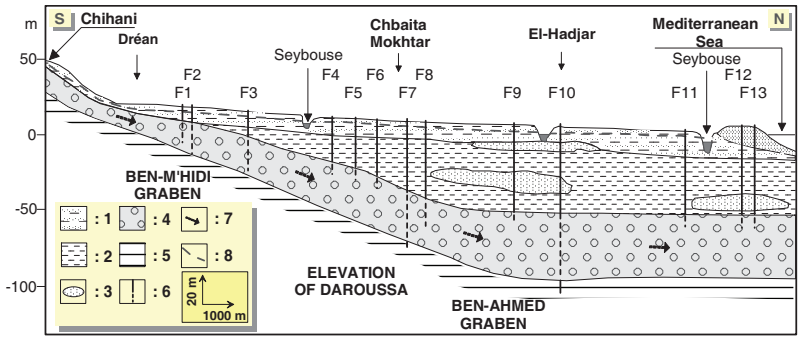


Figure 21 : Coupe à travers la plaine d'Annaba**.**

Légende : 1 : sables argileux (aquifere superficiel) ; 2: argiles detritiques du Plio-Quaternaire; 3 : sables; 4 : cailloux et graviers (aquifere profond) ; 5 : argiles numidiennes; 6 : forages ; 7: lignes d'ecoulement; 8 : niveau piézomètrique de l'aquifere profond.

II.4.3-Méthodologie

Il s'agit de développer une méthodologie permettant d'estimer la transmissivité en tout point de l'espace, à partir de variables faciles à acquérir expérimentalement, et avec une précision optimale. L'hétérogénéité du milieu et la distribution chaotique des propriétés hydrodynamiques du réservoir aquifère nous incitent à aborder cette étude selon une approche probabiliste. Deux méthodes spécifiques aux variables régionalisées, par régression et par cokrigeage, et l'autre aux techniques connexionnistes, ou réseaux de neurones artificiels, ont été envisagées.

II.4.3.1- La méthode du Krigeage associée à la régression linéaire

La méthode de la régression permet d'estimer une ou plusieurs variables dépendantes à partir d'informations fournies par d'autres variables explicatives (Marsily de. et Ahmed, 1987 ; Ahmed et Marsily de., 1988). Cependant les valeurs « reconstituées » seront inévitablement affectées d'incertitudes dues i) au calcul statistique qui entache la fiabilité de la méthode, ii) des erreurs qui peuvent provenir de mesures expérimentales imprécises ou iii) du fait de l'utilisation de formules empiriques. On disposera en fin de compte de données, certes peu sures, mais qui ne doivent pas être rejetées systématiquement sous peine de se priver d'une information non négligeable. Une formulation adaptée du krigeage permet d'utiliser ces données dans la mesure ou les erreurs ε_i associées à chaque mesure Z_i sont non systématiques, non corrélées entre elles, non corrélées et ont une variance σ_i^2 connue.

Cette variance peut être estimée selon la loi de Gauss, en admettant la fourchette d'incertitude $\pm 2\sigma_i$; l'estimateur formé par le krigeage prend alors la forme de l'équation

$$Z^*_0 = \sum_{i=1}^{n} \lambda^i_0 (Z_i + \varepsilon_i)$$ (Delhomme, 1979). **(1)**

Le système du krigeage pour des estimations ponctuelles s'exprime alors selon l'expression

$$\sum_{j=1}^{n} \lambda^j_0 \gamma(x_i - x_j) - \lambda^i_0 \sigma^2_i + \mu = \gamma(x_i - x_0), \text{ i=1, …, n} \quad \textbf{(2)}$$

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda^i_0 = 1$$

La seule modification de la variance par rapport au système habituel réside dans la présence du terme $-\sigma_i^2$ sur la diagonale (au lieu de 0). On peut ainsi utiliser en même temps des données de transmissivités obtenues à l'aide des pompages d'essai et celles déduites des débits spécifiques ou de la résistance transversale, en introduisant la variance de l'erreur de transformation dans le système (2). Le variogramme utilisé dans (2) devra dans ce cas être estimé à partir des seules données non sujettes à erreur.

Nous rappellerons par ailleurs que le débit spécifique Q/s correspond au débit pompé dans un ouvrage de captage rapporté au rabattement, dans des conditions définies. En régime permanent et pour une nappe captive, le débit dans un ouvrage peut être exprimé en fonction du rabattement (h_i-h_0) selon l'expression $Q_i = \dfrac{2\pi T}{\ln(R/r_0)}(h_i - h_0)$ avec i=1…3 ou 4 **(3)**

Où : h_i et h_0 : les cotes piézométriques initiales et stabilisées, r_0 le rayon du puit, R : le rayon d'influence, T : la transmissivité (m^2/s), $s_i = h_i - h_0$: le rabattement correspondant au débit Q_i. Cette formule montre clairement que l'on peut utiliser les valeurs du débit spécifique, obtenues à partir des essais par paliers de débit de courte durée pour l'estimation des transmissivités.

De même, la résistance transversale d'un terrain peut être définit à l'aide de l'expression $R_T = \sum_{i=1}^{n} \rho_i . E_i$ **(4)**

où ρ_i et E_i : les résistivités et les épaisseurs de chacune de n couches de terrain.

Pour une couche unique cette formule est donnée par l'expression $R_T = \rho . E = \left(\dfrac{a}{\phi^m}\right) . \rho_w . E$ **(5)**

avec : ϕ porosité, ρ_w résistivité de l'eau d'imbibition, a et m prochent respectivement de 1 et 2, sont des coefficients qui tiennent compte de la lithologie et du mode de communication des pores, (Archie, 1942 in Astier, 1971).

En associant l'expression (5) à celle qui définit la transmissivité (T = K.E, K la perméabilité de la couche aquifère), on obtient la relation $T = \left[\frac{K.\phi^m}{\rho_W.a}\right].R_T$ **(6)**

Il apparaît clairement qu'il y a interdépendance entre transmissivité et résistance transversale dans la mesure où la minéralisation de l'eau varie dans des proportions acceptables. L'établissement donc d'une carte des résistances transversales, pour une région donnée, permet d'identifier les formations résistantes productives, indépendamment de leur profondeur.

La résistance transversale permet donc de mieux appréhender la répartition géographique de la transmissivité d'un aquifère.

Pour obtenir des valeurs homogènes de la transmissivité, on corrige les résistances transversales de la résistivité de l'eau à partir de l'expression : $R_T corrigé = R_T brut \frac{\overline{\rho}_w}{\rho_w}$ **(7)**

où $\overline{\rho}_w$: la résistivité de l'eau échantillonnée dans la zone et ρ_w : la résistivité de l'eau dans un puits proche du sondage électrique.

II.4.3.2- La méthode du cokrigeage

Contrairement au krigeage associé à une régression linéaire, le cokrigeage permet d'estimer une variable régionalisée en utilisant en même temps les mesures de plusieurs variables. La méthode utilise le minimum d'hypothèses et intègre directement la variabilité spatiale de toutes les variables ainsi que leurs corrélations. Si l'on dispose de K variables, l'estimation pour la r^{ieme} variable s'écrit selon la relation $Z_r^*(x_0) = \sum_{p=1}^{K}\sum_{i=1}^{n_p} \lambda_i^p Z_p(x_i)$ **(8)**

(Myers, D. E. 1984, 1985).

Le système linéaire de cokrigeage s'écrit en fonction du variogramme et des variogrammes croisés sous la forme de l'équation

$$\sum_{p=1}^{K}\sum_{i=1}^{np} \lambda_i^p \gamma_{ij}^{pq} + \mu_q = \gamma_{j0}^{rq} \text{ , q=1,…, K , j=1,…, } n_q$$

$$\sum_{i=1}^{n_r} \lambda_1^r = 1 \qquad \textbf{(9)}$$

$$\sum_{i=1}^{n_p} \lambda_i^p = 0 \qquad \forall\ p \neq r$$

Avec :

$$\gamma_{ij}^{rp} = \gamma^{rp}(x_i, x_j) = \frac{1}{2} E\{[Z_p(x_i) - Z_p(x_j)][Z_r(x_i) - Z_r(x_j)]\}$$

Ou alors, pour un pas h, elle s'écrit sous la forme de l'équation

$$\gamma^{rp}(h) = \frac{1}{2n(h)} = \sum_{i=1}^{n} \{[Z_p(x_i + h) - Z_p(x_i)][Z_r(x_i + h) - Z_r(x_i)]\} \quad \textbf{(10)}$$

La variance de l'erreur d'estimation sera donnée par la relation

$$\sigma^2(x_0) = \sum_{p=1}^{K} \sum_{i=1}^{np} \lambda_i^{\,p} \gamma_{i0}^{\,rp} + \mu_r \quad \textbf{(11)}$$

Pour que la matrice de cokrigeage soit positive il est nécessaire que les variogrammes croisés vérifient les conditions données par la relation $\gamma^{pq}(h) \le \sqrt{\gamma^p(h)\gamma^q(h)}$ **(12)**

II.4.3.3- Les réseaux de neurones artificiels

L'organisation météorologique mondiale (WMO, 1975) a proposé une variété de critères de vérification qui pourraient être employés pour l'évaluation et la comparaison des différents modèles. Il s'agit de deux groupes : indicateurs graphiques et indicateurs numériques. Pour la présente étude, parmi les multiples indicateurs numériques (WMO, 1975), les plus appropriés sont l'erreur quadratique moyenne (RMSE) et l'efficacité R^2 (Nash et Sutcliffe, 1970), donnée par Eq. (13) et (14)

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N} (Qi - \hat{Q}i)^2}{N}} \quad \textbf{(13)}$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N} (Qi - \hat{Q}i)^2}{\sum_{i=1}^{N} (Qi - \overline{Q}i)^2} \quad \textbf{(14)}$$

Où Qi - est la valeur observée d'abstraction de l'eau ; $\hat{Q}i$ - est la valeur estimée d'abstraction de l'eau ; $\overline{Q}i$ - est la valeur moyenne de Qi valeurs ; N - est le nombre total des données. Le RMSE donne une indication quantitative sur l'erreur du modele. Elle mesure la déviation des valeurs estimées par rapport aux valeurs observées correspondantes de la variable simulée. En outre, la RMSE a été utilisée pour comparer le modèle MLP à d'autres types de modèles à réseaux de neurones tels que le RBF, le GRNN et linéaire. La valeur R^2 est un indicateur des ajustements des données du réseau et explique la variabilité avec du réseau. Les valeurs de R^2 au-dessus de 90% se rapportent à une exécution très satisfaisante du modèle. Les valeurs

s'étendant entre 80-90% indique le modèle est insuffisant (Lallahem *et al.*, 2005 ; Hani *et al.*, 2006). La valeur idéale pour la RMSE est zéro et pour R^2 est unité.

Dans ce travail, un réseau Perceptron multicouche avec un algorithme de retropropagation a été choisi comme modèle du système. Le réseau traite un vecteur d'entrée se composant des variables comprenant Q/s, R_T. Ce vecteur d'entrée produit d'un vecteur de sortie qui est T. Le réseau MLP peut être représenté par la forme compacte suivante :

$$T = \mathrm{ANN}[\mathrm{Q/s}, \mathrm{R_T}] \quad (\mathbf{15})$$

La couche d'entrée n'est pas vraiment neurale : ces noeuds servent simplement à présenter les valeurs normalisées des variables d'entrée à la couche cachée voisine sans n'importe quelle transformation. Les chaque nœuds caché est reliés à un nœud de la couche précédente. Cependant, les nœuds dans chaque couche ne sont pas reliés entre eux. Chaque nœud caché (j) reçoit des signaux de chaque nœud d'entrée (i) qui porte des valeurs normalisées d'une variable d'entrée où les diverses variables d'entrée ont différentes unités de mesure et gammes d'envergure. $\overline{Xi}$ est exprimé comme :

$$\overline{Xi} = \frac{Xi - X\min(i)}{X\max(i) - X\min(i)} \quad (\mathbf{16})$$

Chaque signal vient par l'intermédiaire d'un raccordement qui a un poids. Les signaux entrants intégraux, envoyés à un nœud caché réceptif, sont la somme des signaux entrants, des poids correspondants et d'une constante reflétant la valeur- seuil du nœud (TH_j) :

$$Net_j = \sum_{i=1}^{n} \overline{Xi} W_{ij} + TH_j \quad (\mathbf{17})$$

Les signaux entrants nets d'un nœud caché (Net_j) sont transformés en une entrée du nœud caché en employant une fonction non linéaire de transfert (f) du type sigmoïde, donné par l'équation suivante:

$$Oj = f(Net_j) = \frac{1}{1+e^{-Net_j}} \quad (\mathbf{18})$$

O_j : signal aux nœuds de sortie (k).

Les signaux entrants nets d'un nœud de sortie (Net_k) où $Net_k = \sum_{i=1}^{n} O_j W_{jk} + TH_k$ (**19**)

sont transformés en utilisant le type de fonction sigmoïde à un résultat normalisé ou mesuré $(\overline{O_k})$ qui est comme suit :

$$\overline{O_k} = f(Net_k) = \frac{1}{1+e^{-Net_k}} \quad (\mathbf{20})$$

Alors, $\overline{O_k}$ est normalisé pour produire la cible :

$$O_k = \overline{O_k}(O\max(k) - O\min(k)) + O\min(k) \quad (\mathbf{21})$$

Riad *et al*. (2004) explique que la fonction sigmoïde devrait être continue, différentiable et limitée dans la gamme [0, 1]. L'erreur calculée entre la valeur observée et la valeur calculée de la variable dépendante et les poids sont ajustés. Le processus est répétés jusqu'à ce que l'erreur de vérification soit minime (Liu *et al*., 2003).

II.4.3.4. La modélisation numérique

La combinaison des trois groupes de relations bien connus dans la littérature, à savoir :

- équation de continuité, $div(\rho\vec{V}) + \frac{\partial(\rho\varepsilon)}{\partial t} + \rho q = 0$ (**22**)
- loi de Darcy, $\overline{V} = -\overline{\overline{K}}.\overrightarrow{gradh}$ (**23**)
- équation d'état, $d(\rho\varepsilon) = \rho S_S dh$ (**24**)

conduit à l'équation aux dérivées partielles unique $div(\overline{\overline{K}}.\vec{gradh}) = S_S \frac{\partial h}{\partial t} + q$ (**25**)

dite équation de diffusivité, en négligeant le gradient de la masse volumique dans l'espace.
Cette équation définit entièrement l'écoulement en permettant la détermination du champ de charge hydraulique h. C'est cette équation que les modèles phénoménologiques d'écoulement en milieu poreux s'efforcent de résoudre.
Schématiquement, le système aquifère de la plaine de Annaba est assimilé à deux couches communicant entre elles par drainance verticale à travers un horizon argilo-sableux semi-perméable : la première, se rapportant à l'horizon superficiel, représente la nappe phréatique des sables argileux superficiels « NSAS » captée par les puits domestiques ; la seconde concerne l'horizon principal des graviers « NG ». Le code Modflow (McDonald et Harbaugh, 1988) est utilisé en régime permanent sur l'état piézométrique relevé en avril 1982. En cette période de hautes eaux, l'écoulement peut être considéré comme permanent car entre janvier et mai, les niveaux piézométriques fluctuent très peu. Les raisons en sont : la régularité des apports pluviométriques, l'absence d'une abondante végétation pouvant modifier les quantités infiltrées et de toute campagne d'irrigation. En outre, le nombre de mesures synchrones réalisées est relativement plus élevé que pour les autres périodes (79 pour NSAS et 60 pour NG).
Plusieurs types de conditions aux limites ont été envisagés (Lamouroux and Hani, 2006) : i) des conditions de potentiel représentées par les oueds Seybouse et Meboudja pour NSAS et NG, ii) des limites à charge constante représentées par la nappe du cordon dunaire qui renferme une nappe à charge plus élevée ce qui empêche NSAS de s'écouler vers la mer et crée des

marécages, iii) des limites à flux entrants représentées par les formations métamorphiques fissurées et alluviales des hautes terrasses, iiii) des limites à flux nul représentées notamment par les argiles numidiennes. A l'Est, au contact avec les marécages de Mekrada, le débit d'échange par cette limite sera considéré comme nul le long d'une ligne de courant.

II.4.4-Resultats

II.4.4.1-Application de la régression

Des relations linéaires significatives entre la transmissvité d'une part et le débit spécifique et la résistance transversale d'autre part ont été obtenues dans le système aquifère d'Annaba.

Ce dernier est constitué d'une succession de couches conductrices et résistantes, traduisant l'existence d'un aquifère multicouche. Le milieu est hétérogène et l'interprétation géophysique très complexe du fait de l'intercession des phénomènes électriques d'anisotropie, d'équivalence et de disparition.

Par ailleurs, en prenant une résistivité moyenne de l'eau $\overline{\rho}_W$ de 10 Ω.m, correspondant à une minéralisation moyenne de l'eau de 700 mg/l, on obtient pour la partie nord orientale de la plaine, un coefficient de correction généralement sub-unitaire. Dans toute la partie orientale du système aquifère, les corrections apportées à la résistance transversale ont contribué à raffermir la corrélation avec la transmissivité. Dans la partie occidentale, elles n'ont au contraire amené aucune amélioration sensible. La précision de l'estimation de la transmissivité sur l'ensemble du domaine étudié dépend en grande partie de la qualité de la répartition des variables explicatives. Les Figure 22 a-c montrent le positionnement des variables et le nombre de mesures ayant servi aux calculs.

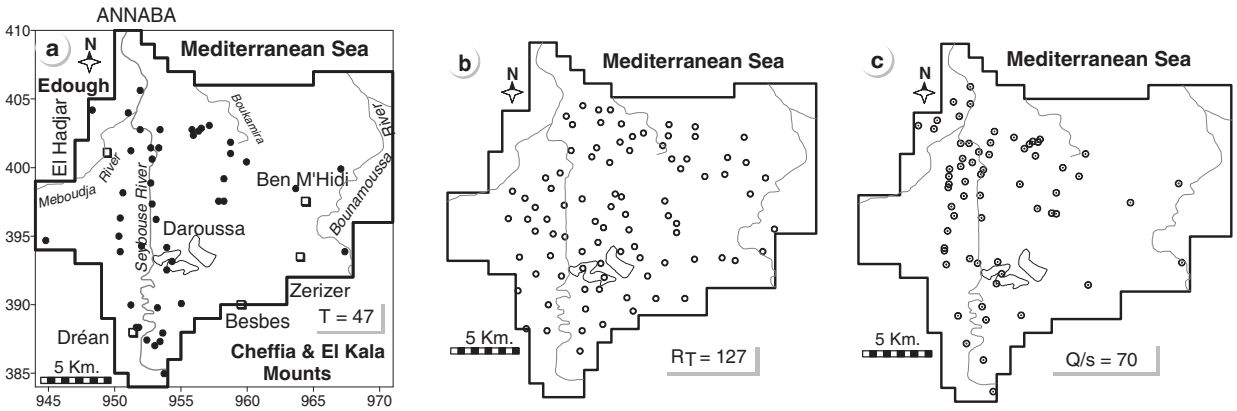


Figure 22 : Localisation des points de mesure
a) de T, b) de R_T et c) de Q/s dans la plaine d'Annaba**.**

La résistance transversale constitue un excellent paramètre de régénération de la transmissivité, avec un réseau de mesures géophysiques dense (127 sondages électriques) reparties sur l'ensemble du système. Le débit spécifique se révèle par contre d'un appoint médiocre car la quasi-totalité des mesures coïncide avec celles de la transmissivité.

Les séries statistiques sont ici synthétisées au moyen de leurs diagrammes différentiels (Figure 23a-c).

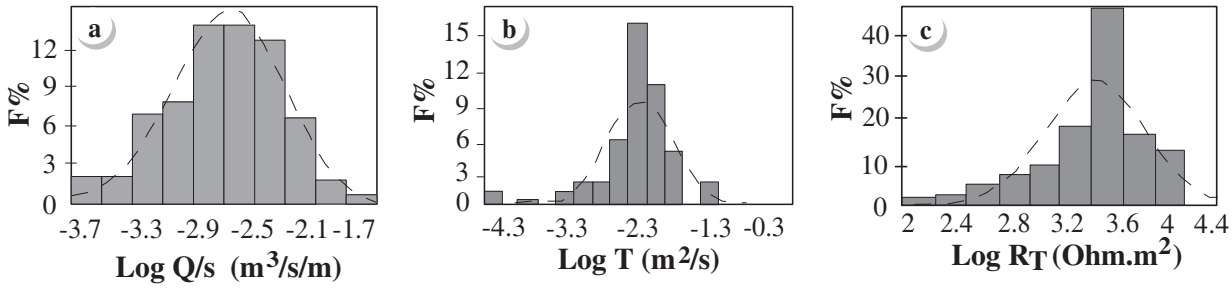


Figure 23 : a-c. Histogrammes expérimentaux

L'examen des histogrammes expérimentaux suggère qu'un ajustement par une loi log-normale serait valide. Cependant, le test χ^2 ; plus précis et moins subjectif rejette cette hypothèse au seuil de 0.05, pour les variables LogT. Dans ces conditions, l'adoption de la loi log-normale pour l'ensemble des variables, doit être considérée comme un modèle de référence convenable, permettant des calculs simple et suffisamment précis.

Les histogrammes expérimentaux présentent une allure unimodale qui rappelle que les mesures expérimentales concernent la seule nappe captive des graviers ; l'existence de traînées de distribution du côté des faibles valeurs serait en revanche due à la présence de matériau à texture fine au sein de la masse graveleuse.

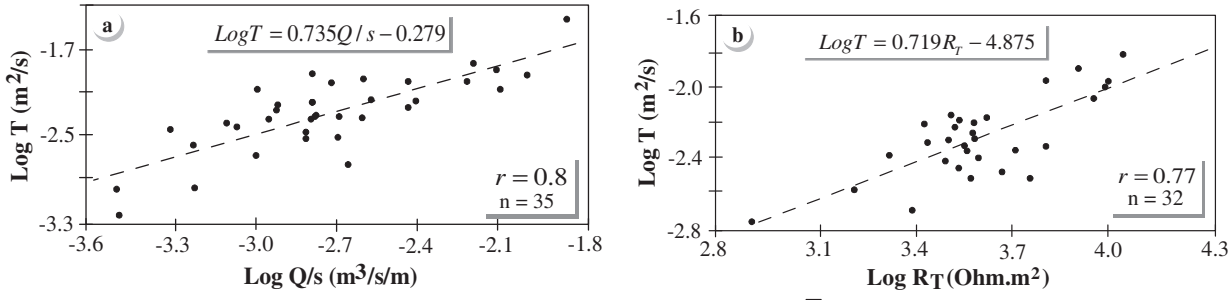


Figure 24 a-b : Droites de régression linéaire**.**

Avec un coefficient de corrélation de près de 0.8 la variable *LogT* s'avère bien corrélée avec les variables $LogR_T$ et *LogQ/s*. Les équations de régression ajustées aux données (Figure 24 a-b), permettront de kriger la transmissivité, particulièrement dans des secteurs où l'on ne dispose

que de mesures de débit spécifique et de résistance transversale. L'opération exige, au préalable, la reconnaissance structurale des variables à l'aide de leurs variogrammes.

Des variogrammes expérimentaux ont été calculés et ajustés avec des modèles sphériques avec croissance linéaire au voisinage de l'origine et stabilisation à un palier, au-delà d'une distance qui varie de 8 km pour la résistance transversale à un peu plus de 18 km en ce qui concerne la transmissivité. On notera dans le comportement du graphe de $\gamma(h)$ les particularités suivantes (Figure 25a, b, c.) :

Figure 25a, b, c. : Variogrammes expérimentaux et théoriques dans la plaine d'Annaba.- La présence d'oscillations et d'effets de trou traduit la présence de zones à fortes valeurs juxtaposées à des zones à faibles valeurs. Ce phénomène se manifeste essentiellement au niveau de la fosse d'effondrement de Ben Ahmed où les variations de faciès sont fréquentes.

- Les effets de pépite, surtout pour les transmissivités, peuvent être attribués à des erreurs de mesures, ou bien au fait que le pas d'échantillonnage a été trop lâche pour mettre en évidence une croissance rapide du variogramme correspondant à une microrégionalisation. Ces effets sont en revanche moins importants pour les résistivités transversales qui bénéficient d'un réseau de mesures, compatible avec l'échelle de travail.

Les Figure 25a-b-c donnent également les modèles théoriques considérés comme cohérents avec les données.

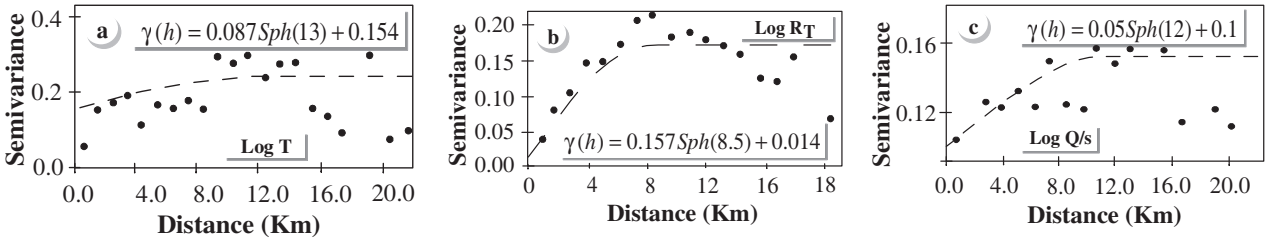


Figure 25a, b, c. : Variogrammes expérimentaux et théoriques dans la plaine d'Annaba.

Les données de R_T peuvent être utilisées pour générer de nouvelles valeurs de transmissivité, en utilisant les équations de régression établies précédemment. La liaison linéaire entre *LogT* et *LogRt*, bien que confirmée par un coefficient de corrélation de 0.8, n'en est pas pour autant exacte : en estimant $LogT_j$ à partir de $LogRt_j$ pour les m-n points ou seule est disponible une valeur de résistance transversale, on commet donc inévitablement une erreur de prédiction dont la variance est calculée par l'expression suivante :

$$\sigma^2{}_j = \sigma^2{}_\varepsilon \left[1 + \frac{1}{n} + \frac{\left[LogRt_j - \overline{LogRt}\right]^2}{\sum_{i=1}^{n}\left[LogRt - \overline{LogRt}\right]^2} \right] \qquad j=n+1, \ldots, m=33, \ldots, 127$$

Dans le cas d'une distribution gaussienne du logarithme des variables, la précision de la reconstitution peut être approximativement fournie par l'intervalle à 95%, soit :

$$\left(a.LogRt_j + b\right) - 2\sigma_j \leq \left(LogT_j\right)vrai \leq \left(a.LogRt_j + b\right) + 2\sigma_j$$

En repassant des logarithmes aux valeurs de transmissivités, cet intervalle de confiance se met sous la forme d'un coefficient multiplicateur E égale à $10\sigma_j$ affectant la valeur estimée $T_j = 10^{LogT_j}$.

Les valeurs obtenues à partir des données de pompage d'essai sont considérées comme étant sures (E=1), faute de ne pouvoir apprécier l'incertitude les affectant. Les données obtenues sont soient « certaines », obtenues à partir des données de pompages d'essai soient « incertaines », reconstituées à partir des valeurs de la résistance transversale, avec une incertitude caractérisée par la variance de l'erreur de transformation.

Une estimation des transmissivités à partir de l'ensemble des données (certaines et incertaines) a été faite en utilisant les modèles de variogrammes sphériques représentés en Figure 25. Les moyennes par maille de 500 m par 500 m de côté ont été obtenues par krigeage aux nœuds d'une grille régulière en utilisant le système des équations du krigeage modifié.

La carte des transmissivité parait peu nuancée, avec des valeurs fluctuant entre 8.10^{-4} et $8.5\ 10^{-3}$ m^2/s avec une anomalie à fortes valeurs au sud-ouest des Salines (Figure 26).

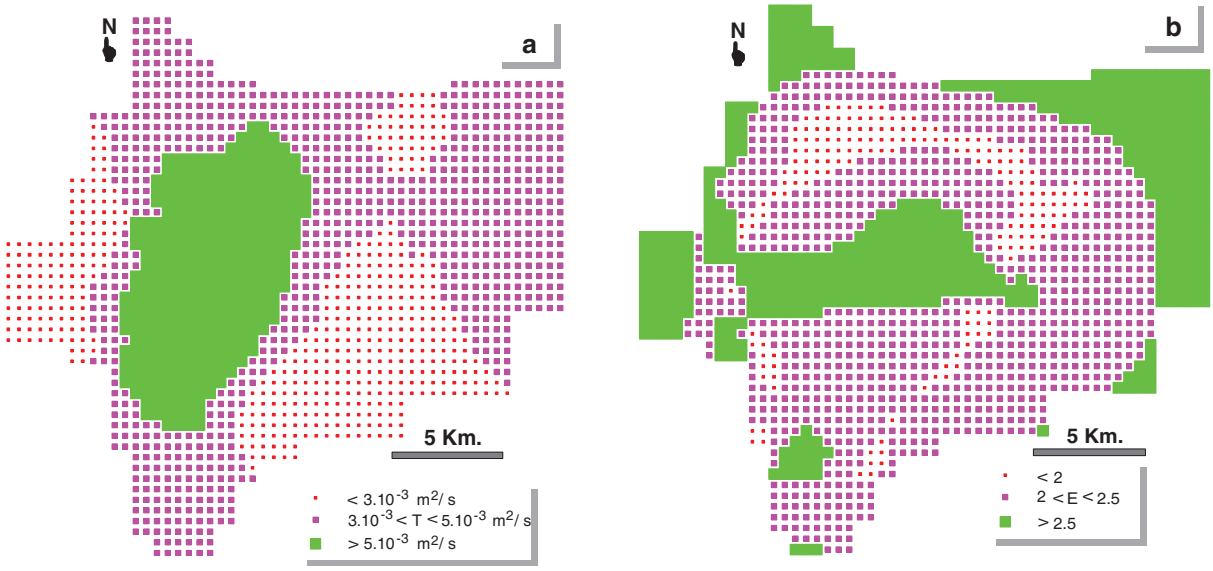


Figure 26 : Carte d'égales valeurs de transmissivité (a) et du coefficient d'incertitude E (b). Application de la méthode régressive à la plaine d'Annaba.

La précision de l'estimation est satisfaisante sur la plus grande partie de la plaine, avec des valeurs de E inférieures à 2.5 (Figure 26).

La méthode régressive offre en définitive un modèle cartographique riche avec une bonne précision de l'estimation.

II.4.4.2-Application du cokrigeage :

Une analyse rapide de l'ensemble des données disponibles au niveau de la plaine suggère que l'on utilise conjointement la résistance transversale et le débit spécifique pour estimer les transmissivités.

La première étape du travail, préalable au krigeage proprement dit, consiste à étudier la structure du phénomène. Cette étude a été en partie traitée précédemment et les modèles structuraux adoptés pour les variables LogT, $LogR_T$ et LogQ/s sont données sur les figures 26a-b. L'application du cokrigeage consiste par ailleurs à la connaissance des variogrammes croisés. Les ajustements théoriques retenus et leurs équations respectives sont représentés sur les Figure 27.

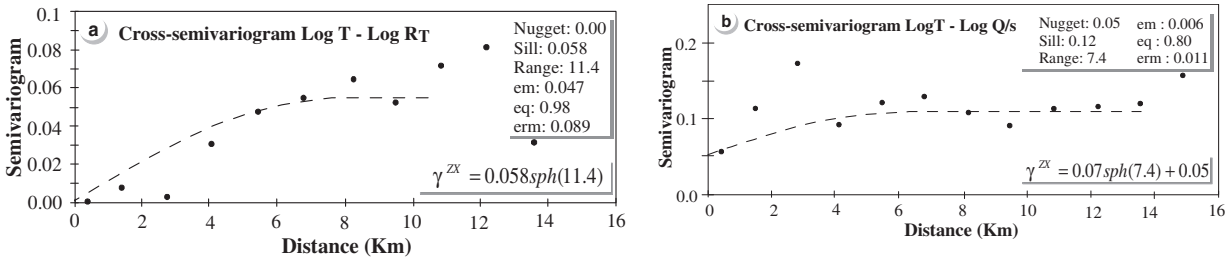


Figure 27 a-b : Variogrammes croisés et résultats de la validation (*Z=LogT, X=LogRt, Y=LogQ/s)* e_m = moyenne des écarts ; e_q = erreur quadratique réduite moyenne ; e_{rm} = moyenne des écarts réduits).

Les tests de validations croisées confirment la validité des variogrammes.

L'estimation des transmissivités par résolution du système de cokrigeage est alors réalisée sur des mailles carrées de tailles uniformes (500 m par 500 m). Les résultats de l'estimation, exprimés sous forme de représentations cartographiques (Figure 28) permettent grâce à l'apport de variables supplémentaire, d'appréhender avec plus de réalisme la variabilité spatiale de la transmissivité.

La carte en courbes isovaleurs établie, se révèle nettement plus différenciée que la précédente. Les valeurs de transmissivités plus élevées, s'échelonnent dans l'intervalle de 1.2 10^{-3} à 1.06 10^{-2} m^2/s. La carte montres trois secteurs distincts :

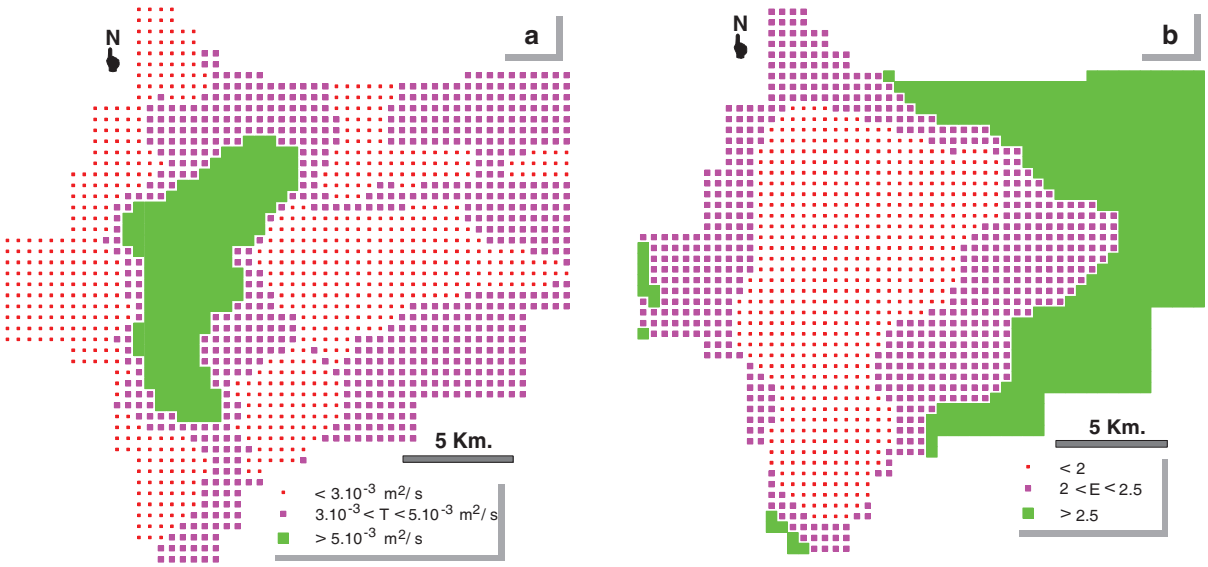


Figure 28 a-b : Carte d'égales valeurs de transmissivité.
Application de la méthode du cokrigeage à la plaine d'Annaba.

- Le secteur occidental qui englobe la majeure partie de la vallée de l'oued Seybouse, concorde avec l'axe du bassin d'effondrement de Ben Ahmed. Il se caractérise par les valeurs de transmissivités les plus élevées (supérieures à 5.10^{-3} m^2/s). Dans ce secteur fortement subsident, l'oued Seybouse a creusé de véritables canyons dans les argiles qui ont été, par la suite remblayés de dépôts grossiers à forte perméabilité.
- Le secteur central correspond au haut fond qui sépare le fossé d'effondrement de Ben Ahmed à l'ouest, du fossé d'effondrement de Ben M'Hidi à l'est. Ce horst qui est représenté à l'affleurement par la butte numidienne de Daroussa tend à s'enfoncer sous les sédiments à mesure que l'on se rapproche de la mer. Les transmissivités dans ce secteur sont moins élevées, notamment à l'ouest de Ben M'Hidi où elles ne dépassent guère les valeurs de 3.10^{-3} m^2/s.
- Le secteur oriental, enfin, correspond au fossé d'effondrement de Ben M'Hidi dont l'axe est orienté selon la direction NE-SW. Les apports détritiques grossiers sont ici, de nouveau, abondants mais leur perméabilité moins importante, ce qui contribue à accroître de façon modérée la transmissivité du système aquifère.

II.4.4.3-Application des réseaux de neurones artificiels

Les types de réseaux en question sont les suivantes: couches MLP (3 et 4), RBF, GRNN et linéaire. Pendant l'analyse, 500 réseaux ont été testés. Le meilleur modèle optimal ANN trouvé est MLP (4 couches) avec 2 nœuds cachés (Figure 29) et une erreur minimale de 0,005711. Le modèle a de très bonnes performances en matière de vérification avec une valeur de régression

(ratio SD) de 0.01969 et le coefficient de corrélation est supérieur à 75% pour la phase d'apprentissage, 99% pour la phase de vérification et 88% pour celle du test (Tableau 4) qui montre un excellent accord entre les valeurs observées et les valeurs mesurées de transmissivités.

Tableau 4 : Regression statistical parameters for the target output (T)

	Tr. T	**Ve. T**	**Te. T**
Data Mean	- 2.316842	-2.18	-2.286667
Data S.D.	0.234119	0.3328663	0.2640707
Error Mean	-0.007804	-0.001993	0.05081
Error S.D.	0.1561042	0.006554	0.1273654
Abs E. Mean	0.129582	0.00569	0.08069
S.D. Ratio	0.6667728	0.01969	0.4823155
Correlation	0.7452995	0.999842	0.88752

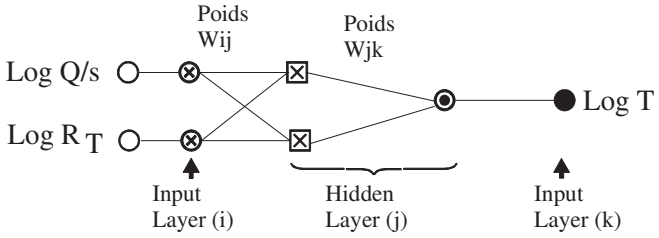


Figure 29 : Network Illustration (4 Layers) MLP

Dans cette étude, le variogramme expérimental moyen des transmissivités horizontales, a été calculé et ajusté à un modèle sphérique d'une portée de 9 km avec un effet de pépite C_o égal à 4.3 x 10^{-8} $(m^2.s^{-1})^2$ et un palier global ($C+C_o$) de 7.1 x 10^{-8} $(m^2.s^{-1})^2$ (Figure 30). L'effet de pépite est très fort. Cela est en grande partie dû à une structure hydrogéologique stratifiée où les variations de faciès s'accompagnent de variations importantes et discontinues de la perméabilité (ou de la transmissivité) (Hani *et al.*, 2000).

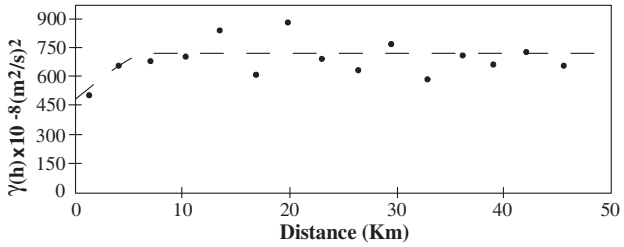


Figure 30 : Variogramme moyen ajusté à un modèle sphérique.

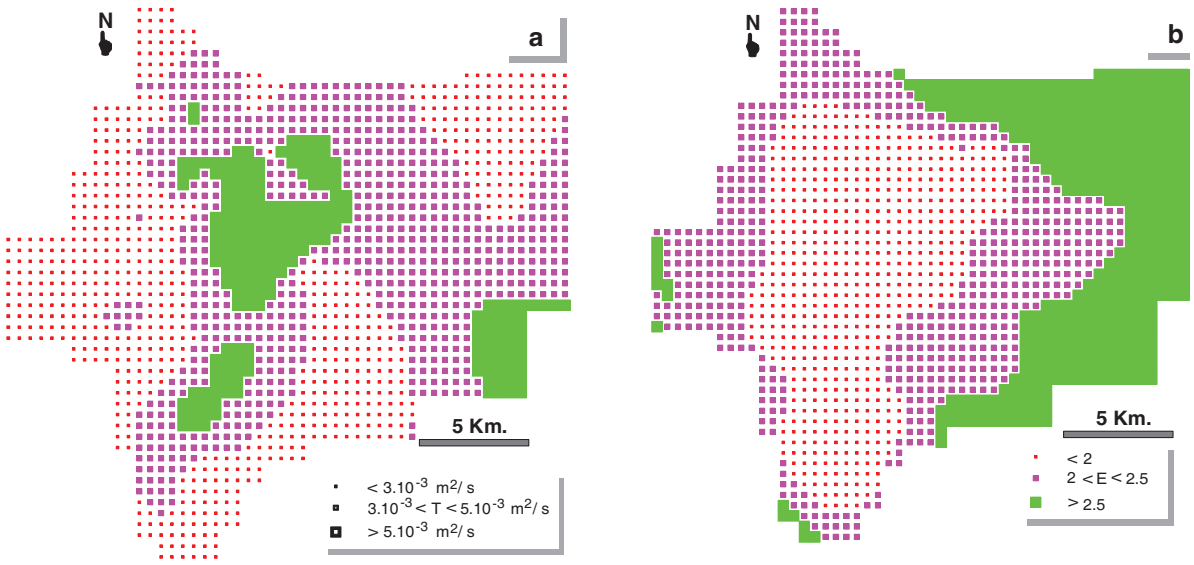


Figure 31 a-b : Carte d'égales valeurs de transmissivité.
Application de la méthode des réseaux de neurones à la plaine d'Annaba.

Le krigeage des transmissivités a été effectué aux nœuds des mailles carrées de 500 m de côté. Les transmissivités krigées ainsi que leur variance de krigeage ont été cartographiées. Les plus fortes valeurs de transmissivité se situent le long de la vallée de la Seybouse et coïncident avec l'axe de la fosse de Ben-Ahmed (Figure 31). Les coupes géologiques des forages permettent de reconnaître dans ce secteur, deux niveaux de graviers uniformes et dépourvus de matériaux fins. Le premier, reconnu par les forages à une profondeur de 35 m, présente une épaisseur de près de 8 m tandis que le second, plus profond, peut atteindre 40 m d'épaisseur au milieu de la fosse. Il convient également de remarquer que le remplissage de la fosse par des sédiments plio-quaternaires grossiers a permis la formation d'une importante zone d'accumulation à écoulement préférentiel. A l'Est, au débouché de l'oued Bounamoussa dans la plaine, il y a apparition d'une zone de forte transmissivité liée probabalement aux apports en éléments grossiers à l'entrée de la plaine. Les plus faibles transmissivités sont situées à l'Ouest de région d'étude et tout le long du horst de Daroussa. D'une manière générale, la structure des nappes profondes est assez bien rendue et les nombreuses anomalies concentriques prouvent bien l'existence de poches graveleuses très perméables au sein d'un encaissement plus stérile. Cette structure particulière du réservoir expliquerait les oscillations et effets de trous affectant les variogrammes expérimentaux.

La représentation cartographique des variances de krigeage (Figure 31) montre que l'estimation de la transmissivité est d'autant plus précise que la densité des points de mesure est forte. Les estimations les plus sures se situent le long de la Seybouse. Les écarts deviennent de plus en plus importants dans les zones les moins reconnues plus exactement sur les limites situées à

l'Est de la plaine, là où on ne dispose d'aucun pompage d'essai mais leur extension est réduite par rapport à la méthode régressive et au cokrigeage.

II.4.4.4 Simulation numérique des écoulements souterrains

Le code Modflow a été utilisé pour vérifier les hypothèses émises notamment sur les conditions aux limites. Le domaine retenu, couvrant une superficie de 384.5 km^2, est repéré dans le système Lambert par Xmin : 944.000 ; Xmax : 971.000 et Ymin : 384.000 ; Ymax : 410.000. Le domaine étudié, correspondant à la plaine de Annaba, est discrétisé horizontalement en 1538 mailles carrées de 500 m de côté et verticalement en trois couches ; NSAS, semi-perméable et NG. Chaque maille 3-D est un parallélépipède dont le côté vertical est variable pour les trois couches.

La première entrée dans le système est la recharge. La pluie efficace a été calculée avec les précipitations mensuelles par la formule de Thornthwaite. Pour le code numérique d'écoulement, il est nécessaire d'introduire les caractéristiques géométriques de chacun des trois horizons. Les côtes du toit et du mur ont été déterminées essentiellement à partir de l'analyse des données de forage et exprimées par rapport au nivellement général (NGA). L'introduction des valeurs de perméabilité de chaque couche est également indispensable. Par conséquent, les valeurs de transmissivité issues des pompages d'essai effectués sur NSAS en se référant à la granulométrie et à l'épaisseur des alluvions ou des résultats des transmissivités obtenues à partir des différentes méthodes utilisées (krigeage associé à la régression, cokrigeage, ANN) pour NG sont divisées par l'épaisseur de l'horizon considéré avant d'être introduites dans le modèle. La perméabilité de l'horizon semi-perméable est déterminée à partir de trois pompages d'essai de longue durée. Parallèlement, l'historique des prélèvements sur les forages, captant la nappe profonde, est connu avec une précision acceptable. Ce sont les quantités d'eau prélevées dans NSAS qui sont assorties d'incertitude. Les débits des oueds Seybouse et Ressoul sont déterminés à partir des jaugeages effectués à l'amont de la plaine.

Les résultats du calage, en régime permanent, illustrés par la superposition des cartes piézométriques observées et simulées (Figure 32) indiquent pour chacune des deux nappes (NSAS et NG) un écart absolu moyen de 0,4 m. Nous pouvons donc considérer que le calage est acceptable. En particulier, sur des zones caractéristiques comme par exemple, en bordure de la butte de Boukhadra, nous retrouvons par le calcul les forts gradients hydrauliques visibles sur la carte initiale de NG. Il en est de même suivant les limites ouest et sud, à proximité des alluvions des terrasses et à l'est, en bordure de l'élévation de Daroussa. Par ailleurs, dans la zone centrale et nord de la plaine, les dépressions piézométriques sont bien reconstituées sur les

cartes simulées. La comparaison des perméabilités calculées et de celles mesurées, souligne qu'elles sont du même ordre de grandeur et donne la même répartition des transmissivités qu'à partir des pompages d'essai.

Les bilans hydrauliques du système aquifère calculés par le modèle montrent que la somme des entrées est égale à celle des sorties, le volume stocké est par conséquent nul (loi de conservation des masses). Les apports au système calculés par le modèle sont constitués par les pluies efficaces sur NSAS et par l'alimentation à partir des flux entrants par les limites pour NG. Les sorties sont représentées essentiellement par les potentiels imposés pour NSAS et par les prélèvements dans les forages dans NG.

La carte de transmissivité déduite du calage du modèle numérique (Figure 33), présente une grande analogie avec la distribution générée par la méthode de krigeage associée aux réseaux neuronaux.

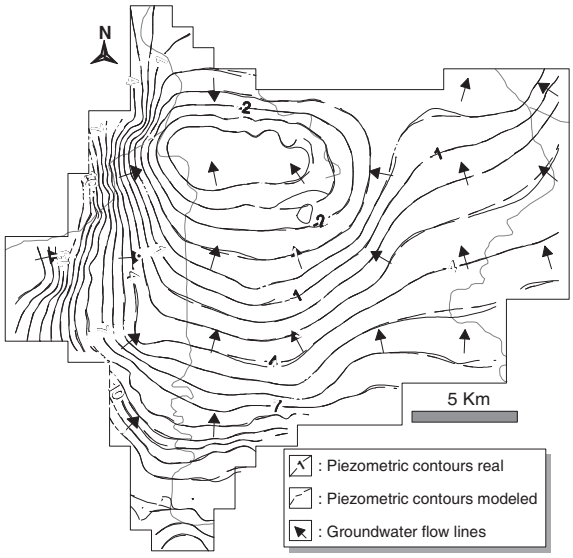


Figure 32: Comparaison entre piézométrie calculée et mesurée en régime permanent.

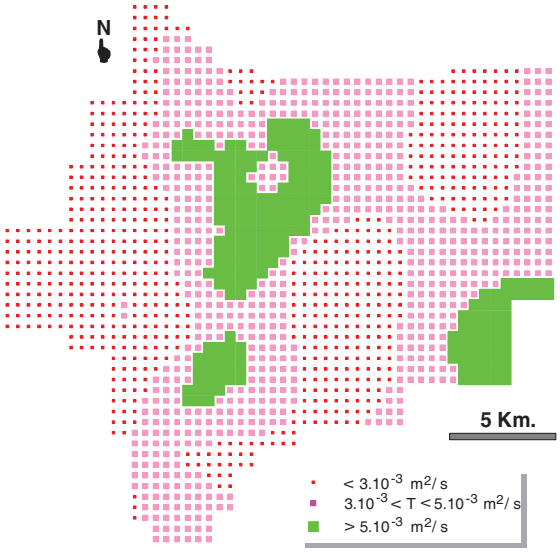


Figure 33: Carte d'égales valeurs de transmissivité. Application d'un modèle numérique la plaine d'Annaba.

II.4.5- Analyse des resultats

La comparaison des résultats statistiques obtenus à partir des différentes méthodes appliquées (krigeage ordinaire, régression, réseaux de neurones artificiels, modélisation numérique) permet de noter les constatations suivantes (Tableau 5) :

- les fourchettes de variation des valeurs moyennes estimées par les différentes méthodes sont beaucoup plus réduites que celles des valeurs brutes, obtenues à partir de l'interprétation des données de pompages d'essai. La méthode du krigeage permet en effet un lissage plus ou moins important, destiner à filtrer la composante chaotique du phénomène en dehors des points expérimentaux et atténue par conséquent les valeurs extrêmes. Cette composante erratique, représentée par l'effet de pépite, est soit assimilée à des erreurs de mesure dont on cherche à se débarrasser soit à des variations locales et imprévisibles faisant partie du phénomène et donc des anomalies à rechercher. Le krigeage étant un estimateur exact, il permet de restituer aux points expérimentaux les valeurs exactes ; mais dans les zones démunies de mesures, il peut conduire à un filtrage drastique des estimations.

- L'examen de l'écart-type de l'erreur d'estimation montre que dans l'ensemble les valeurs diffèrent très peu d'une méthode à une autre. Il n'est donc pas évident de tirer des conclusions quant à la précision de l'estimation car l'évaluation de l'erreur d'estimation est très sensible au choix du variogramme. Il ne faut donc jamais isoler l'étude des variogrammes du contexte expérimental dans lequel ils ont été obtenus car la structure spatiale mise en évidence peut varier en fonction de l'échelle de travail, du pas d'échantillonnage et du volume de mesures disponibles.

- Ainsi, l'analyse des résultats cartographiques par le biais du seul critère de variance d'estimation ne permet pas de juger de la qualité réelle des cartographies. Les différentes méthodes appliquées ont, en effet, des approches différentes et la qualité des estimations réalisées est de ce fait intrinsèquement liée aux hypothèses sous-jacentes. Dans ces conditions, le choix d'une méthode donnant le meilleur résultat en terme de valeurs estimées n'est pas possible car les valeurs vraies sont inconnues.

- Enfin, en se basant sur des considérations purement méthodologiques, on notera que la carte obtenue à partir les réseaux de neurones artificiels et à un degré moindre celle du cokrigeage, permettant d'associer plusieurs variables d'origine différente dans l'estimation, s'avèrent préférables à la régression (Figure 34). Les deux méthodes exploitent un minimum d'hypothèses et à l'inverse de la méthode régressive, insèrent directement les variabilités spatiales de toutes les variables. En plus, l'utilisation des résultats de ces deux approches (ANN

et cokrigeage) permet de minimiser les écarts entre les réponses mesurées et les réponses simulées et donc d'éviter les simulations redondantes durant la phase du calage du modèle numérique.

Tableau 5 : Statistiques des résultats obtenus par différentes méthodes.

Méthodes	**Valeurs estimées**									
	Min.	Max.	Moy.	E-T.1	C.V.	Min.	Max.	Moy.	E-T.2	C.V.
Régression	-3.089	-2.066	-2.451	0.1960	8	0.117	0.331	0.174	0.0433	24.8
Cokrigeage	-2.913	-1.975	-2.326	0.1668	7.1	0.102	0.363	0.202	0.0521	25.2
ANN	-2.870	-1.906	-2.312	0.1655	7.3	0.100	0.345	0.213	0.0512	25.3
Modél. Num	-2.780	-1.912	-2.298	0.1567	7.2	0.111	0.334	0.209	0.0544	25.5

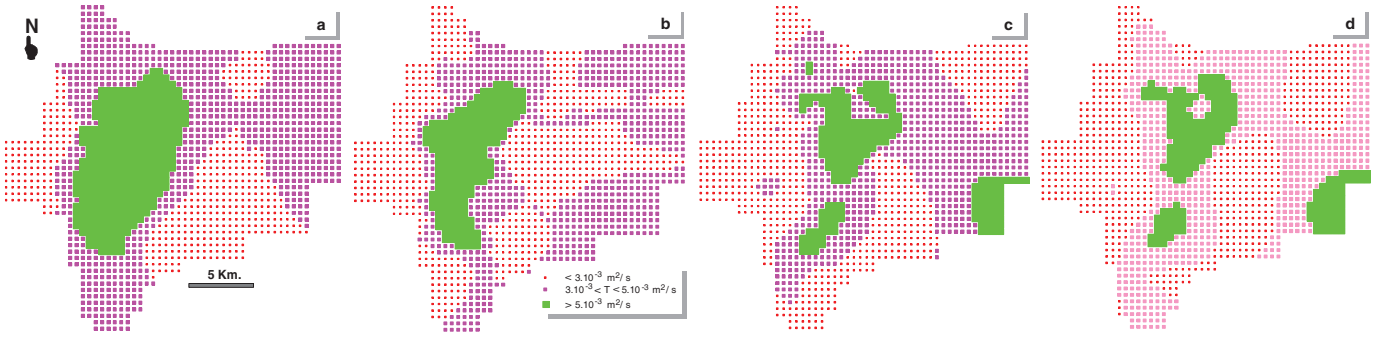


Figure 34a-d : Comparaison des cartes de transmissivité obtenues
à l'aide des différentes méthodes
a) krigeage associé à la régression ; b) cokrigeage ;
c) krigeage associé au RNA ; d) calage du modèle numérique.

II.4.6- Conclusion

L'utilisation du krigeage associé aux régressions et aux réseaux de neurones artificiels et du cokrigeage pour l'estimation des transmissivités en n'importe quel point du système aquifère d'Annaba à partir de valeurs facilement accessibles (résistance transversale et débit spécifique) a permis l'identification de deux grandes classes :

- la première, correspondant aux plus faibles valeurs de transmissivité est formée par les secteurs à passées graveleuses de la bordure Ouest de la plaine d'Annaba et sur le prolongement du horst de Daroussa qui s'est vraisemblablement trouvé à l'abri des apports alluviaux d'où l'absence de niveaux grossiers de remplissage. Cette situation se traduit par des valeurs de transmissivité relativement plus faibles ;
- la deuxième caractérisée par les plus fortes valeurs, se localise le long de la vallée de la Seybouse et coïncide avec l'axe de la fosse de Ben-Ahmed. Les coupes géologiques des forages permettent de reconnaître dans ce secteur, deux niveaux de graviers uniformes et dépourvus de matériaux fins. Le premier, reconnu par les forages à une profondeur de 35m, présente une épaisseur de près de 8 m tandis que le second, plus profond, peut atteindre 40m d'épaisseur au milieu de la fosse. Il convient également de remarquer que le remplissage de la fosse par des sédiments plio-quaternaires grossiers a permis la formation d'une importante zone d'accumulation à écoulement préférentiel. La seconde zone de bonne transmissivité se localise au débouché de l'oued Bounamoussa à l'amont de la plaine. Dans ce secteur, l'épaisseur des dépôts alluviaux de la fosse d'effondrement de Ben-Mhidi peut atteindre près de 30 m.

Les résultats obtenus sous forme de cartes des moyennes des transmissivités et de leur variance ont servis de champs d'entrée lors du calage du modèle numérique des écoulements souterrains et pour éviter les simulations redondantes. En effet par cette approche, on cherche à minimiser l'écart entre la piézométrie calculée par le modèle et la piézométrie mesurée en contraignant les paramètres structuraux à rester dans les limites fixées par l'approche probabiliste.

Les réseaux de neurones associés au krigeage et, à un degré moindre, le cokrigeage donnent les meilleurs résultats en fournissant des valeurs moyennes par maille les plus proches des résultats de la simulation numérique. Les deux méthodes exploitent un minimum d'hypothèses et à l'inverse de la méthode régressive, insèrent directement les variabilités spatiales de toutes les variables.

Dans le cadre du système côtier de la plaine d'Annaba, le modèle élaboré montre une forte zone de dépression avec une piézométrie inférieure au niveau de mer autour des champs captant des Salines. Ces résultats serviront de base pour l'étude des transferts de polluants pour

prévoir les effets de l'accroissement des prélèvements dans les batteries de forages situés en majorité sur la partie littorale.

Chapitre III : ETAT QUANTITATIF DE LA RESSOURCE EN EAU

III.1- Introduction

Afin de pouvoir étudier quantitativement et qualitativement le système aquifère de Annaba il est nécessaire d'utiliser un modèle numérique qui expliquerait le comportement hydrodynamique et hydrodispersif des nappes qui constituent le système.

Connaissant préalablement la géologie, l'hydrogéologie des différents aquifères, il nous est aisé de réaliser une simulation des nappes qui permettrait de contrôler l'état actuel de la ressource et d'évaluer les effets des interventions anthropiques sur le milieu.

Pour ce faire le code Modflow a été utilisé pour simuler les écoulements des eaux souterraines, vérifier les valeurs de transmissivite et estimer la quantité de la ressource.

Le module MT3D a été utilisé pour simuler l'intrusion marine

III.2 - Modélisation du système aquifère

Rappel hydrogéologique

Le système aquifère Annaba-Bouteldja a été longtemps considéré comme un ensemble homogène et isotrope ayant un fonctionnement hydraulique simple répondant à un modèle conceptuel bicouche à écoulement horizontal ou vertical (Gaud, 1976 ; B.R.G.M., 1990 ; Hani, 2003 ; etc…). L'étude de la structure profonde du système aquifère Annaba-Bouteldja, basée sur des données de forage et de sismique réflexion, montre que la région est constituée par des accumulations mio-plio-quaternaires aux nombreuses variations de faciès dont les paramètres hydrauliques (transmissivités en particulier) présentent d'importantes variations latérales et verticales.

D'autres études de modélisation (Hani, 2003) ayant pour but de vérifier les hypothèses émises sur le fonctionnement hydrodynamique des aquifères de la région de Annaba-Bouteldja en couplant le contexte géologique (variations de faciès et structures) et la modélisation des écoulements souterrains et en s'appuyant sur les résultats du krigeage des transmissivités montrent que la distribution des transmissivités issues du calage du modèle présente une zonalité assez prononcée des valeurs.

Une comparaison entre la répartition des transmissivités calculées et la carte structurale conduit donc à ne plus considérer les aquifères comme un ensemble homogène, mais comme deux grands grabens où se sont accumulés des éléments grossiers séparés par un horst portant la

butte de Daroussa. A partir de là nous avons modélisé le système aquifère d'Annaba séparément de celui de Bouteldja.

■ ***Nappe des sables argileux superficiels (NSAS) :***

Dans les formations sablo-argileuses superficielles, cette nappe est globalement libre mais peut localement devenir captive sous des couches plus argileuses. Elle s'étend pratiquement sur toute la zone d'étude. Sa limite septentrionale est constituée par les sables du cordon et du massif dunaire au niveau piézométrique supérieur, le blocage de l'écoulement vers la mer se traduit par des marécages. La limite ouest, de l'Edough, est étanche excepté au niveau des cipolins fissurés, peu étendu et en contact avec les niveaux grossiers, ont été associés à la nappe des graviers. Au Sud, leur contact avec les argiles numidiennes correspond à une limite étanche, l'alimentation par les grès numidiens étant associée à diverses discontinuités (failles, stratification,…), comme dans le secteur entre les oueds Seybouse et Bounamoussa.

■ ***La nappe des graviers (NG) :***

Souvent appelée *nappe profonde*, cette nappe se trouve à une profondeur de 8 à 14 m dans le Sud, entre Dréan et Chihani et à -100 m, en bordure de mer, au Nord. Son épaisseur, très variable, passe de quelques mètres sur les bordures Ouest et Est de la Fosse de Ben-Ahmed et sur l'élévation de Daroussa, à près de 25 m selon l'axe de cette fosse. Il en est sensiblement de même dans la fosse de Ben-M'Hidi dans laquelle, le long de l'axe, sa puissance maximale atteint 90 m. Suivant la bordure du graben, au Nord de Bouteldja et au pied du Djebel Bourdim, l'épaisseur du niveau à éléments grossiers atteint près de 70 m.

Le mur des formations mio-plio-quaternaires se trouve à –500 m au niveau de la fosse de Ben-Ahmed et -1000 m au niveau de la fosse de Ben-M'hidi. Entre la butte de Boukhadra et El-Kous, un autre niveau à éléments grossiers, d'une puissance de près de 8 m, a été localisé à une profondeur de 35 à 40 m.

Les deux nappes, NSAS et NG, sont séparées par un horizon argilo-sableux semi-perméable dont l'épaisseur minimale au Sud augmente de façon progressive vers le Nord pour atteindre une puissance supérieure à 70 m dans la partie côtière. Selon Nafaa (1985), Khérici (1993) et Djabri *et al.* (2000), cette couche, à perméabilité variable, joue un rôle important dans le transfert hydraulique par drainance entre ces deux horizons.

Au Sud de Dréan, les graviers, à faible profondeur, sont en contact avec les roches numidiennes qui constituent une limite d'alimentation. A l'Est, la continuité entre NG et le massif dunaire est établie grâce aux données de sondage et aux caractéristiques chimiques et isotopiques des eaux (Hani *et al.*, 2003) identiques dans le massif et dans la partie orientale des niveaux de NG. Le caractère artésien de NG, dans ce secteur, confirme cette hypothèse. Le passage latéral du

sable aux graviers est par conséquent bien identifié. L'exutoire principal de NG est constitué par la mer Méditerranée.

Rappel climatologique

La bonne connaissance des conditions climatiques de la zone d'étude joue un rôle majeur dans la compréhension de l'évolution des éléments chimiques, la protection et la résolution des problèmes de pollution au niveau de la nappe. Dans ce chapitre nous allons s'intéresser à l'étude de la climatologie de la zone d'étude et à l'hydrologie des eaux de surface (oued Seybouse et oued Meboudja) ;

Parmi les stations pluviométriques implantées dans la plaine d'Annaba, on s'est contenté des données pluviométriques et des précipitations de la station des salines du fait de sa situation par rapport à la zone d'étude. Les données s'étalent sur la période de 1978 jusqu'à 2005.

La zone d'étude est caractérisée par un climat de type méditerranéen, son régime climatique dépend de deux paramètres principaux : la précipitation météorique et la température.

Le mois de Décembre est le mois le plus pluvieux au niveau de cette station ou on a enregistré un maximum de l'ordre de 107.4mm, tandis que le mois de juillet est le mois le moins pluvieux auquel on marque un minimum de l'ordre de 4mm pour la station des salines.

Le climat doux et humide en hiver et chaud et sec en été, ces caractéristiques indiquant un climat méditerranéen.

Les moyennes mensuelles de températures les plus élevées sont observées essentiellement pendant la période d'été (Juin – Septembre) avec des températures variant de 20 à 25,5°C. Par contre les températures les plus basses, de 10 à 12,5°C, sont observées pendant la période d'hiver (décembre à mars) avec un minimum pendant le mois de janvier (10,5°C). Les autres mois présentent des températures intermédiaires (14 à 20°C). Ces caractéristiques de la température d'un point de vue hydrochimique, nous indiquent que pendant la période d'été, vu les valeurs élevées de la température, ces dernières vont produire une évaporation de l'eau et en même temps une augmentation de la concentration des éléments chimiques dans la nappe.

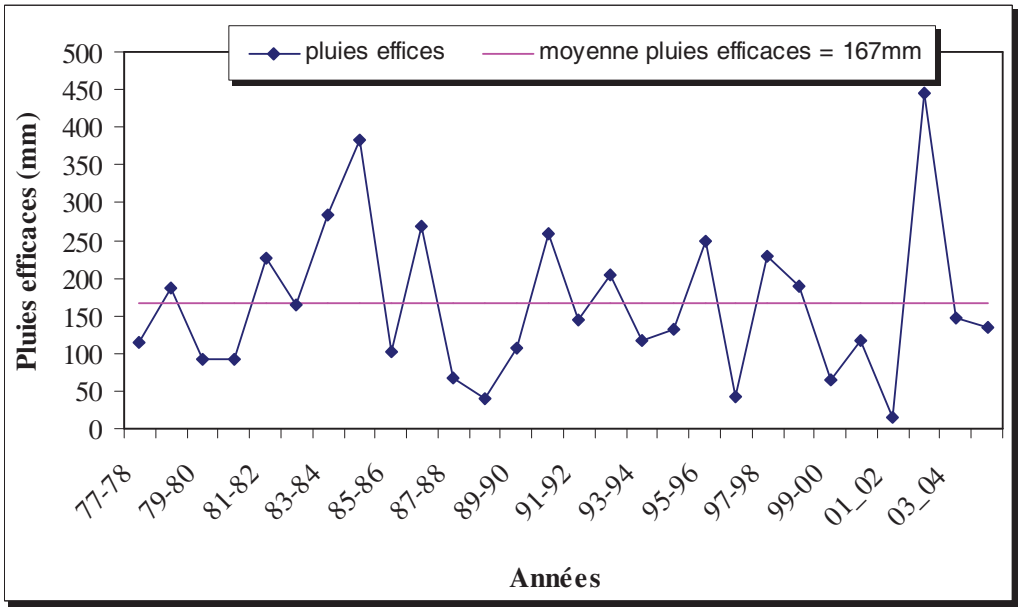
L'humidité relative de l'air correspond au rapport de la tension de vapeur réelle observée à la tension de valeur saturante à la même température. Ce paramètre intervient comme coefficient de correction de l'évapotranspiration lorsqu'il est inférieur à 50 %. A la station des Salines (1974/2005), les moyennes mensuelles de l'humidité relative varient de 68.8 % en été (juillet) à 78 % en hiver (février). La moyenne annuelle étant de 75 %.

Les nappes souterraines sont alimentées essentiellement par l'infiltration d'eau de pluie. La pluie infiltrée (pluie efficace) représente une partie seulement de la pluie brute. En effet, une

partie de la pluie brute ruisselle sur le sol et rejoint le réseau de surface (rivières). Une autre partie est utilisée par les plantes et rejetée à l'atmosphère par évapotranspiration. Le stock d'eau du sol utilisable par les plantes constitue la réserve facilement utilisable (RFU).

A partir des données de pluie brutes fournies par l'office national de la météo à l a station des saline qui se situe au nord de la région, et des données de températures observées à la même station, la pluie efficace a été calculée annuellement selon la méthode de Thorntwaite en retranchant à l'excédent la valeur de 10% (Hani, 2003) représentant le ruissellement.

Les pluies efficaces rejoignant les eaux souterraines ont été ainsi calculées sur une période de 27 ans de 1978 à 2005 (Figure 35). La pluie efficace annuelle moyenne est de 167mm.



Les pluies efficaces rejoignant les eaux souterraines ont été ainsi calculées sur une période de 27 ans de 1978 à 2005 (Figure 35)

III.2.1- Données d'entrée

III.2.1.1 - Description du modèle :

Le modèle conceptuel utilisé dans la présente étude est un système aquifère multicouche composé de deux couches aquifères séparées par une couche aquitard d'épaisseur variable. Le code tridimensionnel VisualModflow, qui permet de simuler le comportement des écoulements souterrains par la résolution de l'équation de diffusivité en faisant appel à la méthode des différences finies a été utilisé pour modéliser le système aquifère d'Annaba.

Le domaine est obtenu par une division de l'aquifère en 3 couches et 4 horizons dont le premier horizon (couche supérieure) représente la topographie du domaine et le dernier représente l'allure du substratum. Les épaisseurs des couches aquifères sont proportionnelles à la distance (Z) qui sépare le toit (topographie) du substratum (profondeur de l'aquifère). Il est évident alors que l'épaisseur des couches aquifères est variable d'un nœud à l'autre. Le domaine d'écoulement est discrétisé en mailles carrées de 500m de côté.

Le maillage est projeté sur les cartes d'élévation de terrain, y compris la carte topographique (Figure 36).

Les trois unités du modèle sont supposées homogènes dans cette étude, afin d'avoir un calibrage efficace et plus rapide.

III.2.1.2 - Condition aux limites

Le système aquifère d'Annaba est caractérisé par (Figure 36) :

- une limite étanche à l'Ouest du cote du massif cristallin de l'Edough ;
- des apports à partir des alluvions dans le secteur Sud;
- un potentiel imposé au Nord (mer Méditerranée). Ce secteur représente la zone de déversement de la nappe.

L'alimentation principale de la nappe se fait par l'infiltration des eaux pluviales qui ont été considérées homogènes dans la zone d'étude.

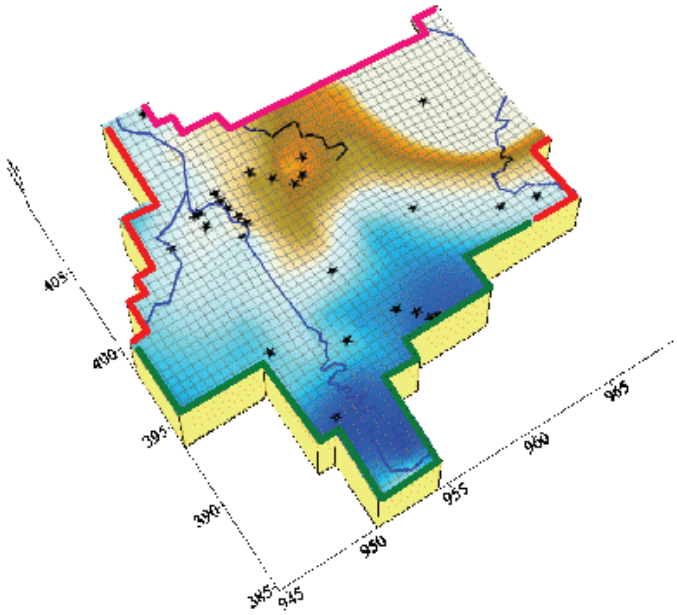


Figure 36 : Discrétisation et conditions aux limites
du système aquifère de la plaine d'Annaba

Légende : apports à partir des alluvions de haut niveau ; flux nul ;
Oueds ; potentiel imposé ; * forages

III.2.1.3 - Les données hydrodynamiques

D'une manière générale, les transmissivités varient de 10^{-3} à 4,5 10^{-2} $m^2.s^{-1}$ avec une moyenne de 4,9 10^{-3} $m^2.s^{-1}$.

- les transmissivités les plus fortes se situent le long de la vallée de la Seybouse, globalement suivant l'axe de la Fosse Ben-Ahmed et dans la partie orientale du massif dunaire ;

- les faibles transmissivités sont situées à l'Est de Ben-M'hidi et s'étendent sur toute la partie littorale du massif dunaire.

III.2.1.4 - Piézométrie

Après étude des relevés piézométriques disponibles sur l'ensemble de la plaine d'Annaba, celles d'octobre 1982 semblent le mieux convenir à la reproduction d'un état stable :

• Le mois d'octobre se situe à la saison des basses eaux, période pendant laquelle les niveaux piézométriques fluctuent le moins.

• Le nombre de mesures réalisées est relativement plus élevé que pour les autres périodes : 43 mesures pour NSAS, et 60 pour NG (Figure 37).

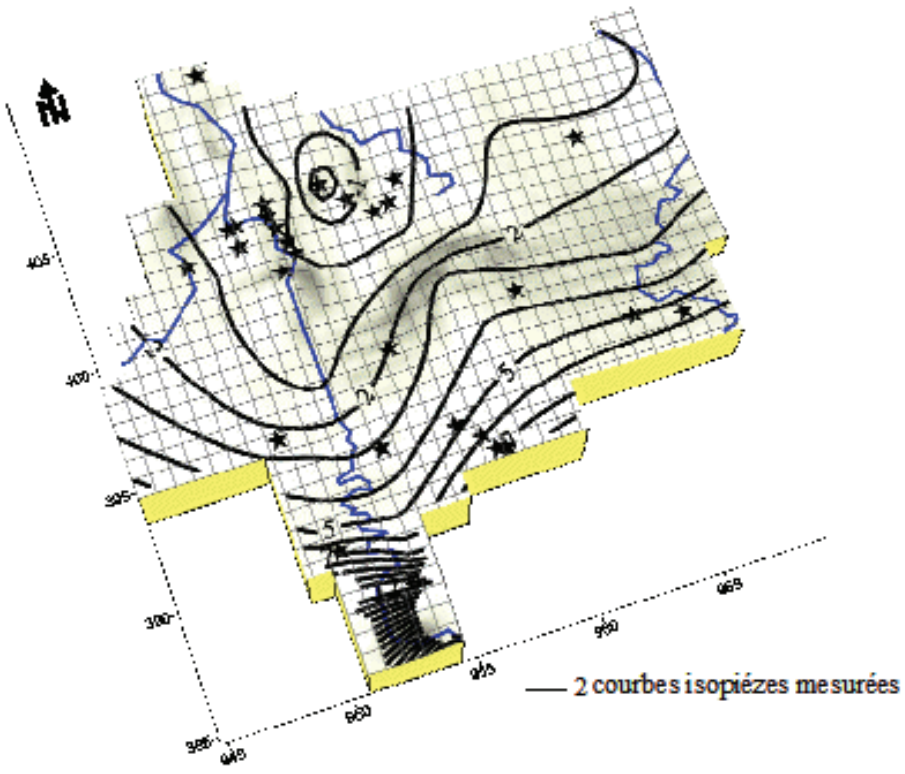


Figure 37 : Carte en courbes isopièzes de la nappe des graviers
du système aquifère de la plaine de Annaba

La carte piézométrique de NG, montre que :

• Les apports dans NG se font à partir de ses bordures sud et sud-est et il y a continuité des niveaux piézométriques entre NG et NSDB.

• L'écoulement de NG converge essentiellement vers le Nord en direction de la mer Méditerranée. La drainance par les oueds Seybouse et le Khelidj est bien mise en évidence.

III.3- Résultats du calage du modèle

III.3.1 - Régime permanent

Les résultats ainsi obtenus sont comparés à celles de la piézométrie observée de 1982. Durant cette période, l'aquifère n'était pas encore sollicité à des prélèvements intenses.

Les tests montrent que le modèle conceptuel est très sensible aux changements des valeurs des conductivités hydrauliques. Ces dernières ont été ajustées jusqu'à ce que les isopièzes calculées soient devenues très proches de celles mesurées.

Avec une différence de à 0.5 m à 1 m, l'ajustement entre la piézométrie calculée et celle observée est satisfaisant sauf au niveau de zone centrale de la plaine ou les différences atteignent 2m. Les différences observées entre la piézométrie calculée et celle observée (Figure 38) peut s'expliquer aussi soit par d'éventuelles erreurs dans la détermination des cotes du terrain, soit par le manque d'informations précises sur les paramètres de la nappe dans cette zone.

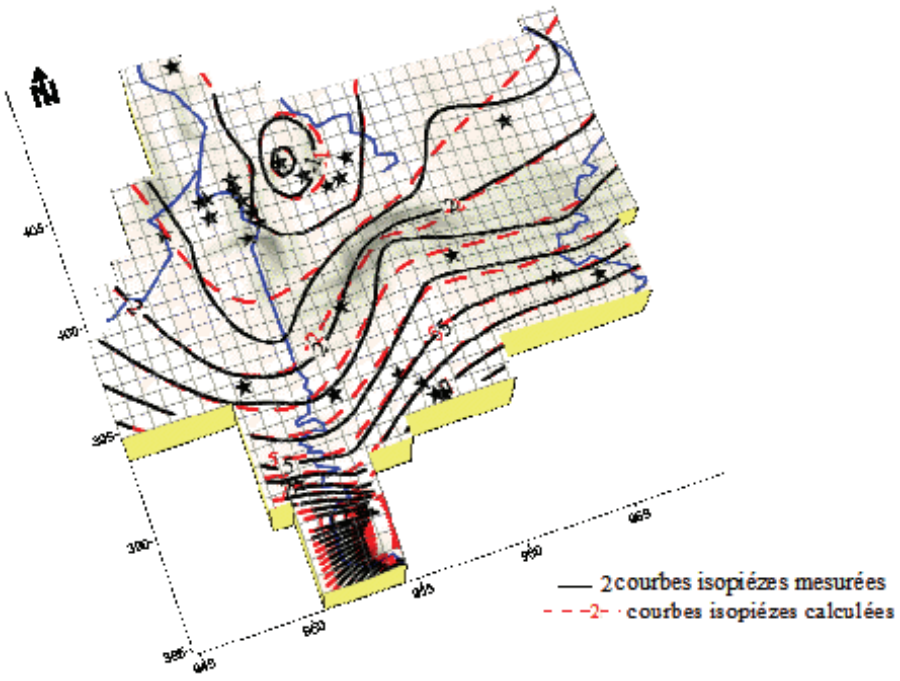


Figure 38 : Carte des piézométries : mesurée et calculée (régime permanent) de la nappe des graviers

Le modèle permet de reproduire l'allure de l'écoulement général naturel ayant une direction principale du Sud vers le Nord, ainsi que les observations suivantes :

- Le drainage par la Seybouse au Sud et la dépression induite par la batterie des forages des Salines au Nord,
- Sur la partie Est, les forts gradients hydrauliques et la relation hydraulique NSDB-NG.

Les bilans hydrauliques du système aquifère restitués par le modèle (Tableau 6) montrent que la somme des entrées est égale à la somme des sorties, le volume stocké est par conséquent nul (loi de conservation des masses. Les apports à NG sont constitués essentiellement par les précipitations efficaces et à un degré moindre par la drainance à partir de NSAS et par les apports à partir des alluvions des hautes terrasses et des grès numidiens. Les pertes sont constituées par les prélèvements dans les forages, le débit de fuite vers la mer et la drainance par NSAS.

Tableau 6 : Bilan hydrique ($m^3.s^{-1}$) de la nappe des graviers en régime permanent (1982)

Termes d'écoulement	Entrées	Sorties
Emmagasinement	0	0
Forages	0	10604
Drains	0	0
Recharge	0.18	0
ET	0	0
Drainance	29140	11607
Flux aux limites	28991	35430
Somme	**58443**	**58443**
TOTAL	**Entrées – Sorties = 0**	

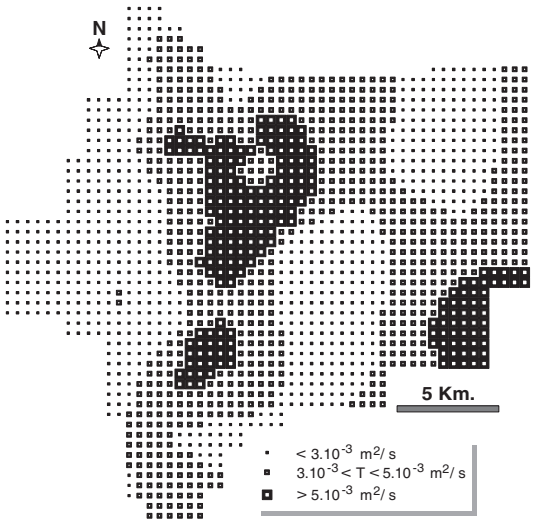


Figure 39 : Répartition des conductivités hydraulique à l'issu du calage en régime permanent

III.3.2 - Calage en régime transitoire :

La seconde étape des simulations est effectuée afin de faire le point sur les effets engendrés par l'accroissement des prélèvements effectués depuis 1982 sur NG. Le calage en régime transitoire, couvre une période de 20 ans au cours de laquelle des relevés piézométriques ont été effectués, régulièrement à un pas annuel excepté entre 1990 et 1996 où les relevés sont plutôt rares (3 campagnes ; 1990 ; 1992 et 1996). Les potentiels précédents calculés en régime permanent sont utilisés comme des valeurs initiales. Au cours de la phase du calage en régime transitoire, la reproduction des fluctuations piézométriques des aquifères a permis d'ajuster au mieux les coefficients d'emmagasinement utilisés par le modèle. Les valeurs initiales des caractéristiques hydrodynamiques des nappes ont été introduites puis réajustées en cours du calage. C'est ainsi que la valeur de 3% du coefficient d'emmagasinement introduite dans un premier temps pour la nappe superficielle a été conservée. Pour la nappe des graviers, une valeur de l'ordre de 1.10^{-4} a été prise en compte exceptée dans la partie amont de la Seybouse où l'emmagasinement est plus élevé soit 10^{-3}.

Si l'on compare les piézométries calculées et les piézométries de référence interpolées à partir des relevés réalisés sur le terrain (Figure 40), l'ajustement peut être considéré comme acceptable. Le comportement piézométrique des nappes, observé sur la période 1982-2002, a pu être reconstitué dans la plupart des piézomètres avec un écart moyen de 0.3 m. En particulier sur des zones caractéristiques de NG comme par exemple au nord de la plaine où on retrouve bien sur les cartes piézométriques calculées les différentes dépressions piézométriques visibles sur les cartes initiales. En revanche, sur la bordure est du domaine discrétisé la reconstitution des courbes est moins bien bonne sur les cartes calculées. Ceci est dû probablement au faible nombre de mailles dans ce secteur.

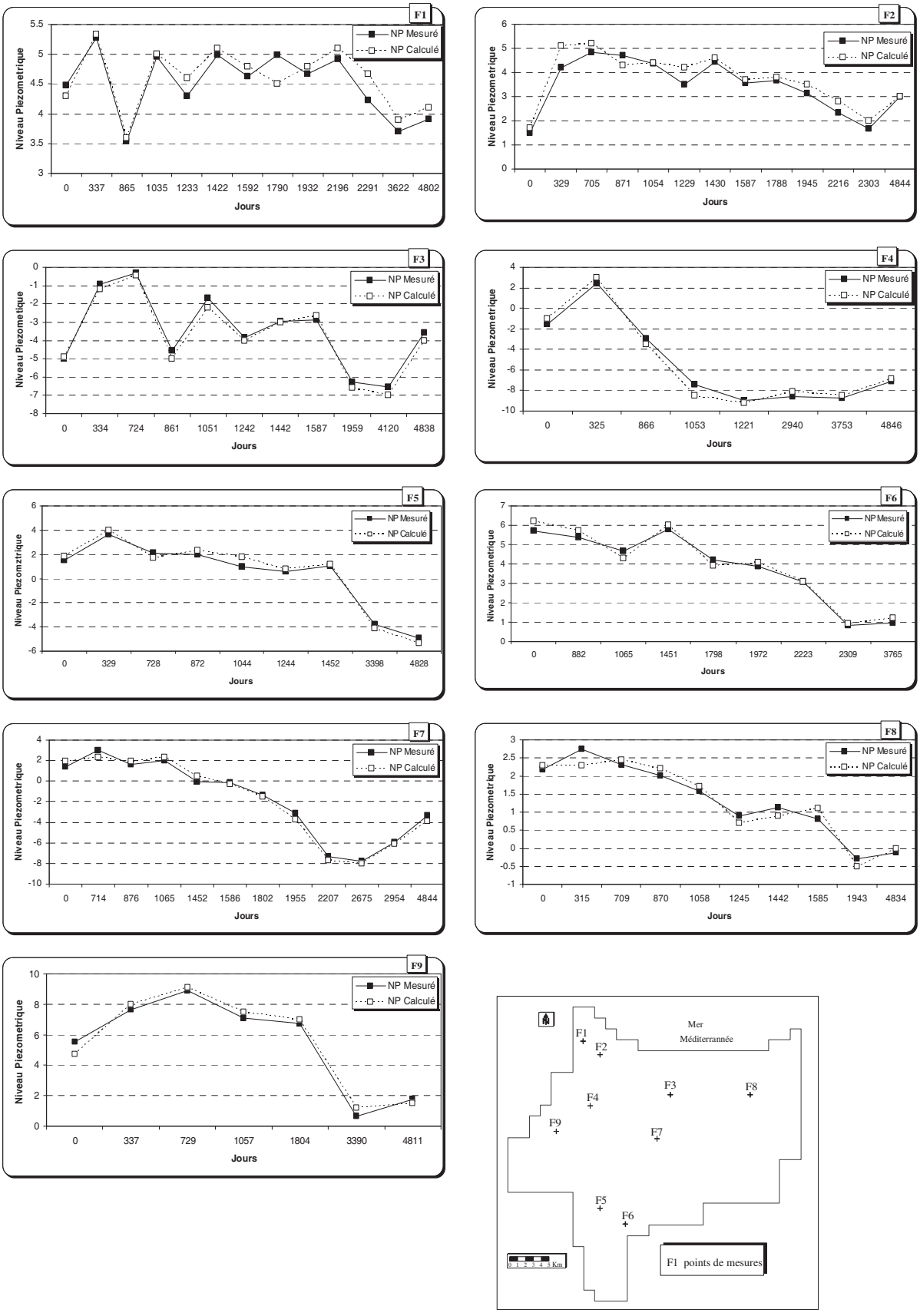


Figure 40 : Piézométrie calculée vs piézométrie mesurée en régime transitoire

III.4- Conclusion

La modélisation du système aquifère d'Annaba, a permis d'étudier le comportement hydrodynamique des nappes. La simulation des écoulements souterrains entre 1982 et 2005 montre une chute très marquée des niveaux piézométriques dans la nappe des graviers. Elle serait due essentiellement à l'exploitation intensive dont le volume des prélèvements est passé de 12.10^6 à $23.\ 10^6$ m^3/an en 14 ans. Cette baisse se traduit par des appels d'eau de plus en plus importants à partir de la mer indiqué par l'inversement du sens d'écoulement des eaux. En effet, l'utilisation d'un modèle de transport de masse met en évidence une augmentation très nette des teneurs en chlorures surtout dans les secteurs côtiers où la nappe profonde est fortement sollicitée. Les bilans hydriques issus du modèle indiquent un déficit croissant.

Références

Ahmed S. et Marsily G. de. (1988).- Some applications of multivariate kriging in groundwater. Ann. des Sciences de la terre n°28, Nancy, pp. 1-25.

Boulton, N.S., 1963.- Analysis of data from non-equilibrium pumping tests allowing for delayed yield from storage. Proc. Inst. Civ. Eng., vol. 26, pp. 469-482.

Darricau-Beucher, H. (1981).- Approche géostatistique du passage des données de terrain aux paramètres des modèles en hydrogéologie. Thèse de Doct-Ing. En Sciences et Techniques minières, ENSMP, 118p.

Debieche T.H. (2002).- Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est algérien. Th. Doct. Univ. de Franche-Comté, 199 p.

Djabri L. (1996).- Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de la Seybouse. Origines géologiques industrielles, agricoles et urbaines. Th. Doct. Es-Sciences, Univ. Annaba, 261 p.

Djabri L., Hani A., Mania J., Mudry J. (2000).- Conséquences des pratiques agricoles sur la qualité des eaux du bassin de la Seybouse (Est algérien). Actes du colloque ESRA'2000, Poitiers, S3, pp.39-42.

Gaud B. (1976).- Etude hydrogéologique du système de Annaba-Bouteldja. Synthèse des connaissances et recherche des conditions de modélisation. Rapport A.N.R.H.(inédit), Annaba, 2 vol. 230p. 10 planches.

Hani A., Mezghache L., Djabri L., (2000).- Identification des paramètres hydrauliques du système aquifère de Annaba-Bouteldja (Nord Est algérien) à l'aide de méthodes statistiques et géostatistiques. 4 ème Sem. de Géol. Pétrolière, Boumerdès.

Hani A., 2003.- Analyse méthodologique de la structure et des processus anthropiques : application aux ressources en eau d'un bassin côtier méditerranéen. Thèse de Doct. d'Etat Univ. Badji Mokhtar Annaba. 214 p.

Hantush, M.S. and Jacob, C.E., 1955.- Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer. Am. Geophysique. Union Trans., n°36, pp. 95-100.

Hantush, M.S., 1956.- Analysis of data from pumping tests in leaky aquifers. Tran. AGU, Washington, Nat. Res. Council, vol. 37, pp. 735-737.

Hantush, M.S., 1964.- Hydraulique des puits. Traduction B.R.G.M., DS 67 A 119, Orléans.

Joleaud L. (1936).- Etude géologique de la région de Bône et de la Calle. Bull . Serv. Carte Géol. de l'Algérie. 2e série, 12, 200p.
Journel A. G. and Huitsbregts Ch. J., (1978).- Mining geostatistics. Academic Press, New York, 600p.
Kherici N., (1993).- Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines d'un système de nappes superposées en milieu industriel et agricole (Annaba la Mafragh-nord-est algérien). Th. Doct. Es-Sciences, Univ. Annaba. 170p.
Louche B., Delay F. et Carlier E. (1997).- Comparaison des caractéristiques hydrodynamiques et structurales de l'aquifère crayeux du littoral Nord Pas-de-Calais. Bull. Soc. Géol. Fr, 168, 4, 451-461.
Mallet J. L. et Wild P. (1984).- An analogue to correspondance analysis with fuzzy characteristic functions. Sci. de la Terre. Série inf. Géol., n° 20, part 1 : 121-135.
Mania J. (1978).- Gestion des systèmes aquifères. Application au Nord de la France. Soc. Géol. Nord, Mém. XV, Lille, 228 p.
Marsily G. de. And Ahmed S. (1987).- Application of kriging techniques in ground water hydrology. Jour. Geol. Soc. India, vol. 29 (1), 51-82.
Matheron G. (1965).- Les variables régionalisées et leurs estimations. Edit. Masson, Paris, 306p.
Mezghache H. (1989).- Cartographie automatique et interprétation géostatistique d'une campagne de prospection géochimique sur sol – Application à la zone mercurielle Nord Numidique (Algérie). Th. Doct. INPL, Nancy, France, 230p.
Mezghache H. et Hani A. (2000).- Typologie chimique des phosphates du gisement de Djemi Djema - bassin de Djebel Onk (Algérie orientale) - Géologie Méditerranéenne, tome XXVII n° ½, 2000, pp. 95-106.
Nafâa K. (1985).- Nappes superposées en région côtière, hydrodynamique et hydrochimie (aquifère de Annaba) Nord Est algérien. Th. Doct. Ing. USTL, Montpellier, 159p.
Neuman, S.P., 1975.- Analysis of pumping tests data from from anisotropic unconfined aquifers considering delayed response. Water Resources Research, vol. 11, n°2, pp. 329-342.
Rampnoux N. (1991) - Relation entre la fracturation et la perméabilité en pays calcaire. Th. Doct. Univ. de Franche-Comté. 290 p.
Royer J.- J. (1988).- New approches to the recognition of anomalies in exploration geochemistry in C.F. Chung et als (eds), Quantitative Analyse of Mineral and Energy Ressources, NATO ASI Ser., Reidel, Dordrech, 89-112.
Salperwyck M. (1990) - Structure et réponses hydrochimiques d'un système karstique de plateau (Bassin des Reculées de la Seille). Th. de Doc. Univ. de Franche-Comté, 227p.
Sonatrach (1966).- Esquisse structurale de la plaine de Annaba. Rapport A.N.R.H., inédit. Annaba, Algérie.
Strojexport (1975).- Prospection géophysique de la plaine de Annaba. Réinterprétation. Rapport A.N.R.H., inédit, Annaba, Algérie, 30 p.
Toubal A.C. (1998).- Approche géophysique des problèmes d'hydrodynamique et d'invasion marine en milieu souterrain. Exemple des plaines d'Annaba, de la Mitidja et de la baie d'Alger. Thèse doctorat d'état, USTHB, Alger, 226p.
Vila J.M. (1980).- La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro – tunisiens. Thèse Docteur es sciences. Université de Pierre et Marie- Curie. Paris VI, pp.58-68

2ème PARTIE

ETAT QUALITATIF DE LA RESSOURCE INTRUSION MARINE

Chapitre I : Etude de la minéralisation du système aquifère d'Annaba sous pressions naturelles et anthropiques

Résumé

Les eaux de la région d'Annaba subissent actuellement une pression anthropique qui devient inquiétante. Le suivi physico-chimique effectué sur les eaux superficielles et souterraines permet de montrer l'importance des relations nappe-oued, et notamment sur les phénomènes de réduction dans les berges. Les teneurs en Fe, Mn, PO_4, NH_4 des eaux alluviales sont loin d'être négligeables et leur répartition spatiale souligne l'importance des conditions locales dans l'aquifère.

Par ailleurs, la mise en captivité de la nappe des graviers induit une consommation des espèces oxydantes et l'apparition de teneurs importantes en cations métalliques en solution. Dans cette étude, les résultats montrent que les variations des conditions d'oxydoréduction sont responsables des modifications physico-chimiques des eaux de la nappe. Dans ce chapitre, les réseaux de neurones artificiels ont été utilisés pour développer un modèle de prévision des valeurs mensuelles de quelques paramètres de la qualité des eaux de la nappe des graviers à partir des valeurs mesurées d'autres paramètres physico-chimiques. Les résultats montrent l'aptitude du modèle neuronal pour la prévision des paramètres de la qualité de l'eau. Ces modèles de prévision sont très utiles pour combler les valeurs manquantes dans les séries des mesures de la qualité des eaux qui constitue un sérieux problème dans toutes les plaines d'Algérie.

Mots-clés : Qualité, pollution, oxydoréduction, cations métalliques, oued-nappe, modélisation numérique, réseaux de neurones artificiels.

I.1-Introduction

Les fortes concentrations urbaines et les activités industrielles dans la région d'Annaba, ont provoqué une progressive surminéralisation des nappes qui, dans la majorité des cas, ne jouissent que rarement d'une protection argileuse naturelle continue. L'intensification de la productivité agricole à partir du début des années quatre-vingt a ainsi été un facteur aggravant les lessivages et les infiltrations des fertilisants non consommés par la végétation.

En l'absence de réglementation exhaustive sur la qualité des eaux distribuées, les recherches portaient à l'époque sur la présence de nitrates dans l'eau, sachant que l'origine de ces nitrates était surtout due à la surfertilisation des sols, les rejets d'eaux usées domestiques ou à certaines activités industrielles.

Les durcissements des normes de potabilité de l'eau en Algérie, à partir des années 2000, et une prise de conscience plus marquée des problèmes de pollution des eaux ont permis d'envisager de nouvelles thématiques visant à reconnaître l'origine de la minéralisation des eaux par d'autres éléments comme le fer, le manganèse, l'ammonium, le phosphate et le nickel. Ces derniers posent des problèmes de surconcentration pouvant provoquer l'arrêt de nombreux captages d'eau potable.

Plusieurs études ont abordé ce sujet (A. Mariotti, 1994 ; A. Recoules, 1984 ; Ph. Verjus, 1996 ; R. Abiven, 1986 ; P. Chauve *et al.,* 1986a ; J.Mania *et al.,* 1989). L'ensemble de ces étude montre qu'au cours de leur transit vers la nappe les eaux de l'oued riches en matières organiques provoquent au niveau des berges une prolifération bactérienne qui se manifeste par une diminution de l'oxygène dissous, du pH, du E_H et une mise en solution du fer(T) et du manganèse avec dégagement de H_2S et NH_4.

Par ailleurs, le passage en captivité de la nappe des graviers, qui constitue la principale source de prélèvement des eaux souterraines dans la région, provoque la mise en solution de plusieurs éléments toxiques (K.M Hiscock *et al.*, 1991 ; S.F Korom, 1992).

Les valeurs mensuelles des paramètres de la qualité de l'eau peuvent être estimées en tenant compte de la relation entre variable estimée à l'aide de la valeur moyenne et valeur probable déterminée à partir d'autres paramètres de la qualité de l'eau disponibles à partir des modèles de régression multiples linéaires et non linéaires. La technique des réseaux de neurones peut être utilisée. En effet, les modèles basés sur les réseaux de neurones artificiels, notés ANNs, ont connu ces dernières années un développement extraordinaire puisqu'ils sont appliqués dans pratiquement tous les domaines de la science et de l'ingénierie. En hydrologie, les réseaux neuronaux sont utilisés pour modéliser la relation pluie-débit (Hsu *et al.*, 1995 ; Smith

and Eli, 1995 ; Tokar and Johnson, 1999, Zhu and Fujita, 1994) et pour réaliser des prévisions des débits des réservoirs et des rivières (Coulibaly *et al.*, 2000 ; Karunanithi *et al.*, 1994). La méthode a été également utilisée par plusieurs auteurs pour la prévision des pluies et pour simuler l'interaction nappe-rivière. Plusieurs auteurs (Beaudeau *et al.*, 2000 ; Lallahem and Mania, 2002) ont montré l'intérêt de la méthode dans les études hydrogéologiques en milieu fissuré ainsi que son efficacité pour l'estimation et la prévision des paramètres de la qualité de l'eau (M.J. Diamantopoulou *et al.,* 2005)

Dans cette étude, il s'agit :

- d'identifier l'origine de la minéralisation de l'eau dans le système aquifère de la plaine d'Annaba,
- de mieux approcher le comportement des éléments en solution qui posent des problèmes de surconcentration dans la région,
- d'estimer, par la technique des réseaux de neurones, certains paramètres de la qualité de l'eau à partir des valeurs moyennes d'autres paramètres disponibles.

I.2-Méthodologie

Le système aquifère étudié fait partie du bassin versant de la Seybouse (**Figure 41**). Il a une forme triangulaire dont le sommet est orienté vers le Nord, alors que la base est limitée par les monts de Chihani. Géographiquement la zone d'étude se situe entre la vallée de la Meboudja à l'Ouest, la Seybouse à l'Est, la Mer Méditerranée au Nord et au Sud les alluvions des hautes terrasses de Chihani et de Dréan. Elle correspond à un fossé d'effondrement subsident qui se raccorde aux reliefs de bordure à l'ouest par des failles et à l'est par un horst subméridien, représenté par l'élévation de Daroussa (J.M Vila, 1980). Schématiquement, le système aquifère de la basse plaine de la Seybouse, ainsi définie, est assimilé à deux couches communicant entre elles par drainance verticale à travers un horizon argilo-sableux semi-perméable : la première, se rapportant à l'horizon superficiel, représente la nappe phréatique captée par les puits domestiques ; la seconde concerne l'horizon principal des graviers.

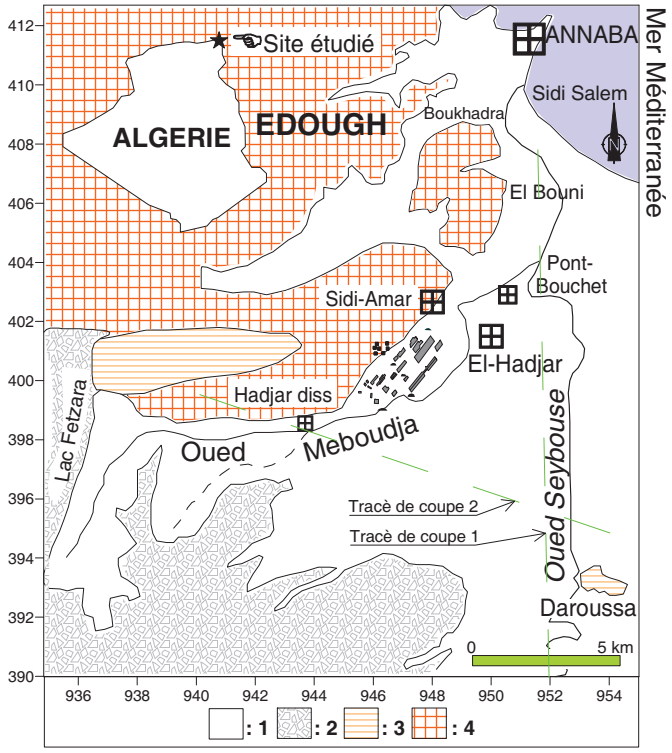


Figure 41 : Carte géologique de la région d'étude.

Légende : 1 : Quaternaire indifférencié (argile, sable, limons …) ; 2 : Alluvions de hautes terrasses ; 3 : Grès et argiles du Numidien ; 4 : Formations métamorphiques (micaschistes, cipolins et gneiss).

La nappe des sables fins superficiels est contenue dans des formations sablo argileuses incluant des lentilles de sables. Des argiles grises compactes en constituent le substratum. La répartition des lentilles sableuses est très irrégulière est discontinue (**Figure 42**). L'épaisseur de cette nappe peut atteindre 18 m.

La nappe des graviers est constituée par des graviers, galets et des lentilles argilo-sableuses. Cette nappe affleure au Sud de Dréan où son niveau se trouve à une profondeur de 8 à 14 m et plonge vers le Nord pour atteindre la côte de -100 m environ en bordure de mer. L'épaisseur est très variable, elle passe de quelques mètres en bordure ouest du système, à près de 25 m selon l'axe de la fosse de Ben-Ahmed, orientée Sud-Nord, puis elle diminue à moins de 10 m sur l'élévation de Daroussa. Elle croît de nouveau pour atteindre 80 voire 90 m selon l'axe de la fosse de Ben-M'Hidi d'orientation sud-ouest – nord-est.

Ces deux nappes sont généralement séparées par un horizon semi-perméable constitué d'argile sableuse, de silt, d'argile et de lit sableux (Figure 43). L'épaisseur de cette couche est variable ; elle passe de 0 m sur les bordures Sud et ouest à plus de 75 m dans la partie côtière de l'aquifère. Cette couche joue un rôle important dans le transfert hydraulique et hydrodispersif entre la nappe superficielle et la couche aquifère sous-jacente.

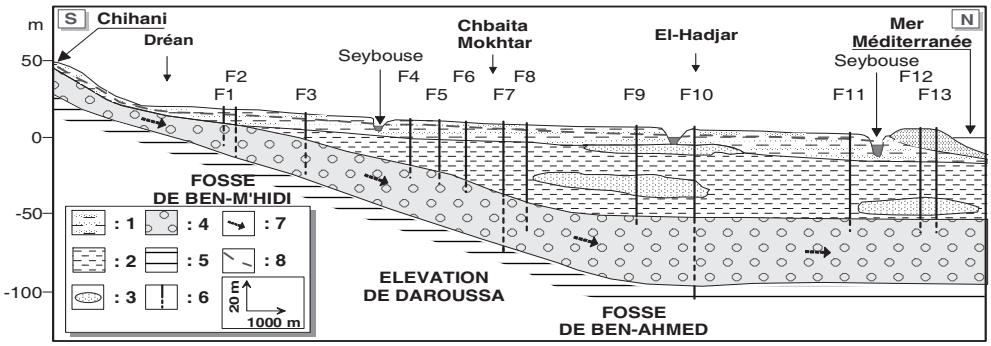


Figure 42 : Coupe au travers de la plaine d'Annaba.

Légende : Argile limoneuse avec passées sableuses (nappe phréatique) ; 2 : Argile détritique Plio-quaternaire (couche semi permeable); 3 : Sables ; 4 : Galets et graviers (nappe principale ou profonde) ; 5 : Argile de Numidie ou du Paléocène ; 6 : Forages ; 7: Sens d'écoulement ; 8 : Surface piézométrique.

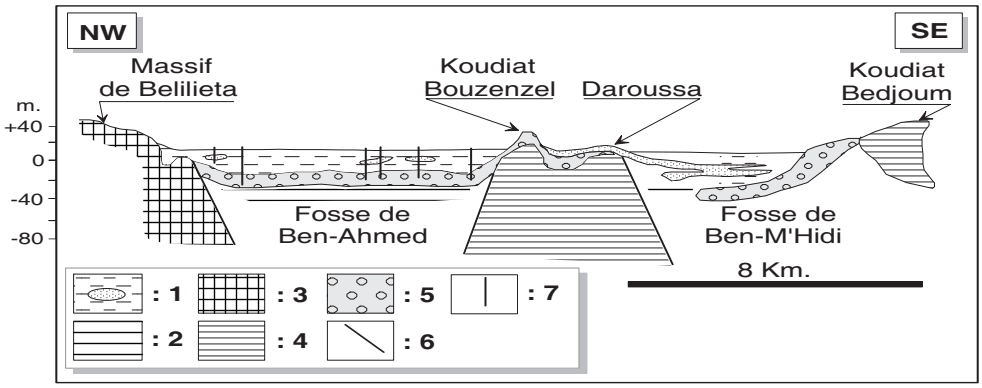


Figure 43 : Coupe au travers de la plaine d'Annaba

Légende : Argile limoneuse avec passées sableuses (nappe phréatique) ; 2 : Argile détritique Plio-quaternaire ; 3 : Socle métamorphique (micaschistes, gneiss, cipolins) ; 4 : Grès Numidiens ; 5 : Galets et graviers (nappe principale ou profonde) ; 6 : Faille ; 7 : Forage.

Dans ce travail, nous étudierons dans un premier temps les impacts des rejets urbains et industriels, sur la qualité des eaux souterraines de la nappe superficielle, à partir de l'évolution de plusieurs ions chimiques ($Fer_{(T)}$, manganèse, phosphate et ammonium) en fonction de la variation du E_H et O_2 au cours d'un cycle hydrologique caractérisé par deux phases dans la relation oued-nappe (drainage et alimentation). Le suivi a été effectué sur un site comprenant deux puits (MP1 et MP2) captant la nappe superficielle et un point de prélèvement des eaux de l'oued Meboudja (M1). Une modélisation numérique a été également effectuée pour identifier les facteurs responsables de l'évolution spatiale des éléments chimiques en fonction de la répartition des perméabilités de la nappe notamment au niveau des berges.

En second lieu, l'impact du passage en captivité de la nappe des graviers a été étudié à partir du suivi de ces mêmes éléments sur un profil comprenant des forages situés de l'amont vers l'aval de la nappe.

I.3-RESULTAT ET DISCUSSION

I.3.1-Interaction oued-nappe : impact sur l'évolution physico-chimique de la nappe alluviale

I.3.1.1-Caractérisation hydrogéologique

L'analyse de l'évolution piézométrique de la nappe liée étroitement aux fluctuations des précipitations et du niveau de l'oued Meboudja constitue un préalable à l'étude de l'évolution des teneurs en fer, phosphate, ammonium, manganèse et autres ions chimiques. Plusieurs périodes ont été distinguées (Figure 44).

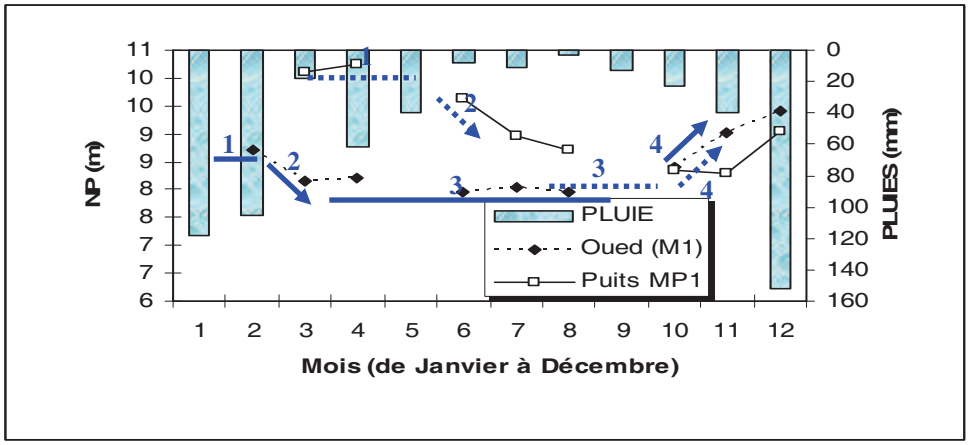


Figure 44 : Evolution des niveaux d'eau dans l'oued Meboudja (M1)
et dans la nappe superficielle (MP1, MP2) en fonction des précipitations.

- **Période n°1 :**

  Au mois d'avril la nappe est totalement rechargée par les pluies d'hiver. Durant cette période la nappe alimente l'oued.

- **Période n°2 :**

  A partir de la fin du mois de mai la nappe amorce une baisse rapide de son niveau qui reste cependant supérieur à celui de l'oued dont les fluctuations sont tributaires des pluies.

- **Période n°3 :**

  Du mois de mai au mois d'octobre, les niveaux de l'oued et de la nappe se stabilisent avec apparition d'un régime d'étiage. L'amplitude de la baisse des niveaux de la nappe est beaucoup plus marquée que celle de l'oued.

- **Période n°4 :**

  Les premières pluies du mois d'octobre entraînent une remontée beaucoup plus prononcée du niveau de l'oued qui passe, pour la première fois, au-dessus de celui de la nappe. Cette situation entraîne un drainage du cours d'eau par la nappe.

I.3.1.2-Caractérisation de l'évolution des éléments toxiques

Les évolutions des concentrations du fer, manganèse, ammonium, phosphates ont été suivies de février 2001 à décembre 2001 sur l'oued et sur deux puits. Les courbes d'évolution des niveaux de l'oued, de la nappe, les précipitations ainsi que l'évolution des paramètres physico-chimique des eaux souterraines ont été reportées sur la Figure 45.

- **Période n°1 :**

  Pendant la période des hautes eaux, les niveaux d'eau de la nappe et de l'oued sont élevés, suite aux fortes pluies du mois de janvier. L'écoulement est dirigé de la nappe vers l'oued à l'exception du secteur du puits MP2, en exploitation, où l'écoulement est dirigé de l'oued vers la nappe.

  Les eaux superficielles présentent de faibles teneurs en ammonium et en phosphates en raison de la dilution par infiltration des précipitations et de l'écoulement permanent de l'oued. Au niveau de la nappe, les teneurs en ammonium et en phosphate restent faibles. A l'opposé, les nitrates apparaissent avec des concentrations élevées de 34 à 83 $mg.l^{-1}$.

- **Période n°2 et n°3 :**

  L'évolution pendant la période des basses eaux est caractérisée par une diminution du niveau d'eau dans l'oued et dans la nappe avec le même sens d'écoulement (nappe vers l'oued) que précédemment. La chimie des eaux de l'oued présente une légère augmentation des teneurs en phosphate (1et 7,4 $mg.l^{-1}$) et en ammonium (1,4 et 6 $mg.l^{-1}$), accompagnée par une

augmentation du pH, des teneurs en nitrite et en oxygène, pendant les mois de juillet et août, indiquant une oxydation de la forme ammonium.

L'apparition des conditions oxydantes dans l'eau induit le passage de la forme ammonium au nitrite, mais ce dernier n'atteint pas la forme des nitrates.

Au niveau de la nappe les teneurs en ammonium et en phosphate sont toujours faibles (0,1 à 0,3 $mg.l^{-1}$). Par contre les nitrates présentent une augmentation des teneurs, variant entre 60 et 110 $mg.l^{-1}$. Cette augmentation est liée au lessivage des terrains agricoles par les eaux d'irrigation.

- **Période n°4 :**

Le relèvement du niveau de l'oued au-dessus de celui de la nappe à partir du mois d'octobre a conduit à l'inversion du sens d'écoulement. L'oued alimente la nappe. Cette situation a eu pour corollaire une stagnation des eaux dans l'oued, une augmentation des apports en phosphate et en ammonium accompagnés par une augmentation de la turbidité de l'eau (due aux particules en suspension) sous l'effet de l'accumulation des rejets d'eaux usées.

La chimie des eaux de l'oued se caractérise alors par une augmentation brutale de l'ammonium (28 à 54 $mg.l^{-1}$) et du phosphate (12,1 à 22,9 $mg.l^{-1}$) et une chute très significative des teneurs en oxygène (11,4 à 3,4 $mg.l^{-1}$), du pH (8,73 à 8,1) et des nitrites (1,716 à 0,132 $mg.l^{-1}$). Cette dernière peut s'expliquer par une augmentation de la population bactérienne : la consommation d'oxygène devient trop importante et son renouvellement n'est plus assuré par la photosynthèse ni par la diffusion de l'oxygène provenant de l'atmosphère dans l'eau (T.H Debieche, 2002).

Ces changements des conditions physico-chimiques ont produit une détérioration de certains types de végétaux dans l'oued (A.C Redfield *et al.,* 1963). La minéralisation de la matière organique par les micro-organismes fait consommer l'oxygène et produire l'azote et le phosphate généralement sous la forme d'ions d'ammonium et d'orthophosphates. Par conséquent le phosphate et l'ammonium peuvent avoir une origine interne à la biomasse.

Cette évolution du contenu chimique des eaux superficielle a entraîné un transit des eaux de l'oued vers la nappe et une contamination des deux puits par les ions phosphate, ammonium, fer et manganèse qui montrent une hausse rapide des valeurs.

Enfin, les fortes précipitations du mois de décembre ont provoqué une forte dilution et une réoxygénation du milieu (oued), ce qui a entraîné une baisse des teneurs en phosphate (0,91 $mg.l^{-1}$) et en ammonium (2,85 $mg.l^{-1}$) et une légère apparition des nitrates (4,1 $mg.l^{-1}$). La même réaction s'est produite au niveau de la nappe au mois de décembre, par une forte

dilution des concentrations de l'ammonium (0 $mg.l^{-1}$), phosphate (0 $mg.l^{-1}$), nitrates (18 $mg.l^{-1}$).

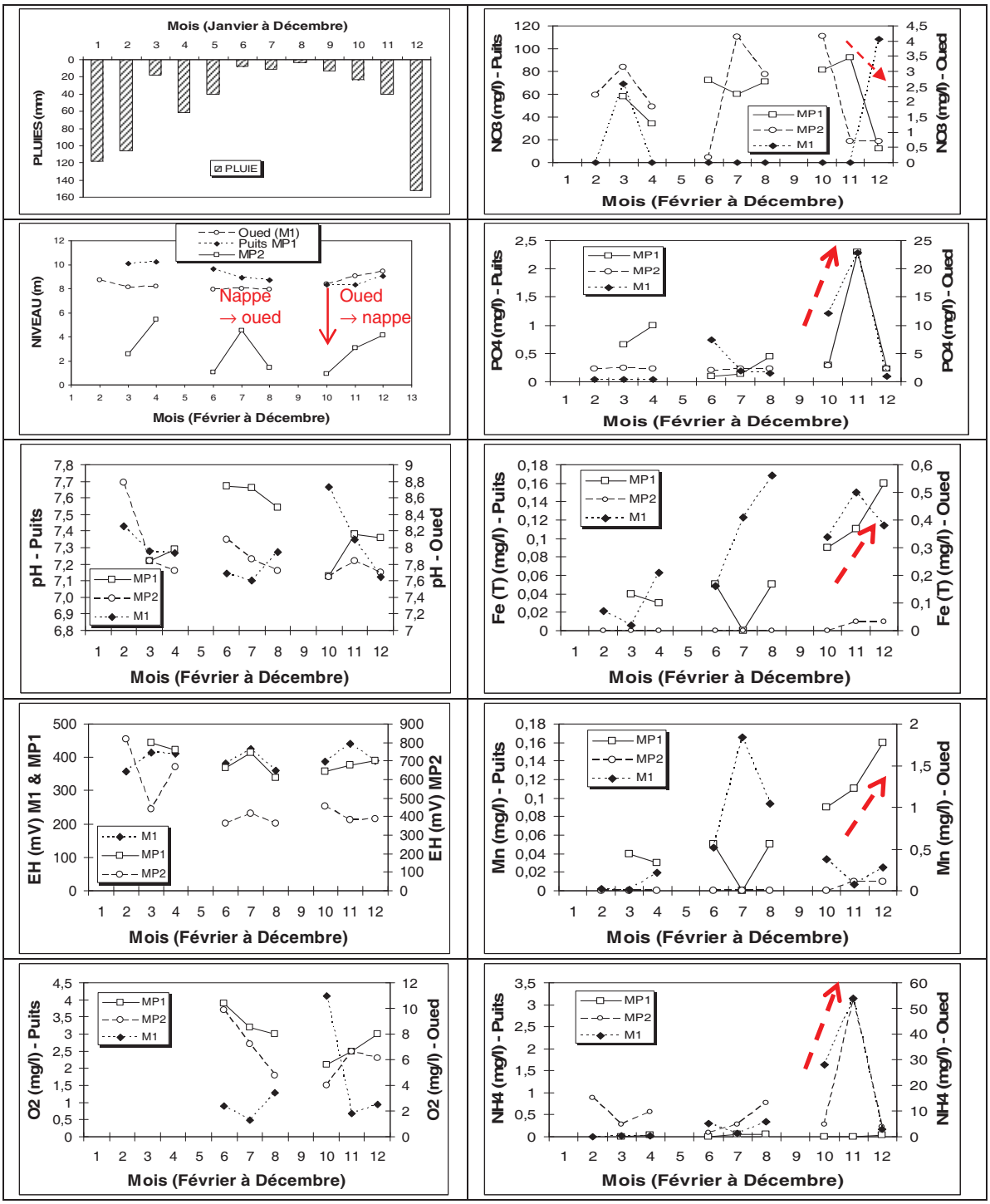


Figure 45 : Evolution des paramètres physico-chimiques
dans les puits MP1 et MP2, situés à proximité de l'oued Meboudja.

I.3.1.3-Répartition spatiale

L'examen des Figure 46(b, c, d, e, f et g), montre que pour le mois d'Août, les plus fortes valeurs du E_H se situent à l'amont de la Meboudja, à la confluence des deux oueds, au niveau d'El- Bouni et sur les bordures de la butte de Daroussa. Ces secteurs correspondent globalement à des zones recevant des eaux oxydantes (pluies, eaux de l'Edough).

Les zones à fortes teneurs en NO_3 correspondent à des secteurs à forte pratique agricole notamment sur les bordures de Belelieta (Figure 46b).

Les zones à fortes teneurs en oxygène, se situent tout au long de l'oued Meboudja et à l'aval de l'oued Seybouse, ces secteurs fortement oxygénés sont dues aux apports des eaux de pluies (Figure 46c).

Les fortes teneurs en nitrites caractérisant les zones médianes entre les deux oueds et celle située à l'aval de l`oued Meboudja, indiquent une forte pollution issue des zones dominées par les activités agricoles (Figure 46d).

Les eaux de surface peuvent être contaminées par des rejets industriels ou par le lessivage des terres cultivées renfermant des engrais phosphatés ou traitées par certains pesticides.

La concentration en PO_4 située de part et d'autre de la zone de confluence des oueds Meboudja-Seybouse, indique une origine agricole et urbaine (Figure 46f).

Les teneurs en fer, **Figure 46**g, montrent des valeurs élevées dans la zone située en bordure de la butte de Daroussa. Ces valeurs se caractérisent par des apports en eaux réductrices, par rapport à toute la région.

La répartition du NH_4 montre que ce sont surtout les points situés à l'aval de l'oued Meboudja et à proximité de l'oued Seybouse qui montrent les plus fortes valeurs. (Figure 46e)

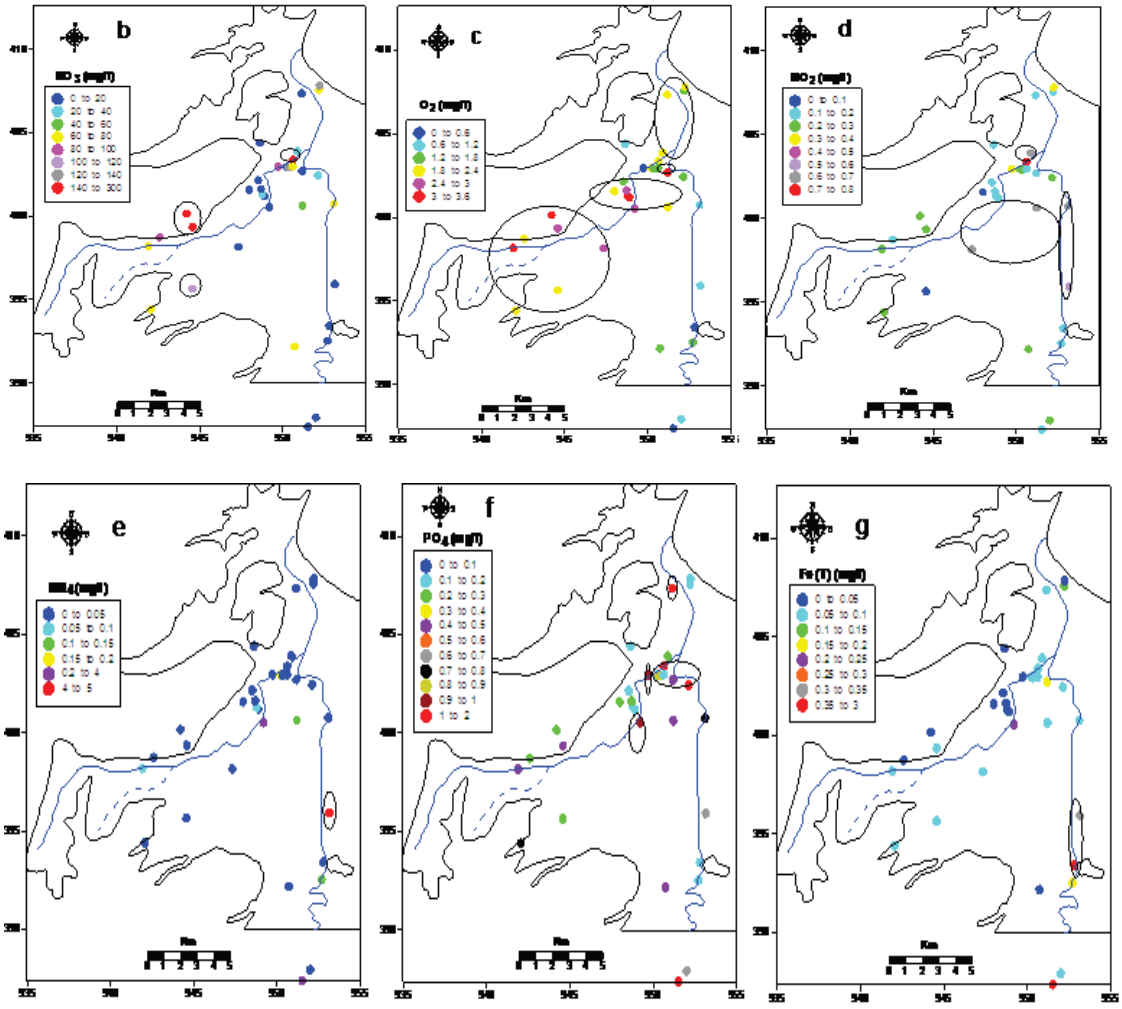


Figure 46 : Répartition et évolution des concentrations dans l'espace.
b: NO_3, c: O_2, d: NO_2, e: NH_4, f: PO_4, g: Fe(T)

I.3.2- Mise en captivité des éléments toxiques

I.3.2.1-Modélisation des écoulements souterrains

Dans le but de déterminer le champ des perméabilités de l'aquifère et en particulier au niveau des berges le code MODFLOW de simulation des écoulements a été utilisé. L'objectif est de mettre en évidence d'éventuelles relations entre la répartition spatiale des polluants et les perméabilités. Le modèle mathématique utilise la méthode des différences finies selon un maillage carré à mailles régulières (M.G McDonald and A.W Harbaugh, 1988).

Le domaine étudié correspond à la fosse de Ben-Ahmed et est discrétisé en mailles carrées de 200 m de côté.

Pour le code numérique d'écoulement, il est nécessaire d'introduire la recharge, les caractéristiques géométriques de l'aquifère, ainsi que les valeurs de perméabilité. Les limites du domaine étudié sont les suivantes :

Pour la nappe superficielle, à l'est et à l'ouest, l'oued Seybouse et l'oued Meboudja constituent respectivement des limites à potentiel imposé. Au sud ce sont les courbes piézométriques du mois d'août 2002 qui imposent leur potentiel.

Les valeurs issues des résultats de terrain ont conduit dans une première phase à fixer des plages de perméabilité homogènes issues des cartes de transmissivités établies sur la base des données de pompage (A. Hani, 2003). L'état piézométrique initial choisi est celui d'août 2002 et l'état final d'une année plus tard.

Les essais consécutifs du calage ont permis de modifier les valeurs de perméabilité afin d'aboutir à un écart maximum de 0.5 m entre les cotes piézométriques mesurées et simulées. On obtient ainsi une carte de répartition des valeurs de la perméabilité qui peuvent se traduire pour la nappe superficielle par une zonalité des perméabilités allant de 2 10^{-4} à 3.5 10^{-6} m/s (Figure 47).

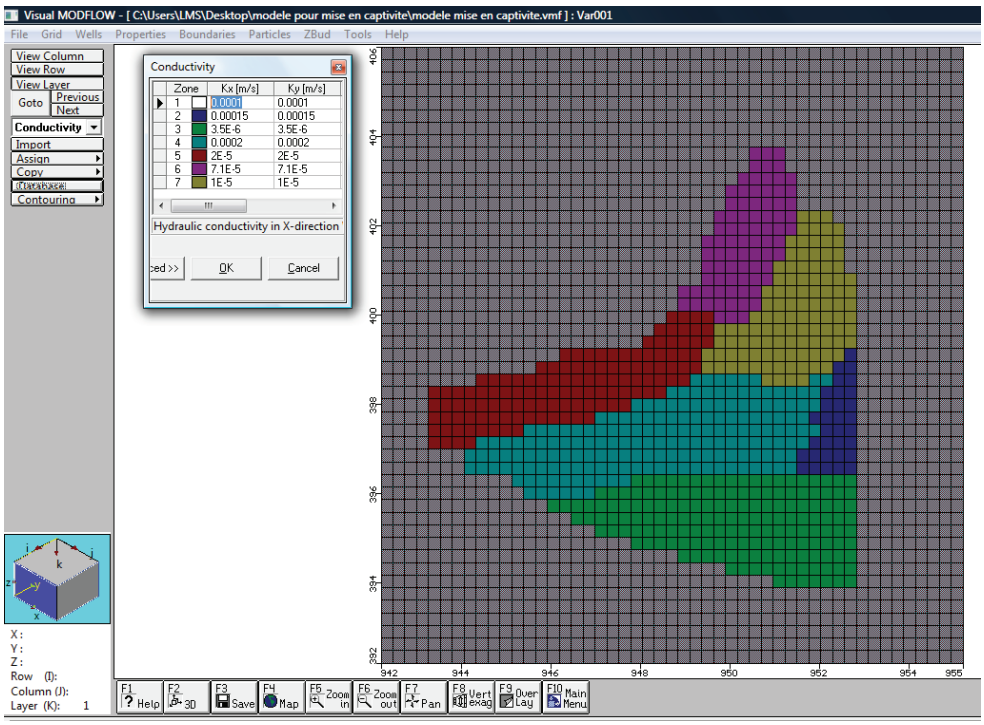


Figure 47 : Carte des perméabilités issue du modèle : nappe superficielle

La Figure 47 permet de mettre en évidence les interactions oued-nappe alluviale. En effet les perméabilités au niveau des berges varient de 2 10^{-5} m/s en amont de la Meboudja à 7.1 10^{-5} m/s en aval de l'oued. Ces valeurs, même faibles, permettent de confirmer la relation permanente et continue entre les eaux de l'oued Meboudja et celles de la nappe superficielle. Nous remarquerons que les secteurs à faibles valeurs de perméabilités correspondent

globalement aux zones à fortes teneurs en fer, manganèse, phosphate et à faibles valeurs du E_H.

Il apparaît ainsi clairement que les relations entre l'oued et la nappe sont importantes et peuvent donc être à l'origine de la pollution des eaux souterraines compte tenu de la forte contamination de l'oued Meboudja par les différents rejets urbains et industriels.

Le schéma synthétique de la Figure 48 montre en effet qu'une forte épaisseur des niveaux argileux et des limons peut jouer le rôle d'écran en surface et favoriser les conditions réductrices dans la nappe. Ces dernières sont notablement renforcées lorsque la matière organique s'associe aux argiles.

Au cours de leur transit vers la nappe les eaux de l'oued riches en matière organique provoquent au niveau des berges une prolifération bactérienne qui se manifeste par une diminution de l'oxygène dissous, du pH, du E_H et une mise en solution du fer et du manganèse avec dégagement de H_2S et NH_4.

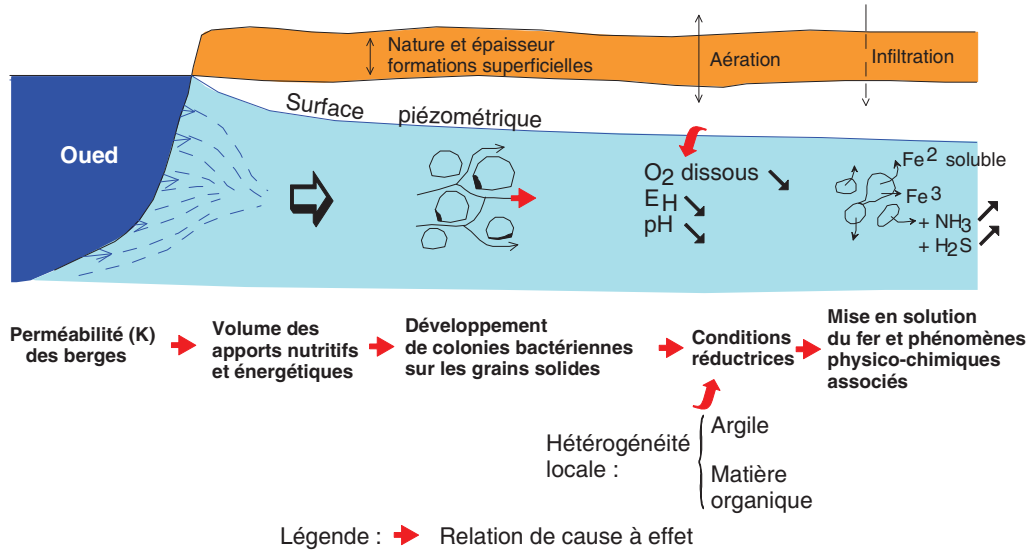


Figure 48 : Schéma explicatif synthétique de l'évolution des concentrations en fer dans la nappe alluviale

I.3.2.2-Impact de la mise en captivité de la nappe sur la qualité de l'eau

La qualité chimique des eaux souterraines dépend essentiellement de leurs origines, de la nature des alluvions et des roches qui emmagasinent l'eau, ainsi que des conditions physico-chimiques caractéristiques du milieu. Ces dernières ont fait l'objet de cette étude, compte tenu de leur rôle important dans le changement de la forme chimique des éléments. La présence de bactéries dans un milieu entraîne une consommation d'oxygène pour leur métabolisme et les oxyanions (NO_3^-, SO_4^{2-}) constituent pour elles des sources importantes. Les énergies

d'activation de la dénitrification et de la respiration étant proches, la réaction de dénitrification se substitue au processus de respiration à partir d'un certain seuil d'oxygène dissous en solution ($0,01 < O_2(d) < 0,7$ mg/l) (D.R Champ *et al.,* 1979 ; W.D Robertson *et al.,* 1996).

La réduction des NO_3 se produit par échange d'électrons avec des réducteurs puissants comme la pyrite (FeS_2) ou le CO. On distingue globalement deux types de réaction biotique selon le substrat d'échange électronique utilisé par les bactéries :

- d'une part, le processus hétérotrophe, ayant pour substrat le CO et suivant une réaction globale d'équation :

$$CH_2O + 3/5NO_3^- + 4/5H^+ \rightarrow CO_2(g) + 2/5N_2 + 12/5\,H_2O$$

- d'autre part, le processus autotrophe, ayant pour substrat la pyrite et suivant une réaction globale d'équation :

$$5FeS_2 + 14NO_3^- + 4H^+ \rightarrow 7N_2 + 10SO_4^{2-} + 5Fe_2^+ + 2H_2O$$

La séquence de décomposition de la matière organique provoque dans le milieu naturel le zonage des réactions redox. Ainsi, la dénitrification se place entre la disparition de l'oxygène dissous et l'apparition de teneurs importantes en cations métalliques en solution.

Pour caractériser les conditions du milieu, il est possible de privilégier l'étude de la présence dominante et/ou de l'absence de certaines espèces, notamment l'oxygène dissous et NO_3, fortement oxydants, ou les métaux comme le fer et le manganèse, insolubles dans les conditions oxydantes. Cette caractérisation peut être effectuée :

- sur une répartition spatiale par l'étude des conditions physico-chimiques sur un profil hydrogéologique montrant la mise en captivité de la nappe,
- puis sur l'étude de la variation dans le temps de quelques éléments caractéristiques sur deux forages.

L'ensemble de ces études montre que le changement dans la forme chimique est lié principalement au manque d'oxygène dans l'eau, ce qui impose aux réactions chimiques et biologiques d'utiliser l'oxygène existant au niveau des minéraux et des espèces chimiques, ce qui produit un changement dans la composition chimique.

Dans cette étude, on va examiner l'évolution de quatre éléments chimiques (Fer, manganèse, nickel et azote) en fonction de la variation du E_H et O_2 dans un passage naturel des eaux souterraines entre le milieu oxydant et le milieu réduit de la nappe des graviers.

I.3.2.2.1- Evolution spatiale

Une campagne d'échantillonnage a été réalisée dans 13 forages. Les prélèvements ont été réalisés selon un profil sud-nord conforme au sens d'écoulement de la nappe. Elle a eu lieu en août 2002.

Les paramètres mesurés in situ sont : l'O_2 dissous, le potentiel d'oxydoréduction (E_H), le pH, la température (T) et la conductivité (CE). Pour les éléments majeurs, les analyses ont portés sur les nitrites (NO_2^-), les nitrates (NO_3^-), l'ammonium (NH_4^+) et les sulfates (SO_4^{2-}). Les autres analyses concernent les métaux (fer et manganèse).

Selon le profil sud-nord de la **Figure 42**, la nappe des graviers passe progressivement sous pression à la faveur d'un recouvrement imperméable, ce qui induit la consommation sans renouvellement des espèces oxydantes. On observe, en allant du sud vers le nord, une diminution conjointe des teneurs en NO_3, SO_4 et en oxygène dissous ainsi que du E_H

Parallèlement, les concentrations du fer, manganèse, ammonium et nickel, relativement faibles en amont de l'écoulement hydraulique augmentent rapidement à partir du forage F10.

La répartition des teneurs en oxygène (3.6 mg/l), en nitrates (70 mg/l), sulfates (342 mg/l) et des valeurs du E_H (389 mV) dans le secteur de Chihani et Dréan indique une phase oxydante pour les forages F1, F2 et F3. A l'opposé, la présence d'ammonium, de forme réduite de l'azote, du fer, du manganèse et du nickel au droit des forages F10, F1, F12, F13 indique des conditions plus réductrices (Figure 49).

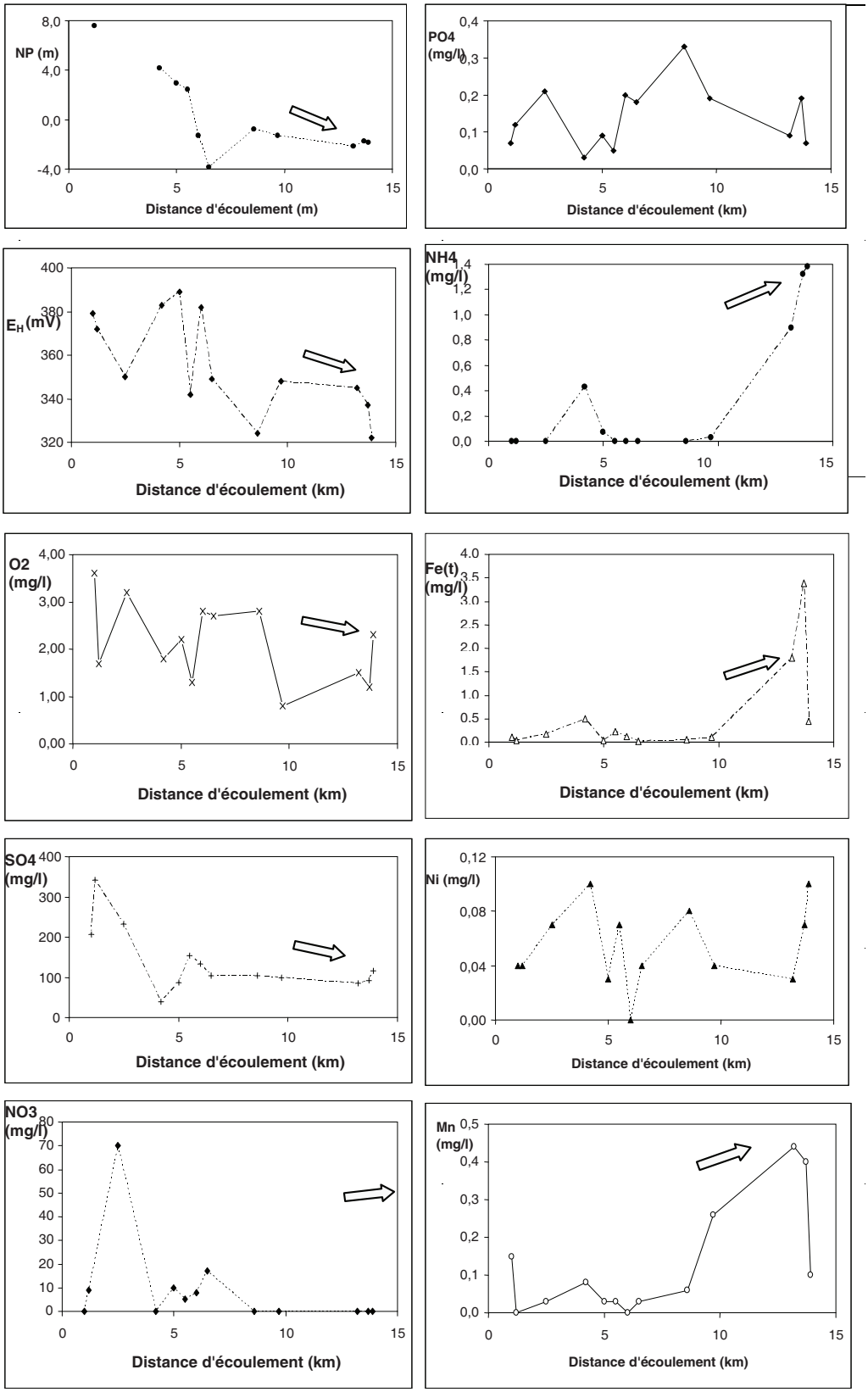


Figure 49 : Profil hydrochimique selon le sens d'écoulement dans la nappe des graviers.

I.3.2.2.2-Évolution temporelle

Pour identifier les facteurs responsables de l'évolution du chimisme de la nappe deux forages représentatifs des milieux oxydant et réducteur ont été suivis pendant une année (Figure 50).

- **Dans des conditions oxydantes :**

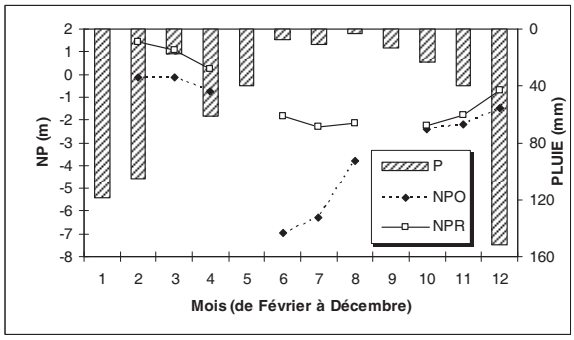
Nous constatons une augmentation des valeurs du E_H en hiver (février, mars et avril) due á la réoxygénation de la nappe par les apports des infiltrations de pluies efficaces. En parallèle, les teneurs en nitrates augmentent en raison du lessivage des terrains agricoles. A l'opposé, la période de basses eaux entraîne une diminution des valeurs de E_H et une chute des teneurs en nitrates. Cependant les prélèvements effectués dans les forages pour l'irrigation, au mois de juillet notamment, entraînent le renouvellement des eaux de la nappe par des eaux plus oxygénées d'où l'augmentation des valeurs de E_H et des teneurs en NO_3.

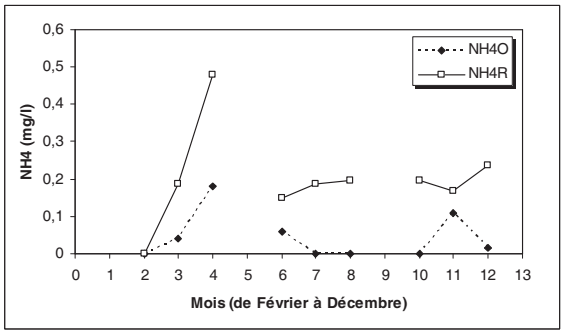
L'oxygénation du milieu durant pratiquement toute l'année (recharge et renouvellement des eaux par les pompages) fait que les teneurs en fer et en manganèse restent faibles. Les fluctuations des teneurs en ammonium sont par contre très sensibles aux conditions d'oxydoréduction. En effet les valeurs sont nulles dans les conditions oxydantes et remontent rapidement quand le milieu est relativement réducteur.

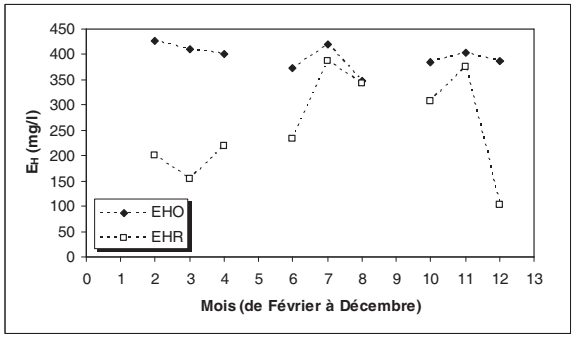
- **Dans des conditions réductrices :**

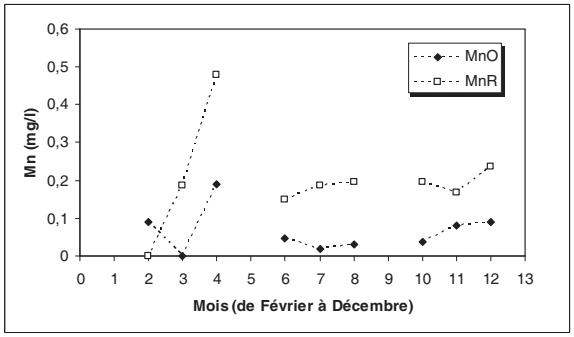
Globalement, les concentrations en fer, en manganèse, en ammonium sont élevées avec des valeurs relativement faibles du E_H. (T.H Debieche, 2002) signale la formation de l'hydrogène sulfuré (H_2S) par la réduction des sulfates durant toute la période l'année.

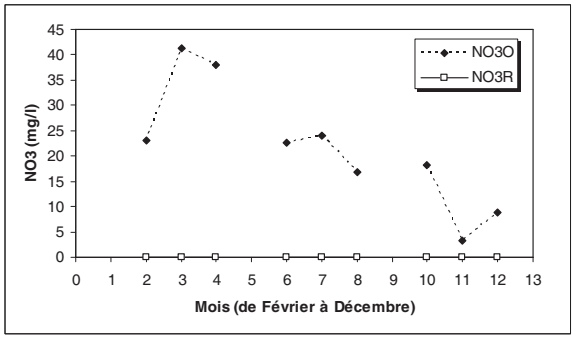
L'évolution dans le temps des ions étudiés montre une diminution du fer en période de basses eaux en raison de l'oxygénation de la nappe, induite par les pompages, ce qui entraîne la précipitation sous la forme complexe. En revanche, durant la période des hautes eaux, les teneurs en fer, manganèse et en ammonium marquent une augmentation assez importante traduisant des conditions plus réductrices dues à l'arrêt des apports d'eau aérée vers la nappe.

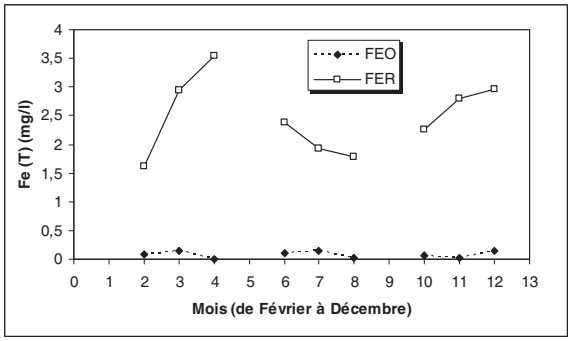












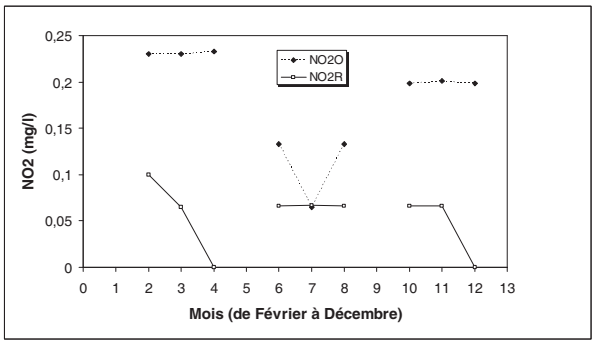


Figure 50 : Evolution dans le temps des caractéristiques physico-chimiques en milieu oxydant et réducteur.

Les évolutions typiquement observées sur le terrain sont illustrées par la Figure 51.
Figure 51.

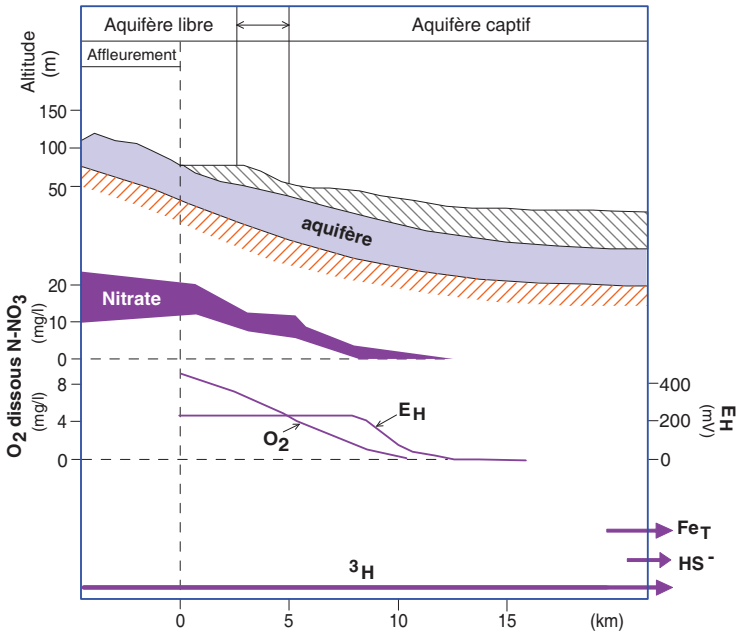


Figure 51 : Profil hydrogéochimique typique du phénomène de dénitrification lors du passage en captivité de la nappe (Edmunds, 1982).

I.3.3-Utilisation des réseaux de neurones pour l'estimation des paramètres chimiques

Les réseaux de neurone ont été utilisés afin de développer un modèle qui permettrait de calculer les concentrations en éléments polluants dans les eaux superficielles et profondes. Les données mensuelles de dix paramètres physico chimiques (pH, Eh, O_2, NO_2, NH_4, Fe, Mn, Ni, SO_4, NO_3) ont été utilisées pour l'élaboration du modèle ANN (Figure 52).

Les statistiques de cette série de paramètre sont données dans le Tableau 7.

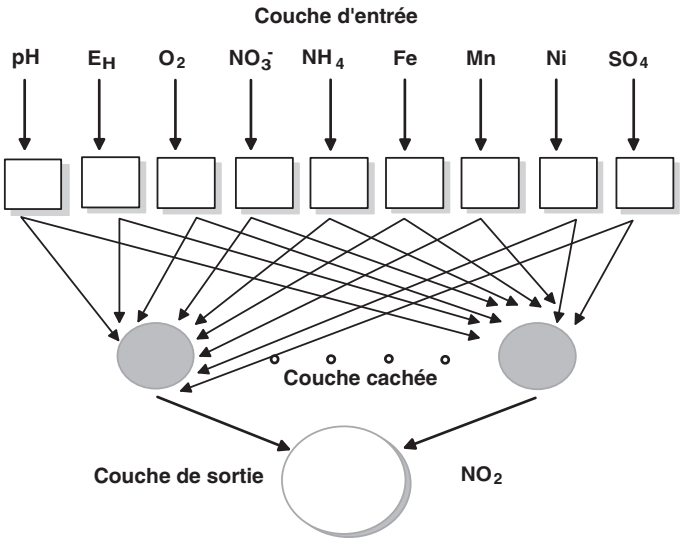


Figure 52 : Architecture des réseaux de neurones artificiels des nitrites dans les eaux souterraines de la plaine d'Annaba.

Tableau 7 : Statistiques élémentaires des dix paramètres physico chimiques (pH, Eh, O_2, NO_2, NH_4, Fe, Mn, Ni, SO_4, NO_3).

Paramètre	Moyenne	Minimum	Maximum	Variance
pH	7.35	6.90	8.48	0.10
Eh	366.66	31.00	650.00	8852.89
O_2	2.19	0.80	3.70	0.56
NO_2	0.11	0.00	0.30	0.01
NH_4	0.43	0.00	3.30	0.57
Fe	0.87	0.00	4.07	1.43
Mn	0.14	0.00	0.97	0.03
Ni	0.04	0.00	0.26	0.00
SO_4	140.13	32.00	350.00	6414.71
NO_3	9.79	0.00	80.00	269.05

Tableau 8 : Coefficient de corrélation (R), Erreur absolue moyenne (MAE), Ecart quadratique moyen (RMSE)

Fe/ANN : 5-8-1/ 0.9338				**NH_4/ANN : 5-3-1/ 0.9982**			
Data set	**R**	**MAE**	**RMSE**	**Data set**	**R**	**MAE**	**RMSE**
Train	0.9120	0.3097	0.487	**Train**	0.9583	0.1745	0.2323
Verif	0.9338	0.6623	0.875	**Verif**	0.9982	0.0077	0.0098
Test	1	4.4765	6.217	**Test**	0.7095	0.5684	0.1803
Inputs : pH, Eh, O_2, SO_4, NO_3				**Inputs :** pH, Eh, O_2, SO_4, NO_3			
Mn/ANN : 5-5-1/ 0.9338				**NO_2/ANN : 5-5-1/ 0.9338**			
Data set	**R**	**MAE**	**RMSE**	**Data set**	**R**	**MAE**	**RMSE**
Train	0.9654	0.0473	0.0656	**Train**	0.7137	0.0473	0.0488
Verif	0.9898	0.0157	0.0177	**Verif**	0.9942	0.0157	0.0035
Test	0.9242	0.0701	0.0807	**Test**	0.9969	0.0701	0.0179
Inputs : pH, Eh, O_2, SO_4, NO_3				**Inputs :** pH, Eh, O_2, SO_4, NO_3			

Pour élaborer le modèle neuronal, les données ont été divisées en 50% pour l'apprentissage (traning), 25% vérification (verification) et 25% pour la validation (testing). Le nombre de nœud dans la couche cachée est déterminé en fonction du coefficient de corrélation le plus élevé. Plusieurs essais ont été effectués afin de déterminer le nombre optimal de couches cachées et le nombre de nœuds dans chacune de ces couches. L'architecture du réseau pour les nitrites est donnée dans la Figure 52.

Le meilleur modèle trouvé par ANN pour le Fer est composé d'une couche d'entrée constituée de plusieurs variables (pH, E_H, O_2, SO_4, NO_3), une couche cachée qui contient huit nœuds et une couche de sortie avec comme variable le Fer. Les coefficients de corrélation

pour ce modèle sont de 0.9120 pour l'apprentissage, 0.9338 pour la vérification et 1 pour la validation.

Pour les trois autres paramètres (NH_4, NO_2, Mn) choisis comme sortie du modèle, plusieurs combinaisons incluant l'ensemble des valeurs mesurées, ont été testées.

Les combinaisons, permettant d'obtenir les meilleures estimations pour les trois paramètres ainsi que le coefficient de corrélation (R), l'erreur absolue moyenne (MAE), l'erreur quadratique moyenne (RMSE), entre le résultat souhaité par les réseaux de neurones et les variables d'entrées pour les nitrates, ammonium, manganèse, sont indiquées dans le Tableau 8.

Le Tableau 8 montre que les modèles des réseaux de neurones artificiels sont d'excellents outils pour la prévision des concentrations en nitrites, fer, ammonium et manganèse dissoutes dans les eaux de plaine d'Annaba.

I.4-CONCLUSION

La caractérisation hydrogéologique du système aquifère, à partir des suivis piézométriques et des résultats des forages, a permis de déterminer les perméabilités des nappes par l'utilisation d'un modèle de simulation hydrodynamique en trois dimensions.

Il apparaît que les berges de l'oued Meboudja sont perméables et permettent donc des communications en divers endroits avec la nappe superficielle. Les changements du sens d'écoulement entre les deux milieux (oued et nappe) sont importants car ils agissent fortement sur la mise en solution du fer, manganèse, phosphate, dans les eaux de la nappe.

Les processus de réduction liés à la réalimentation de la nappe par l'oued jouent un rôle majeur avec des accroissements des teneurs en fer, manganèse, ammonium et phosphate à des valeurs largement supérieures à celles du régime de drainage de la nappe par l'oued.

L'utilisation du modèle hydrodynamique, a montré que les zones à fortes concentrations en fer, manganèse, ammonium et phosphate coïncident globalement avec les zones argileuses de l'aquifère. La présence de ces dernières conditionne les possibilités de réoxygénation de la nappe donc influençant les conditions d'oxydoréduction.

Les phénomènes saisonniers liés en particulier aux précipitations interviennent également par la diminution des teneurs en fer, manganèse, ammonium, phosphate grâce au processus de dilution.

L'évolution de la qualité des eaux souterraines lors de la mise en captivité de la nappe des graviers a été étudiée. Les conditions du milieu ont été caractérisées, grâce à la présence

dominante et/ou de l'absence de certaines espèces, notamment l'oxygène dissous et les nitrates, fortement oxydants, ou les métaux comme le fer et le manganèse, insolubles dans les conditions oxydantes. Cette caractérisation s'est portée sur la répartition spatiale des conditions physico-chimiques.

Les résultats montrent que la mise en captivité progressive de la nappe induit une consommation sans renouvellement des espèces oxydantes (O_2, NO_3, SO_4) et l'apparition de teneurs importantes en cations métalliques en solution.

Les modèles de réseaux de neurones artificiels ont été développés pour prédire les valeurs des éléments toxiques à savoir les nitrites (NO_2^-), manganèse (Mn) et le fer (Fe) dans la nappe superficielle de la plaine d'Annaba qui se trouve en relation avec l'oued. Le potentiel hydrogène (pH), le potentiel redox (EH), l'oxygène dissous (O_2), les sulfates (SO_4^{2-}) ainsi que les nitrates (NO_3^-) ont servi de données d'entrée pour les modèles étant donné qu'ils sont des éléments qui régissent le phénomène d'oxydoréduction. Les résultats des modèles en phase d'apprentissage et validation sont satisfaisants. Par conséquent, les modèles de réseaux neuronaux peuvent être utilisés pour la prédiction de la quantité de paramètres de la qualité de l'eau.

Références

Abiven R,.(1986). - Etude hydochimique du fer et du manganèse dans l'aquifère alluvial d'Avignon (Vaucluse), Thèse Université Avignon, p.133.

Champ D.R., Gulens J., Jackson R.E., (1979). - Oxidation-Reduction sequences in ground water flow systems. Canadian J. Of Earth science 16 12-23.

Chauve P., Mania J., Mignot C., Rémy F., Ph. Verjus, (1986a). - Interaction nappe-rivière et cycle de fer-manganèse dans la nappe alluviale de L'Ognon (Franche-Comté). Hydrogéologie (1) 3-18.

Chauve P., Mania J., Mignot C., Recoules C., Rémy F., Truche C., (1986b). - Paramètre physicochimique, lithologiques et hydrologiques influençant l'évolution dans le temps des teneurs en fer et manganèse ; critique des résultats obtenus sur des champs expérimentaux de la plaine alluviale de la Saône (Franche-Comté). J. Hydrol. 86, 367-390.

Debièche T.H., (2002). -Evolution de la qualité des eaux (salinité, acidité et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle : Application à la basse plaine de la Seybouse, N.E. algérien, thèse, université de Franche-Comté, France, p. 200.

Diamantopoulou M.J., Antonopoulos V.Z. and Papamichail D.M. (2005). - The use of a neural Technique for the prediction of water quality parameters of Axios River in Northern Greece. EWRA, European Water 11/12: 55-62.

Edmunds W.M., Bath A.H., Miles D.L.,(1982). - Hydrochemical Evolution of the East Midlends Triassic sandstone aquifer, England.Geoch.Cosmoch. Acta 46, 2069-2081.

Hani A., (2003). -Analyse méthodologique de la structure et des processus anthropiques : application aux ressource en eau d'un bassin côtier méditerranéen, thèse, université d'Annaba, p. 214.

Hiscock K.M., Lloyd J.W., Lerner D.N., (1991). - Review of natural and artificial denitrification of groundwater. *Wat. Res*., 25, 9, 1099-1111.

Korom S.F., (1992). - Natural denitrification in the saturated zone: a review. Water Ressour. Res.28 1657-1668.

Mania J., Chauve P., Rémy F., Ph. Verjus, (1989). -Evolution of iron and manganese concentration in presence of carbonates and clays in the alluvial grand waters of the Ognon (Franche-Comté, France), *Geoderma*, 44, 219 – 227.

Mariotti A., (1994). -Dénitrification in situ dans les eaux souterraines, processus naturels ou provoqués. Hydrogéologie, 3 43-68.

McDonald M.G. and Harbaugh A.W., (1988). -A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model: Washington, DC, U.S. Geological Survey Open-file Report 83-875.

Recoules A., (1984). -Evolution des teneurs en fer et en manganèse dans la nappe alluviale de la Saône aux environs de Gray (Hte Saône), thèse, université Franche-Comté, p.153.

Redfield A.C., Ketchum B.H. and Richards F.A., (1963). -The Sea. Hell M. N. Ed. Wiley – Interscience, New York.

Robertson W.D., Russell B. M., Cherry J. A., (1996). -Attenuation of nitrate in aquitard sediments of southern Ontario. J. Hydrol, 180, 267-281.

Verjus Ph., (1984). -Etude hydrogéologique et hydrochimique de la dynamique du fer et du manganèse dans les eaux souterraines : Application à la nappe alluviale de l'Ognon (Franche-Comté) et modélisation en laboratoire. Thèse université Franche-Comté, p.174.

Vila J. M. , (1980). -La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro-tunisiens, thèse, université Pierre et Marie-Curie, Parie VI, p. 282-296.

II.1Introduction

Les problèmes posés par l'exploitation des aquifères en zone littorale sont généralement délicats, car ils associent la notion de quantité à celle de qualité (Ledoux, 1986). Ils sont d'autant plus complexes que les zones côtières constituent souvent des secteurs où l'on observe une demande en eau en général très grande. Cela est dû à l'intensité des activités agricoles favorisées par un type de climat généralement humide et modéré et au fait que ces régions côtières sont fortement peuplées et où l'activité économique est assez grande.

Par ailleurs, il est reconnu que dans un aquifère côtier en contact avec la mer et naturellement en équilibre, les eaux souterraines en provenance de l'infiltration des eaux pluviométriques, constituent une nappe s'écoulant vers la mer qui surmonte une masse d'eau salée affectant la forme d'un biseau pénétrant à l'intérieur des terres (Figure 53). Tout prélèvement intense d'eau douce au niveau d'un champ de captage va modifier cet état d'équilibre en provoquant une diminution du débit des eaux souterraines et un abaissement de la surface piézométrique. Cela se traduit par une avancée vers les terres, du biseau d'eau salée qui peut atteindre dans certains endroits, le fond du puits et entraîne même un changement du sens d'écoulement (Bonnet *et al.*, 1974 ; Todd, 1980 ; Mania et Meens, 1984 ; Gourgand *et al.*, 1988).

Il en ressort que les secteurs côtiers (partie nord) de la région étudiée où l'on constate des pompages intensifs destinés à l'alimentation des populations et de l'industrie, constituent des zones où les nappes sont vulnérables à la contamination par les sels et où les aquifères sont en contact direct avec la Méditerranée.

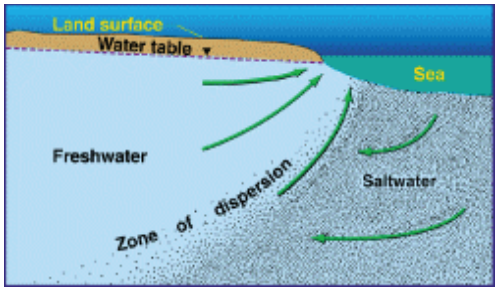


Figure 53 : Schéma de la relation eau douce-eau salée dans un aquifère côtier (Ledoux, 1986).

Le but recherché par ces études est d'étudier les mécanismes d'intrusion marine, de caractériser la pollution saline et de mettre en évidence les facteurs déterminants et les moyens de lutte contre la contamination des nappes par les eaux marines.

Freeze et Cherry (1979) définissent l'intrusion comme la migration des eaux salées dans les eaux douces de l'aquifère, sous l'influence de l'évolution des ressources en eaux de la nappe. Le mouvement se fait naturellement, soit à l'intérieur des terres – on parle ainsi de mouvement descendant des sources de surface et des eaux d'irrigation vers l'aquifère et de mouvement ascendant des formations inférieures vers l'aquifère –, soit dans les zones côtières, où les eaux de l'aquifère sont connectées hydrauliquement avec l'eau de mer (El Achheb *et al.*, 2001 ; Hsissou *et al.*, 1999 ; Pulido Bosch *et al.,* 1998). Dans ce dernier cas, les deux systèmes ne se mélangent pas, puisque les eaux salées se déplacent au-dessous des eaux douces, par suite de la différence de densité entre les deux types d'eau (Custodio and Llamas, 1983 ; Pulido Bosch *et al.*, 1996 ; Martos and Pulido Bosch, 1996).

Plusieurs auteurs (Bear *et al.*, 2001 ; Calvache and Pulido-Bosh, 1991 ; Rivera *et al.*,1990) ont essayé, par des méthodes analytiques et numériques de modélisation, de décrire le phénomène, de prévoir la position de l'interface entre eau douce et eau marine, et de prévoir les changements des niveaux piézométriques et de la salinité. La caractérisation du phénomène d'intrusion nécessite une approche multidisciplinaire. La démarche consiste à établir la structure géologique et à déterminer les propriétés hydrologiques et géochimiques, à travers un nombre suffisant de mesures et d'analyses pour caractériser les sources et les origines de la salinisation, la localisation de l'interface et les fonctions qui engendrent son évolution spatio-temporelle (Banton, et Bangoy, 1987). La nappe captive côtière étudiée dans ce travail se situe dans le bassin de la Seybouse au Nord-Est Algerien (Figure 41). Les problèmes de cet aquifère résultent du non-équilibre entre la recharge et l'intense exploitation, l'importance des activités agricoles et la présence de minéraux de haute solubilité dans son réservoir.

II.2.1-Généralités

La transition entre l'eau douce et l'eau salée s'effectue relativement brusquement sur une certaine épaisseur ne dépassant pas quelques mètres. Les deux liquides miscibles se trouvent ainsi séparés par une zone qui est souvent assimilée à une interface abrupte limitant un biseau d'eau salée dont la pente est inclinée vers le continent (Figure 54)

L'existence et l'évolution spatio-temporelle de la zone de transition dépendent à la fois des facteurs hydrodynamiques et géométriques suivants (Bonnet *et al.*, 1974 ; Ledoux, 1986) :

✓ les fluctuations naturelles à la fois du niveau de la nappe (variations saisonnières) et du niveau marin (marées) qui provoquent un mélange des eaux douces et marines par déplacement de l'interface ;

✓ la différence de densité entre les deux liquides qui tend à maintenir le sel en profondeur ;

✓ la diffusion moléculaire du sel dans l'eau douce qui tend à diminuer les contrastes de la concentration (2. 10^{-9} m^2/s pour les chlorures). Elle correspond à la dispersion physico-chimique (Schoeller, 1962 ; Castany et Margat, 1977) ;

✓ la dispersion (mécanique ou cinématique) due à l'écoulement le long de l'interface ; elle se traduit par la formation de zone de mélange de l'eau douce et de l'eau salée marine. Elle s'exprime quantitativement par les coefficients de dispersion intrinsèque (longitudinal et transversal) ;

✓ la porosité et la perméabilité de l'aquifère côtier ;

✓ la géométrie de l'aquifère ;

✓ le débit de la nappe, lui-même fonction des facteurs précédents. L'envahissement progressif de l'aquifère par des venues d'eau marine dépend du débit d'écoulement de la nappe qui tend à entraîner un nettoyage permanent du système aquifère côtier.

II.2.2-Rôle des facteurs hydrodynamiques et de l'exploitation

On doit à Ghyben-Herzberg (1901) l'explication du phénomène d'invasion marine des aquifères côtiers exprimée par la relation entre la charge d'eau douce (h) au-dessus du niveau moyen de la mer et la profondeur (hs) de l'interface eau douce-eau salée sous le niveau de la mer (**Figure 54**).

L'équation de Ghyben-Herzberg s'écrit sous la forme suivante :

$$hs = h\frac{\rho}{\rho s - \rho}$$

où ρ est la masse volumique de l'eau douce ($1 g/cm^3$) ;

ρs est la masse volumique de l'eau salée (en moyenne 1,025 g/cm^3).

hs est la profondeur du biseau sous le niveau marin et h est la hauteur piézométrique mesurée à partir du niveau marin

Pour ces valeurs de densité, la profondeur de l'interface sous le niveau de la mer s'écrira sous la forme : $hs \approx 40.h$

Cette expression montre qu'en fonction de la différence de densité des deux liquides, la position et la profondeur de l'interface est déterminée par la hauteur d'eau douce au-dessus du niveau moyen de la mer (hauteur piézométrique de la nappe).

Cependant, cette formule doit être utilisée avec précaution car elle suppose des conditions hydrostatiques et un régime permanent très rarement réunis dans la nature.

Il existe d'autres formulations pour étudier les phénomènes d'intrusion marine. On peut citer par exemple celle de Todd (1980) qui dérive de la loi de Darcy et s'écrit sous la forme :

$$Q = 0{,}5\left(\frac{\rho s - \rho}{\rho}\right) K \frac{b}{L}$$

où Q est le débit d'eau douce s'écoulant vers la mer (m^3/s) ;

K est la perméabilité de l'aquifère côtier (m/s) ;

b l'épaisseur saturée de la nappe libre (m) ;

L est la longueur de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier.

En d'autres termes, cette équation montre que la longueur de la pénétration du biseau salé vers les terres dépend fortement de la perméabilité des terrains aquifères en contact direct avec la mer et de la puissance de la zone saturée en eau. Elle est par contre inversement proportionnelle au débit de l'écoulement souterrain vers la mer.

Il en ressort que la longueur de l'invasion marine vers l'aquifère côtier est importante dans le cas où le débit de la nappe est faible et quand la perméabilité du secteur littoral est élevée.

Par contre, dans le cas d'un aquifère peu perméable avec un débit d'écoulement souterrain élevé c'est-à-dire avec des gradients hydrauliques importants ou une grande épaisseur saturée, la pénétration des eaux salées vers le continents est faible voir peu significative.

Les équations précédentes ont montré que la longueur de l'intrusion marine dépend du débit d'écoulement souterrain. En effet, toute exploitation intensive en zone littorale au-dessus des réserves souterraines, diminue le débit de la nappe vers la mer qui constitue son exutoire et provoque un déplacement de la zone de transition eau douce-eau marine vers l'intérieur des terres.

D'une manière générale, le débit d'exploitation d'un aquifère côtier doit être compatible avec le taux d'alimentation de la nappe.

Une remontée de la zone de transition peut apparaître même si la nappe n'est pas régionalement surexploitée. Ils s'agit d'une remontée locale de l'interface entre les deux liquides sous les puits de sorte que l'eau salée atteint les crépines des ouvrages : phénomène connu sous le nom « d'upconing » (Bear *et al.*, 1968). Il en découle une pollution importante des eaux pompées par les sels marins.

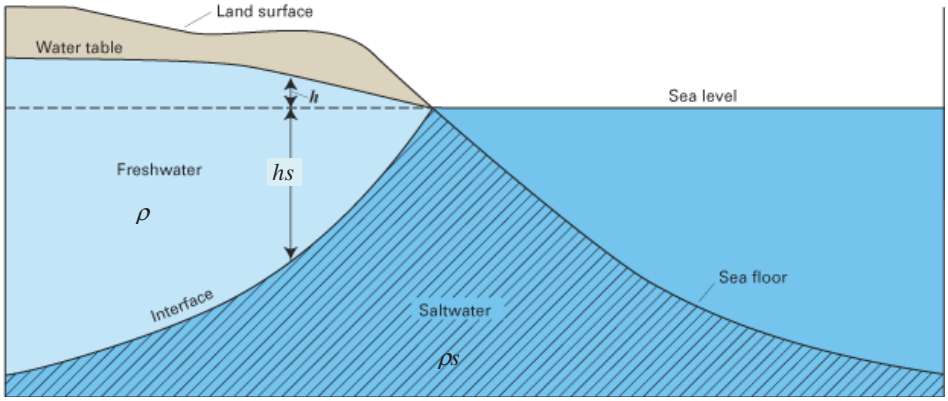


Figure 54 : Schéma hydrodynamique d'un aquifère côtier à nappe libre selon la relation de Ghyben-Herzberg.

II.3 -METHODOLOGIE

La mise en évidence de l'intrusion marine nécessite une approche multidisciplinaire. Plusieurs auteurs (Demirel, 2004 ; El Achheb *et al.*, 2003 ; Gemail *et al.*, 2004 ; Grassi and Cortecci, 2004 ; Kafri and Arad, 1979 ; Lebbe *et al.*, 1989 ; Paine, 2003 ; Pulido – Le Bœuf, 2004 ; Spechler, 1994 ; Trabelsi *et al.*, 2005 ; Wilson *et al.*, 2006), par des méthodes analytiques, géophysiques et de modélisation, ont étudié le phénomène pour localiser la position de l'interface entre eau douce et eau marine. D'autres études (Allen and Suchy, 2001 ; Farber et al. 2004 ; Grassi and Cortecci, 2004 ; Hudak, 2000 ; Martos *et al.*, 2001 ; Olobaniyi and Owoyemi ; Pulido-Le Boeuf *et al.* 2003 ; Vengosh and Rosenthal, 1994) ont défini les processus et les réactions chimiques qui caractérisent la minéralisation et qui seraient ainsi responsables de l'enrichissement ou de l'appauvrissement des eaux souterraines en éléments chimiques.

La démarche adoptée consiste à :

- étudier les facteurs hydrodynamiques qui peuvent jouer un rôle influent,

- déterminer les propriétés géochimiques à travers des mesures et des analyses pour caractériser les sources et les origines de la salinisation et les facteurs qui engendrent son évolution spatio-temporelle,
- élaborer des diagrammes croisés des concentrations des éléments majeurs avec l'ion Cl^- qui constitue un bon traceur de la salinité,
- enfin, élaborer un modèle numérique de transport de polluant.

II.4 -Résultats et discussion

II.4.1-Mise en évidence des intrusions marines vers les aquifères étudiés

II.4.1.1 Les facteurs hydrodynamiques

Les secteurs côtiers où les aquifères sont en contact avec la mer (Nord de la plaine d'Annaba), sont les plus vulnérables aux intrusions marines qui sont favorisées par les critères suivants (Chen *et al.,* 1997):

✓ la perméabilité : dans la nappe des graviers les valeurs de perméabilité les plus élevées sont situées le long de la Seybouse ;

✓ l'épaisseur des graviers et galets : elle passe en effet de quelques mètres en bordure ouest du système, à près de 25 m au Nord selon l'axe de la fosse de Ben-Ahmed, orientée Sud-Nord, puis elle diminue à moins de 10 m sur l'élévation de Daroussa. Entre la butte de Boukhadra et El-Khous, un autre niveau à éléments grossiers, de près de 8 m d'épaisseur, a été localisé à une profondeur de 35 à 40 m (Djabri *et al.*, 2000) ;

✓ les caractéristiques géométriques et le pendage des graviers montrent que l'aquifère déboucherait en mer à plusieurs kilomètres de la côte (Figure 55);

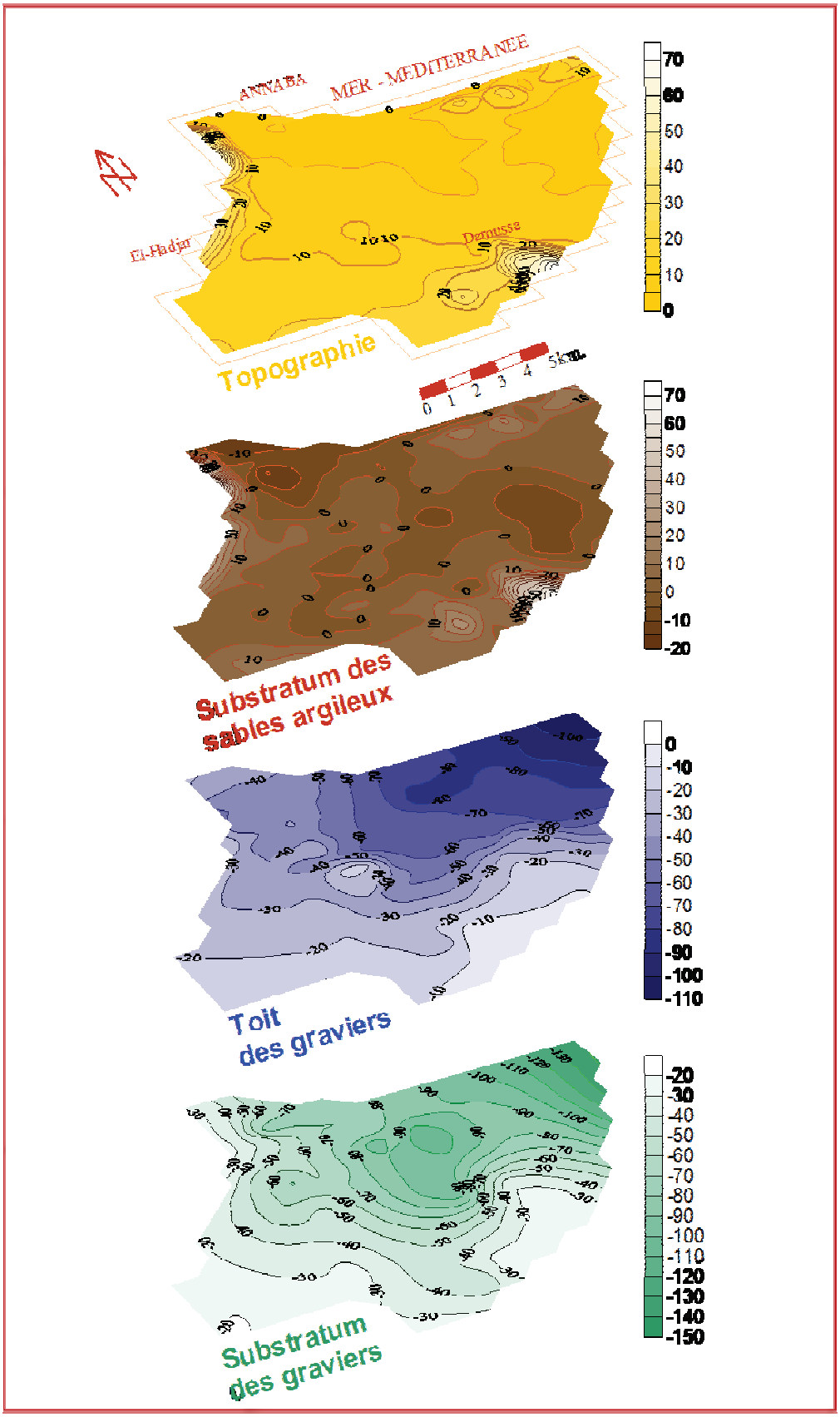


Figure 55 : Géométrie des graviers dans le système aquifère d'Annaba.

✓ gradients hydrauliques faibles ;

✓ pompages intensifs dans les champs de captage des Salines et d'Allélick provoquant un abaissement importante des niveaux piézométriques jusqu'à -8 m.

✓ baisse des niveaux piézométriques : extension permanente de l'isopièze de côte 0 provoquée par les pompages traduit une généralisation de l'intrusion de l'eau marine dans l'eau douce par l'intermédiaire d'une zone de transition. Citons particulièrement les dépressions des Salines et d'Allélick dont les côtes peuvent atteindre –10m et où l'écoulement des eaux souterraines est dirigé de la mer vers les batteries de forage.

Le suivi des chroniques piézométriques permettent de mettre en évidence une baisse généralisée des niveaux et de tirer les conclusions suivantes :

- la présence de quelques dépressions avec des cotes inférieures au niveau de la mer et la baisse du niveau général de la nappe entraînent principalement une élévation de l'interface eau douce-eau salée qui peut atteindre rapidement le fond des forages profonds. Nous citerons la dépression d'Allélick et des Salines où les niveaux peuvent atteindre plus de 10 m,
- l'extension permanente de la courbe de cote zéro provoquée par les pompages traduit une généralisation de l'intrusion de l'eau marine dans les eaux douces par l'intermédiaire d'une zone de transition,
- la baisse significative des niveaux piézométriques surtout en période de basses eaux et les faibles fluctuations saisonnières de la nappe entraîne une réduction des débits d'eau douce et une pénétration des eaux marines sous les masses d'eau douce de la nappe.

II.4.1.2 - Etude des analyses chimiques

L'étude hydrochimique de l'intrusion marine semble être simple. Cependant, ce phénomène d'intrusion des eaux marines est accompagné par d'autres processus qui modifient les caractéristiques du mélange d'eau. Ce changement est dû à l'absence d'équilibre entre l'aquifère et le mélange d'eau. En effet, les carbonates et les argiles participent à la dissolution et la précipitation de quelques minéraux et à l'échange cationique qui agit en opposition aux changements provoqués par l'intrusion marine. Avec la réduction des sulfates, ces processus sont les facteurs modifiant l'hydrochimie des eaux salinisées par l'intrusion des eaux de mer (Petelas and Diamantis, 1999).

II.4.1.2.1-Diagramme Piper

En observant le diagramme (Figure 56) on remarque coté anions que les échantillons sont dans leur globalité riches en chlorures. Nous remarquons que cinq échantillons constituent le domaine mixte, c'est-à-dire qu'aucun anion ne domine.

En regardant la répartition des cations, on note une domination du sodium, ce dernier s'accompagne du potassium. Notons qu'un nombre appréciable d'échantillon indique une richesse des eaux en calcium et magnésium. La combinaison des deux triangles montre que les eaux de la zone d'étude sont chlorurées sodiques secondairement calciques à magnésiennes.

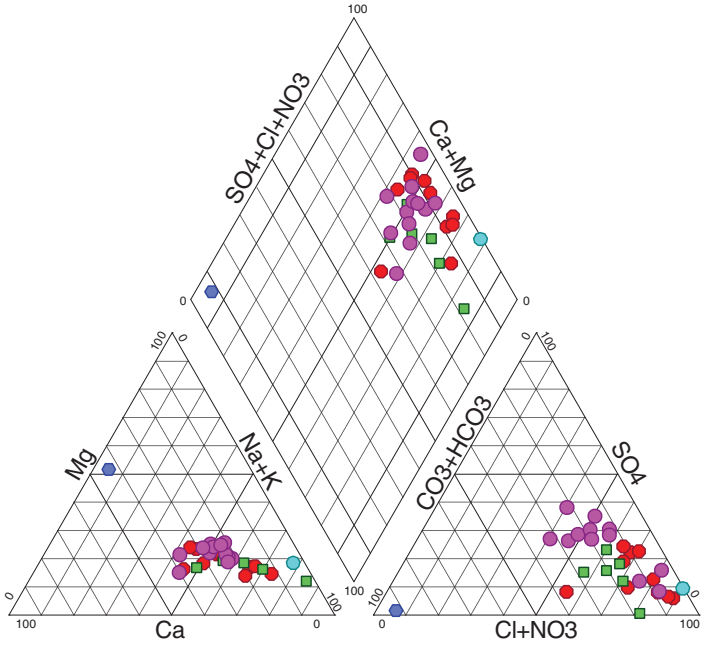


Figure 56 : Représentation des résultats d'analyse des échantillons d'eau dans le diagramme de Piper

II.4.1.2.2 - Diagrammes Stiff

La représentation de Stiff consiste à construire, pour chaque échantillon, un diagramme sous forme de polygone qui prend une forme géométrique selon la teneur des éléments chimiques considérés (Figure 57). La distinction entre les échantillons se base sur la géométrie du polygone qui donne une idée sur les espèces dominantes et la parenté chimique.

Les trois axes du diagramme de Stiff sont respectivement, de haut en bas, Na-Cl, Ca-HCO3, Mg-SO4 (Figure 58). Les diagrammes de Stiff obtenus ont permis de diviser les eaux de la nappe en trois groupes chimiques homogènes : groupe I, II et III.

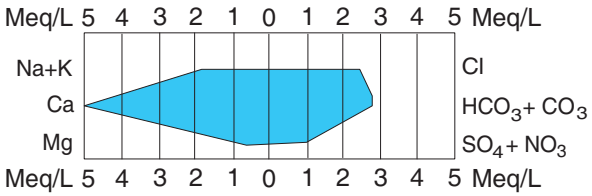


Figure 57 : Diagramme de Stiff de l'eau douce

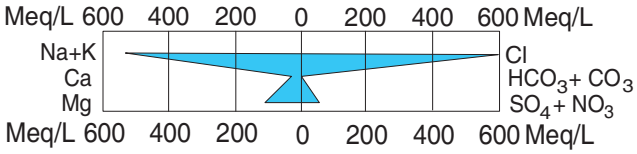


Figure 58 : Diagramme de Stiff de l'eau de mer

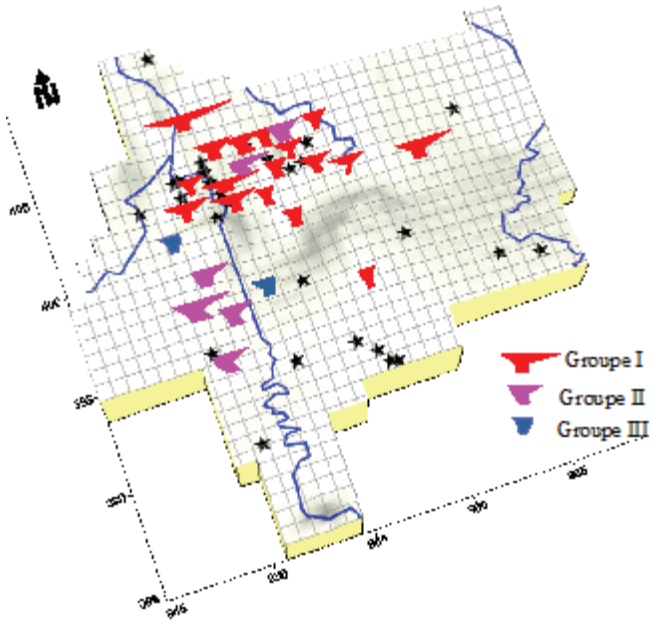


Figure 59 : Diagramme de Stiff des eaux de l'aquifère d'Annaba
(Nappe des graviers)

- Le groupe I, représentant près de 70% de l'effectif total, regroupe les eaux du secteur côtier, au niveau des Salines et Sidi Salem et dans les régions d'El Hadjar et de Ben M'hidi. La forme du diagramme de Stiff de ce groupe se rapproche de celle de l'eau de mer (Figure 59)
- Le groupe II, regroupant près de 19% du total, caractérise les échantillons du secteur sud de la plaine
- Le groupe III, avec 11% de l'effectif, est formé par les eaux les moins minéralisées.

La répartition spatiale des différents groupes du diagramme de Stiff permet d'appréhender l'origine de la salinisation des eaux de la nappe.

II.4.1.2.3 - Les diagrammes croisés des concentrations

Le deuxième moyen d'interprétation utilisé dans cette étude est constitué par les diagrammes croisés des concentrations des éléments majeurs avec l'ion chlore. Ce dernier, comme élément conservé, ne participe pas aux interactions eau-roche et caractérise l'origine de la salinité des eaux constituant un traceur de mélange (Tellam, 1995).

Les diagrammes croisés montrent la relation entre les chlorures et les éléments majeurs (Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, K^+ et SO_4^{2-}) des points d'eau prélevés dans les différentes zones de la région d'étude. La disposition des différents points par rapport à la ligne de mélange eau douce-eau salée peut être de grande utilité pour identifier d'autres phénomènes qui sont annexés au processus de mélange.

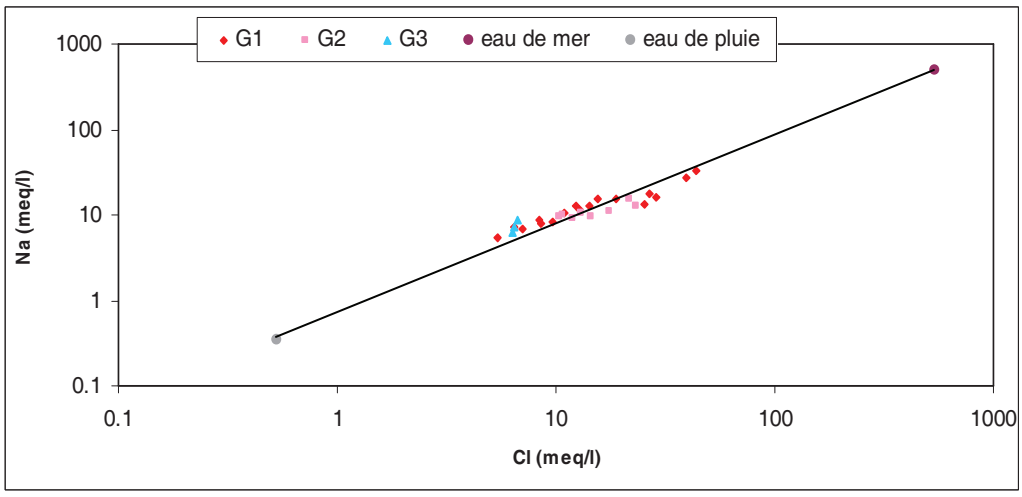


Figure 60 : Relation entre Na- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer.

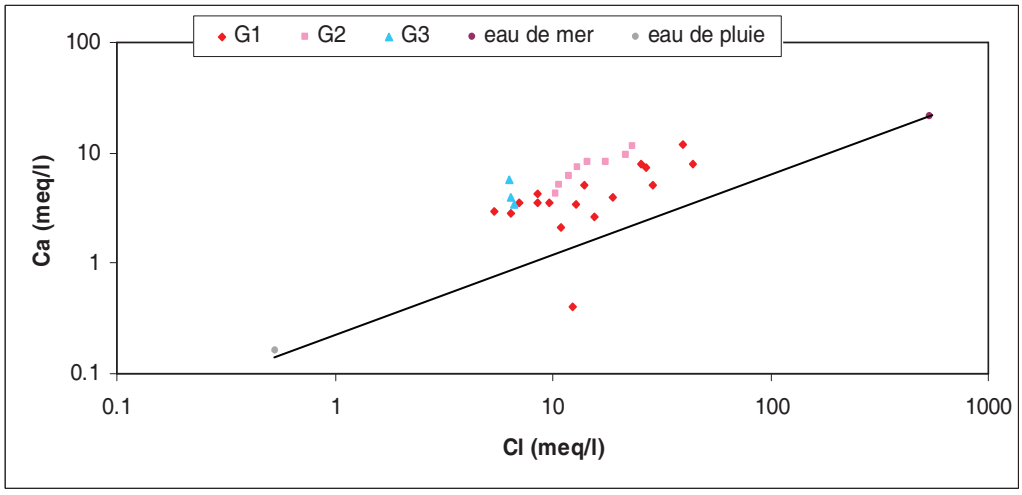


Figure 61 : Relation entre Ca- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer

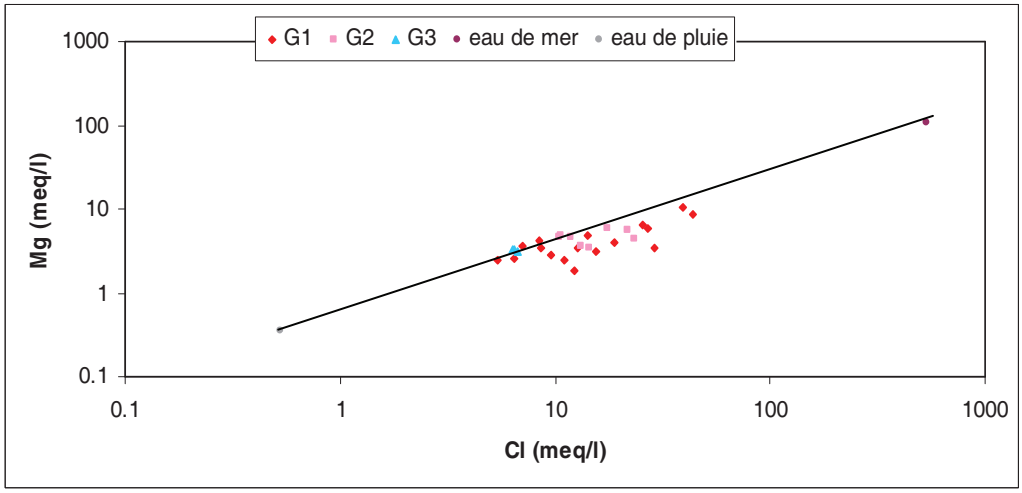


Figure 62 : Relation entre Mg- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer

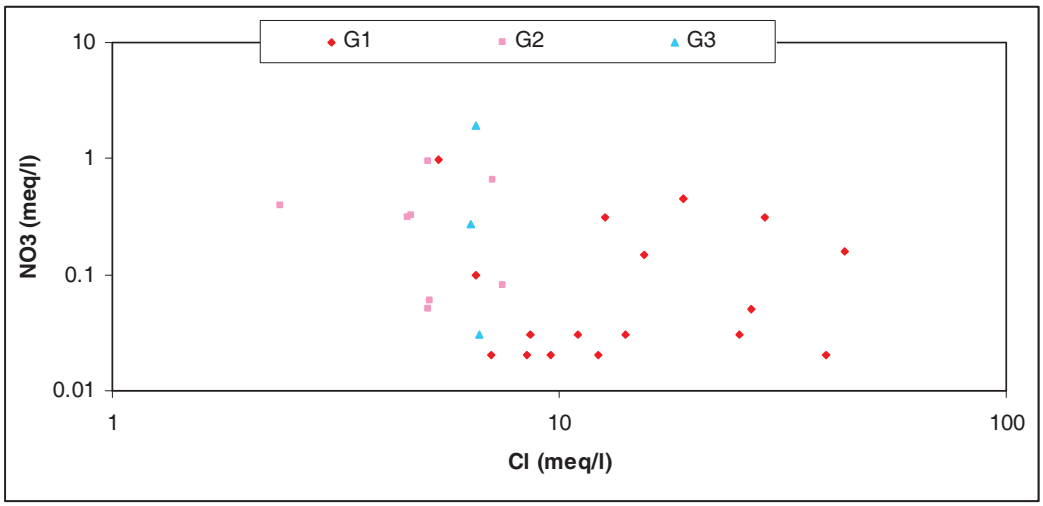


Figure 63 : Relation entre NO_3- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer

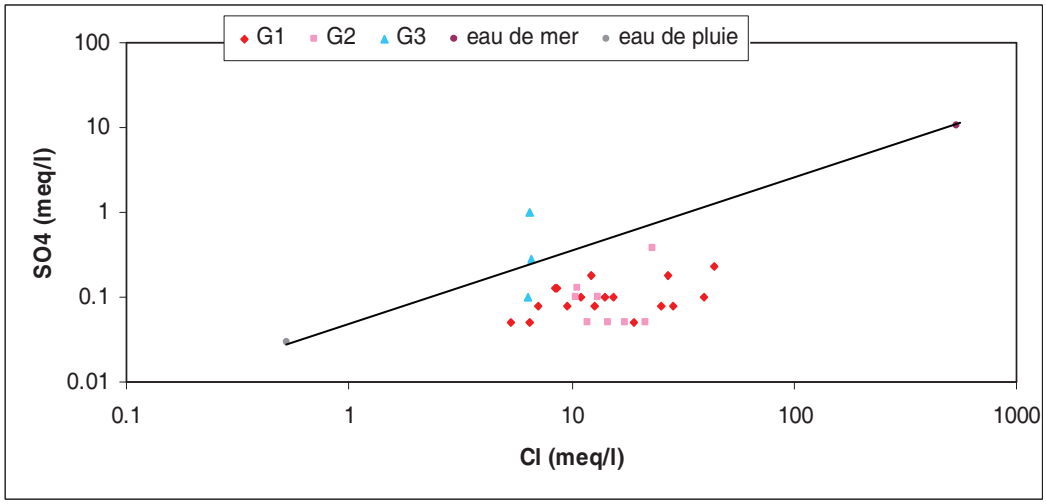


Figure 64 : Relation entre SO_4^- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer

Le diagramme Na–Cl (Figure 60) montre que les points représentatifs des groupes I, II se divisent au-dessous et sur la droite de mélange des eaux de mer – eaux de pluie. Les points qui se trouvent sur la droite de mélange indiquent la présence du processus de mélange eau douce eau salée sans réactions d'échanges ioniques (Kouzana *et al.*, 2007). Les points des groupes I et II se situent au-dessous de la droite de mélange eau douce - eau salée indiquant un appauvrissement en sodium (El Achheb *et al*, 2003). Ces eaux sont contrôlées surtout par des réactions d'échange cationique. Etant donné que la teneur en Na^+ devrait équilibrer la teneur en Cl^-, le déficit en Na^+ est expliqué par le phénomène d'échange ionique inverse entre l'eau et l'aquifère et se traduisant par une adsorption de Na^+ et une libération de Ca^{2+} (El Achheb. *et al*, 2003).

Le diagramme Ca–Cl (Figure 61) illustre bien les informations obtenues du diagramme Na-Cl en montrant un enrichissement général en calcium par rapport à la droite de mélange eau de mer – eau de pluie. L'amplitude de cette augmentation est différente d'un groupe à l'autre. Les groupes II et III présentent le maximum d'enrichissement et le groupe I, le minimum.

Les points du graphique Mg-Cl (Figure 62) qui se trouvent sous la droite de mélange sont caractérisés par l'appauvrissement de Mg^{2+}. Ceci est expliqué surtout par le phénomène d'interaction eau - roche.

Le diagramme NO_3–Cl (Figure 63) montre que l'augmentation des nitrates s'accompagne d'une augmentation des chlorures, particulièrement pour les échantillons des groupes I et II, indiquant un enrichissement par suite du mouvement de retour des eaux d'irrigation.

Ces derniers mouvements couplés avec l'évapotranspiration facilitent les processus de dissolution des minéraux et mettent en solution des fertilisants et résidus de l'agriculture, conduisant ainsi à une diminution du Ca, HCO_3 et SO_4, comme résultat de la précipitation, et à une augmentation de Na, Cl et NO_3 (Cardona *et al.*, 2004 ; Richter and Kreitler, 1993)

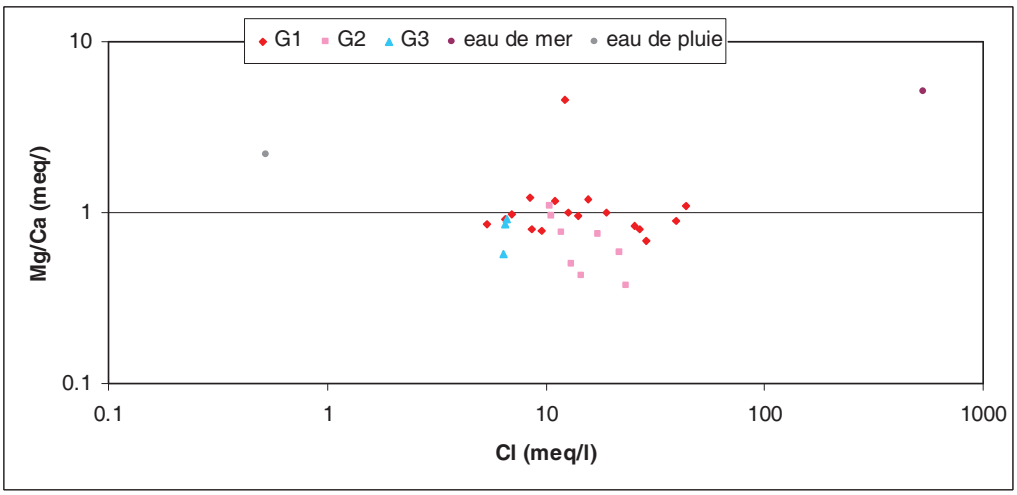


Figure 65 : Variation des rapports Mg^{2+}/Ca^{2+} en fonction des teneurs en chlorures (méq/l)

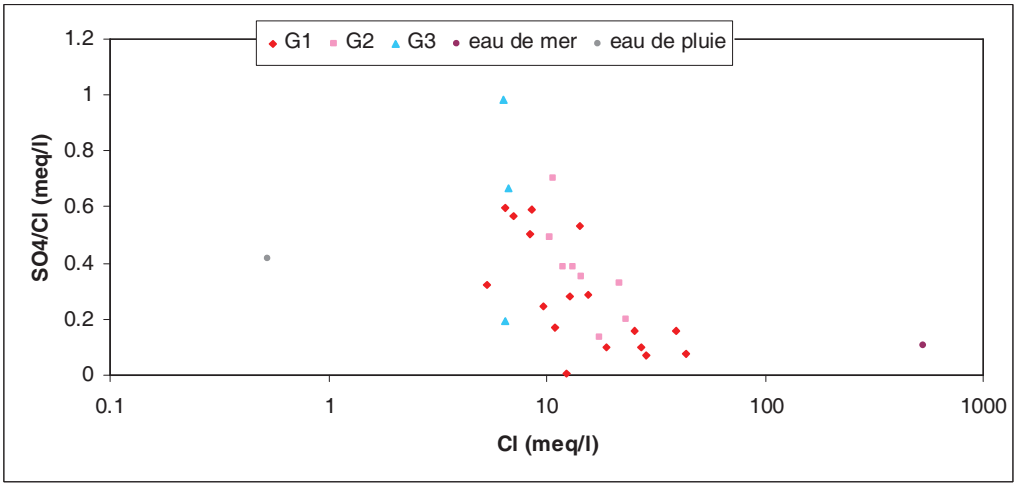


Figure 66 : Variation des rapports SO_4^{2-}/Cl^- en fonction des teneurs en chlorures (méq/l)

Le rapport Mg^{2+}/Ca^{2+} augmente en fonction de la proportion d'eau de mer introduite dans le mélange (Tellam, 1995 ; Trabelsi *et al.*, 2005). L'enrichissement en magnésium et l'appauvrissement en calcium sont dus essentiellement aux réactions d'échange ionique, caractéristiques des mouvements de mélange eau douce - eau de mer.

Dans la Figure 65 les points du groupe I présentent les plus hautes valeurs de ce rapport, prouvant l'origine marine de la minéralisation de ces eaux. Une partie des points des groupes II se localisent sur la droite de mélange eau de pluie-eau de mer, confirmant ainsi le phénomène de retour des eaux d'irrigation. L'autre partie des points du groupe deux ainsi que les points du groupe III se situent sous la droite présentant les faibles valeurs du rapport

Mg/Ca en raison de la richesse de l'ion calcium, qui a pour origine le gypse et la calcite présents dans le réservoir.

Le rapport SO_4^{2-}/Cl^- diminue lorsque la proportion d'eau de mer (représentée par la quantité de chlorures) augmente dans le mélange eau douce - eau de mer (Pulido-Le Boeuf *et al.*, 2003 ; Trabelsi *et al.,* 2005 ; Vengosh and Rosenthal, 1994). La Figure 66 montre que les points du groupe I présentent les plus faibles valeurs du rapport, vérifiant l'origine marine des eaux. À l'inverse, les points du groupe III présentent des valeurs importantes du rapport SO_4^{2-}/Cl, indiquant une autre origine de la minéralisation ; on pense que cette augmentation du rapport des points du groupe I est due à la dissolution du gypse dans le réservoir. (Trabelsi *et al.,* 2005).

II.4.1.3 - Evolution de la minéralisation des eaux souterraines en fonction de la distance à la mer

Pour mettre en évidence l'influence de l'éloignement à la côte sur la qualité des eaux souterraines, nous reprenons ici les analyses d'échantillons d'eau souterraine effectuées selon trois profils S-N perpendiculaires à la limite avec la Méditerranée (Debièche, 2002 et Aoun-Sebaiti, 2003).

Les graphiques des Figure 67 a-f montrent une chute importante des valeurs pour l'ensemble des chlorures, sodium et conductivité électrique. Cette chute est très significative dans les 15 premiers kilomètres de la côte. Dans ce secteur, les valeurs de chlorure passent de 800 mg/l à moins de 200 mg/l et les valeurs de sodium chutent de 400 mg/l à moins de 100 mg/l. Enfin la conductivité diminue de près de 3500 à 1500 µS/cm. Vers le Sud, les valeurs remontent à nouveau pour atteindre des valeurs très importantes pour les différents éléments dosés. L'augmentation des valeurs de strontium (Figure 67 g-h), dans ce secteur, peut traduire l'influence des formations évaporitiques sur le contenu physico-chimique des eaux (Debièche, 2002 ; Djabri *et al.*, 2003).

Le profil 2 (Figure 67), regroupant des points d'eau perpendiculaires à la mer et occupant le centre de la plaine, montre une diminution conjointe des valeurs de Cl, Na et de la conductivité en s'éloignant de la mer sur une distance de près de 2,85 km. Mais contrairement au premier profil qui longe la Seybouse, celui-ci montre, après une stabilisation des teneurs, une diminution des valeurs en s'éloignant vers le sud. Ceci s'explique par l'absence d'apport lessivant les formations évaporitiques véhiculés par la Seybouse.

Le profil 3 situé à l'Est des deux premiers montre une allure identique au second avec cependant des teneurs beaucoup moins fortes (Figure 67). Les fortes salinités, autour de 450

mg/l de chlorures, sont observées dans un secteur s'étendant jusqu'à 5,4 km vers l'intérieur des terres. Les teneurs chutent brutalement en allant vers le sud vraisemblablement pour les mêmes raisons que dans le second profil.

Il est clair que la mise en évidence de l'intrusion marine passe par la multiplication des suivis de plusieurs paramètres (CE, Cl^-, Na^+, Br^-, O^{18}, et…) sur plusieurs profils perpendiculaires à la mer et parallèles aux lignes de courant (Mania *et al.*, 1985 ; Younsi, 1994 ; Younsi *et al.*, 1997 ; Younsi, 2001). Dans la plaine d'Annaba, nous avons réalisé des profils où l'on dispose d'un nombre de point d'observation suffisant. Dans les autres secteurs, les mesures sont moins nombreuses et ne permettent guère de tracer de profil représentatif.

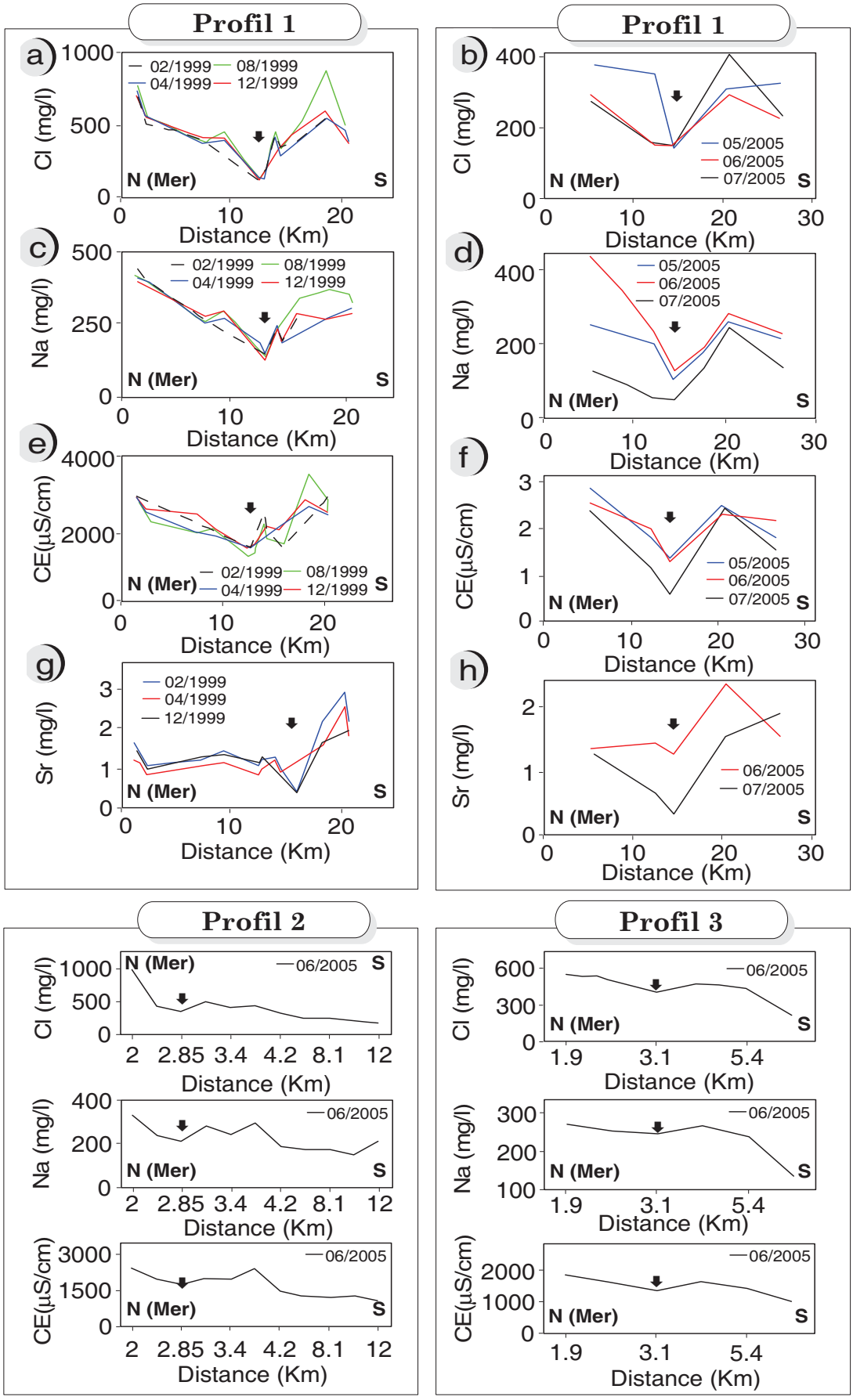


Figure 67 : Evolution temporelle de la minéralisation selon 3 profils orthogonaux à la mer

II.4.2. Modélisation de l'intrusion marine

II.4.2.1 - Introduction

Dans cette étude, nous avons réalisé une modélisation mathématique de l'écoulement des eaux souterraines du système aquifère d'Annaba, afin de mieux comprendre le processus d'intrusion d'eau salée. Nous avons utilisé le code MODFLOW (McDonald et Harbaugh, 1988), qui résout l'équation de l'écoulement des eaux souterraines, dite équation de diffusivité, par la méthode des différences finies, couplé au modèle MT3DMS qui simule le transport hydrodispersif. Le paramètre calculé est la salinité de l'eau exprimée en concentration des chlorures (Cl^-).

Cette modélisation a été scindée en trois phases distinctes :

· **Phase 1** : calage de la salinité de l'eau en régime permanent pour l'année 1982. La carte de salinité calée est utilisée pour initialiser la phase 2 de modélisation.

· **Phase 2** : Calcul de l'évolution de la salinité de 1982 à 2005, en intégrant les données hydro climatiques acquises au cours de cette période. La carte de salinité calculée pour l'année 2005 est utilisée pour initialiser la phase 3 de la modélisation.

· **Phase 3** : Simulation prévisionnelle sur 30 ans à partir de 2005.

II.4.2.2 Description du modèle conceptuel

Le modèle conceptuel proposé est constitué de 3 couches avec de haut en bas :

· une nappe superficielle : de formations sablo-argileuses et d'une épaisseur qui atteint 18 m

· un semi perméable : argiles sableuses avec une épaisseur de 0 m au Sud de la plaine et 75 m au Nord

· une nappe profonde : constituée de graviers et galets. Son épaisseur varie de quelques mètres à 90 m

II.4.2.3 - Conditions aux limites

La discrétisation du domaine étudié est réalisée par des mailles carrées de 500 m de côté. Les conditions aux limites discutées lors de l'élaboration du modèle des écoulements souterrains sont :

- Des flux imposés sur la limite amont, c'est-à-dire une alimentation par les limites Sud, Sud-Est et Sud- Ouest.
- Une limite à flux nul sur les bordures Nord-Ouest.

- Une concentration imposée en Cl de 25 g/l sur la limite Nord afin de simuler la charge minérale de la mer Méditerranée.

Les prélèvements par pompage sont appliqués sur les mailles concernées.

II.4.2.4 - Paramètres d'entrée

Les valeurs et la distribution spatiale de la perméabilité et des coefficients d'emmagasinement ont été ajustées par le modèle hydrodynamique Modflow.

Les phénomènes hydrodispersifs ont fait l'objet d'un calage en régime permanent. Une valeur de dispersion longitudinale variant de 10 à 20 m et une porosité de 20% ont été appliquées à l'ensemble des mailles du modèle. La dispersion transversale a été fixée entre 0.1 et 0.2 m.

II.4.2.5 - Recharge

En plus de la recharge liée aux nappes adjacentes (flux imposé), une pluie efficace de 250 mm a été introduite dans le modèle.

En régime transitoire, cette recharge est calculée au pas de temps annuel pour la période 1982-2005.

Afin d'estimer les impacts des pompages à long terme, une simulation sur 30 ans a été réalisées.

II.4.2.6 - Analyse de la précision du modèle

II.4.2.6.1 - Composantes prises en compte dans le modèle de salinité

Dans le cadre d'une modélisation, la prise en compte des phénomènes d'intrusion d'eau de mer dans un aquifère passe par la superposition des composantes de calcul suivantes:

- Un modèle standard d'écoulement d'eau douce.
- Un modèle de transport sans réaction chimique (advection-dispersion). Dans une problématique d'intrusions salines, les sels marins (les Chlorures en particulier) sont vus comme un contaminant conservatif (soluté qui reste stable dans l'eau et ne change pas à cause de processus physiques, biologiques ou chimiques) pouvant se déplacer en suivant les lignes de courant d'eau douce.
- Un modèle de mélange (loi de fick) : L'eau de mer et l'eau douce sont considérées comme des fluides miscibles (par diffusion moléculaire).

II.4.2.6.2 - Incertitudes liées à la modélisation

Les incertitudes introduites par ces différentes composantes peuvent être classées en trois types :

- Incertitudes relevant du modèle conceptuel de fonctionnement des nappes. L'ensemble des caractéristiques du modèle d'écoulement d'eau douce (géométrie, conditions aux limites, paramètres hydrodynamiques en particulier perméabilité et coefficient d'emmagasinement etc.) vont avoir une influence prépondérante sur la validité des résultats en termes de salinité (B.R.G.M, 2008).

- Incertitudes due à une initialisation incorrecte du modèle de salinité. Les mesures de salinité utilisées en phase de calage doivent correspondre à un état hydrodynamique stabilisé de la nappe avec un équilibre eau douce eau salée invariant dans le temps (régime pseudo permanent). Il s'agit d'une source d'erreur importante dans le cas de nappes fortement exploitées car le rééquilibrage hydrodynamique qui se manifeste par un déplacement plus ou moins marqué de l'interface eau douce-eau salée peut durer plusieurs années. Ce rééquilibrage peut ne jamais être atteint en cas de débits de prélèvement variables dans le temps (B.R.G.M, 2008).

- Incertitudes liées à la dispersion numérique. L'introduction de la densité, du transport et du mélange dans les processus de modélisation engendre des non linéarités dans les équations d'écoulements. Elles peuvent créer des oscillations numériques pouvant aboutir à des erreurs de calculs et/ou à des problèmes de non convergence (pas de solution aux calculs) (B.R.G.M, 2008).

II.4.2.6.3 - Analyses des incertitudes pour le modèle de salinité de l'aquifère de la plaine d'Annaba

Dans le cadre de l'aquifère d'Annaba, les modalités d'initialisation choisies pour le modèle permettent de limiter au mieux les incertitudes dues à une initialisation incorrecte. Les données de salinité utilisées pour le calage du modèle datent de l'année 1982, avant la mise en service des principaux ouvrages d'exploitation.

Le maillage choisi représente le meilleur compromis possible entre recherche de précision et temps de calcul acceptables. La méthode de résolution TVD (méthode de troisième ordre), a été choisie parmi les outils disponibles pour sa capacité à minimiser les dispersions numériques et les oscillations introduites par la prise en compte conjointe de l'advection et de la dispersion (Zouhri *et al.*, 2009)

II.4.2.7 - Résultat de la simulation

Le calage du modèle en régime permanent a permis la reproduction des écoulements souterrains et l'obtention de niveaux piézométriques calculés très proches de ceux mesurés sur l'ensemble du secteur modélisé. Cette étape a permis le calage de la salinité pour les années 1989, 1999, 2002, 2005) (Figure 68 a,b,c,d,e)

Pour les forages du secteur Sud et Centre de la plaine, le modèle montre que l'exploitation de la ressource en eau souterraine, à son niveau actuel, peut se faire durablement sans dégradation notable de la salinité de l'eau.

Les forages qui se situent plus au nord de la plaine et ceux qui se trouvent à quelques kilomètres de la côte, semblent déstabiliser significativement l'équilibre eau douce – eau saumâtre d'année en année. Selon les résultats du modèle hydrodispersif de l'année 1989, quelques forages seulement du nord de la plaine étaient touchés par des concentrations en Cl qui varient de 500 à 800 mg/l, alors qu'en 2005 ces mêmes forages ont atteint une concentration en Cl variant entre 800 et 1100 mg/l.

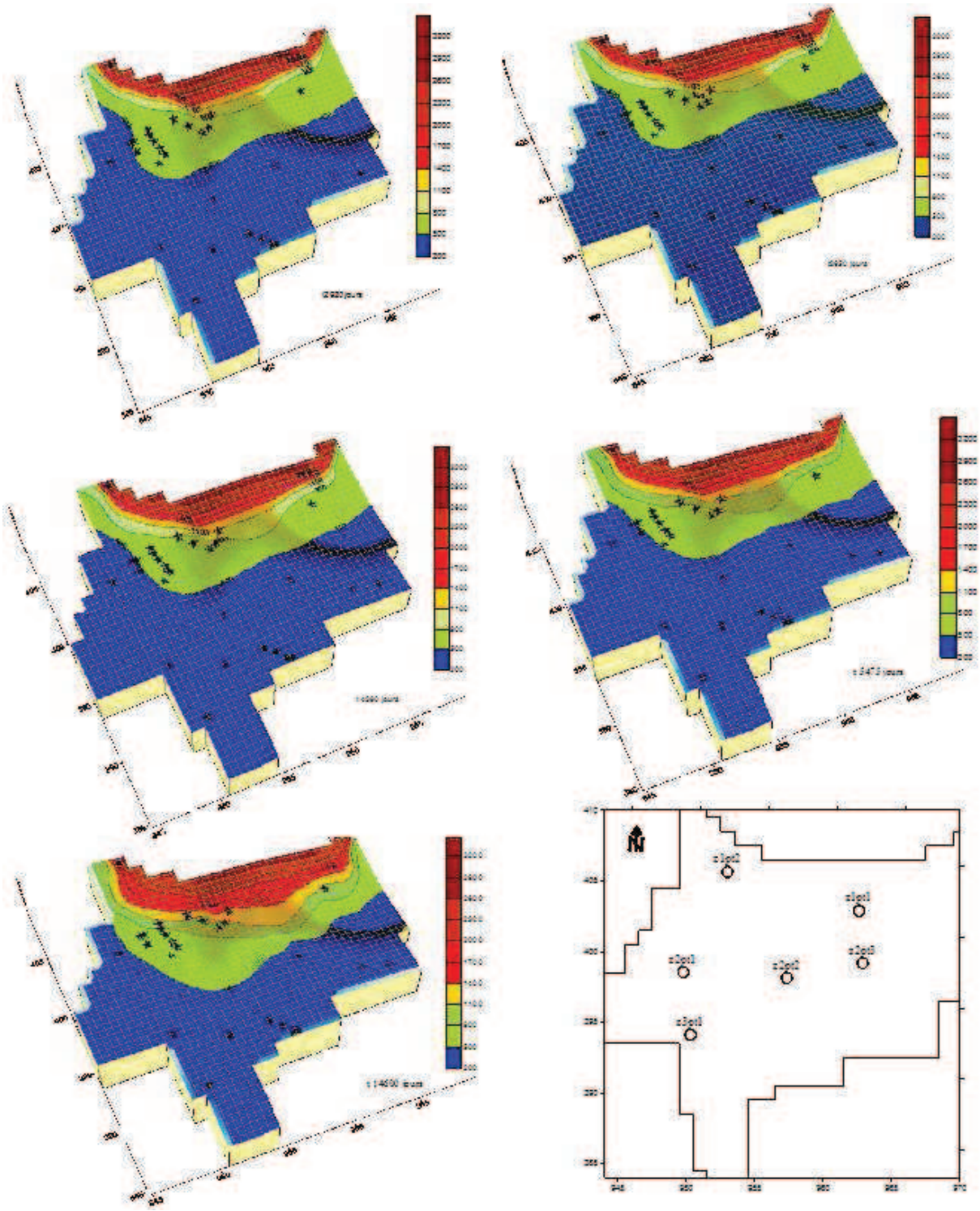


Figure 68 : – simulation du front salé : a) 1989, b) 1999, c) 2002, d) 2005, e) 2035
et répartition des points d'observation de la concentration en Cl.

A l'issue du calage de la salinité, nous avons comparé les concentrations calculées par le modèle et celles mesurées sur le terrain. La Figure 69 montre le bon ajustement du modèle hydrodispersif pour les années 1989,1999, 2002 et 2005.

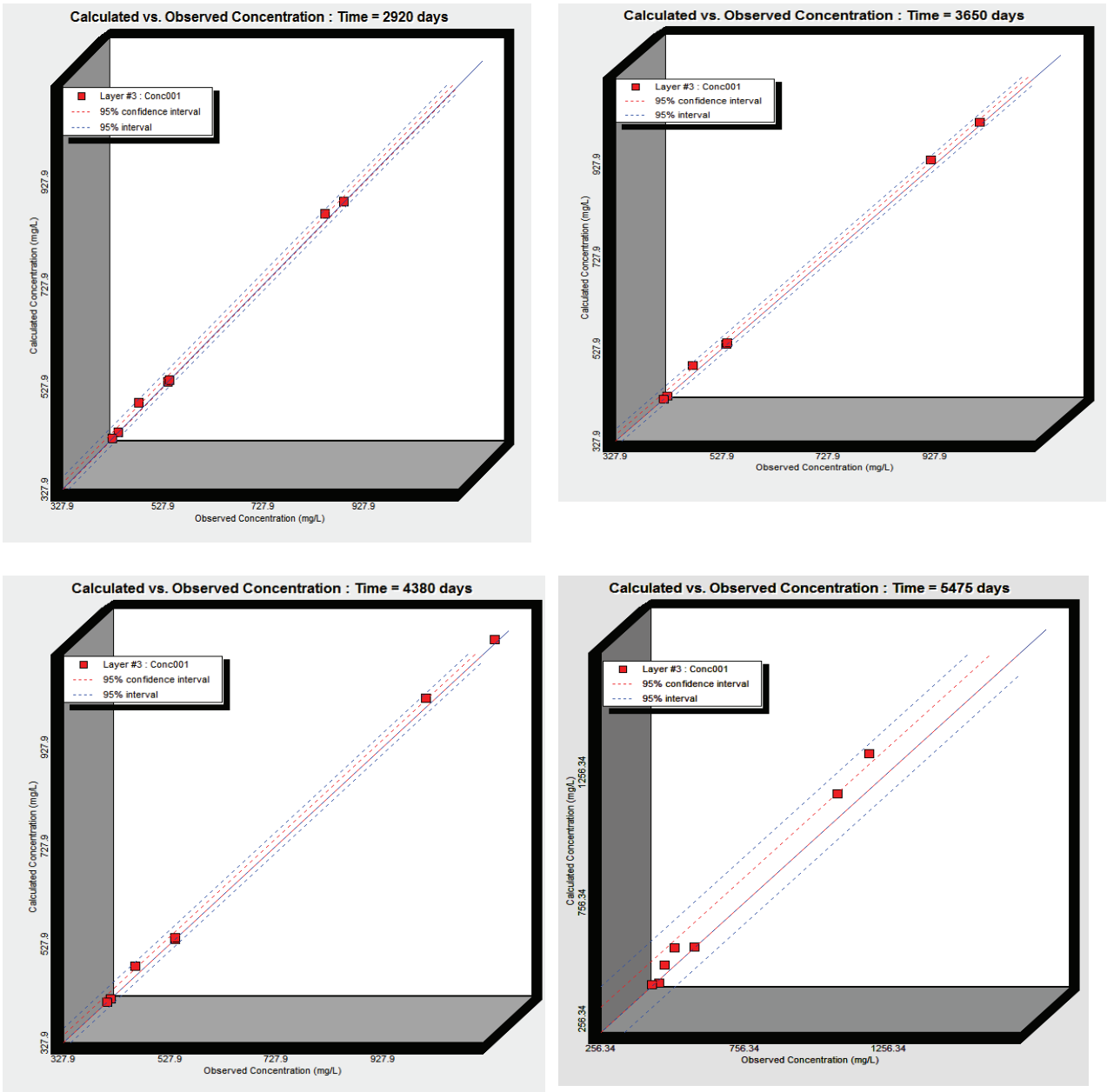


Figure 69 : Concentrations des chlorures : calculées vs mesurées

Pour la simulation de ces dernières périodes, on dispose de bilans hydriques, à partir desquels nous pouvons déduire le volume d'eau de mer qui participe au processus d'intrusion marine. Le Tableau 9 montre les différents flux entrants et sortants dans le système après la modélisation de l'écoulement des eaux souterraines pour ces quatre années hydrologiques. Nous pouvons faire la distinction entre les sources d'entrées de l'aquifère:

- les entrées par les limites de la zone modélisée ;
- la recharge à partir de la surface ;
- l'intrusion marine.

Et les zones de sortie

- pompages ;
- vers la mer.

Tableau 9 : Bilan des entrées et sorties de la nappe pour les années 1989-1999-2002 et 2005

	Débits entrant (m^3/j)				Débits sortant (m^3/j)		
années	Par les limites	recharge	Intrusion marine	total	pompages	Vers la mer	total
89	55510	0.13	5475.20	60985	7034.30	293.85	60985
99	58767	0.08	8118	66885	53657	0.00	66885
02	54821	0.08	9917.90	64739	53657	0.00	64739
05	54795	0.13	9810.90	62512	53657	0.00	62512

Le bilan issu de la modélisation indique que les apports dues à l'intrusion marine représentent respectivement pour les années 1989-1999-2002 et 2005 8.97%, 12.13%, 15.31% et 15.69% du total des débits entrants vers la nappe.

Il convient de souligner que, malgré le fait que le total des sources de l'eau douce de l'aquifère en 1999 est plus élevé que les années précédentes, le volume d'eau salée augmente. Ceci révèle la relation étroite qui existe entre l'augmentation du volume des prélèvements et l'augmentation de l'intrusion d'eau salée, car comme le tableau Tableau 9 l'indique, une augmentation des prélèvements est enregistrée à partir de l'année 1999.

Le Tableau 9 montre également qu'à partir de l'année où les débits extraits par pompage ont augmentés, les débits sortant de la nappe via le littoral sont devenus nul (inversement du sens d'écoulement).

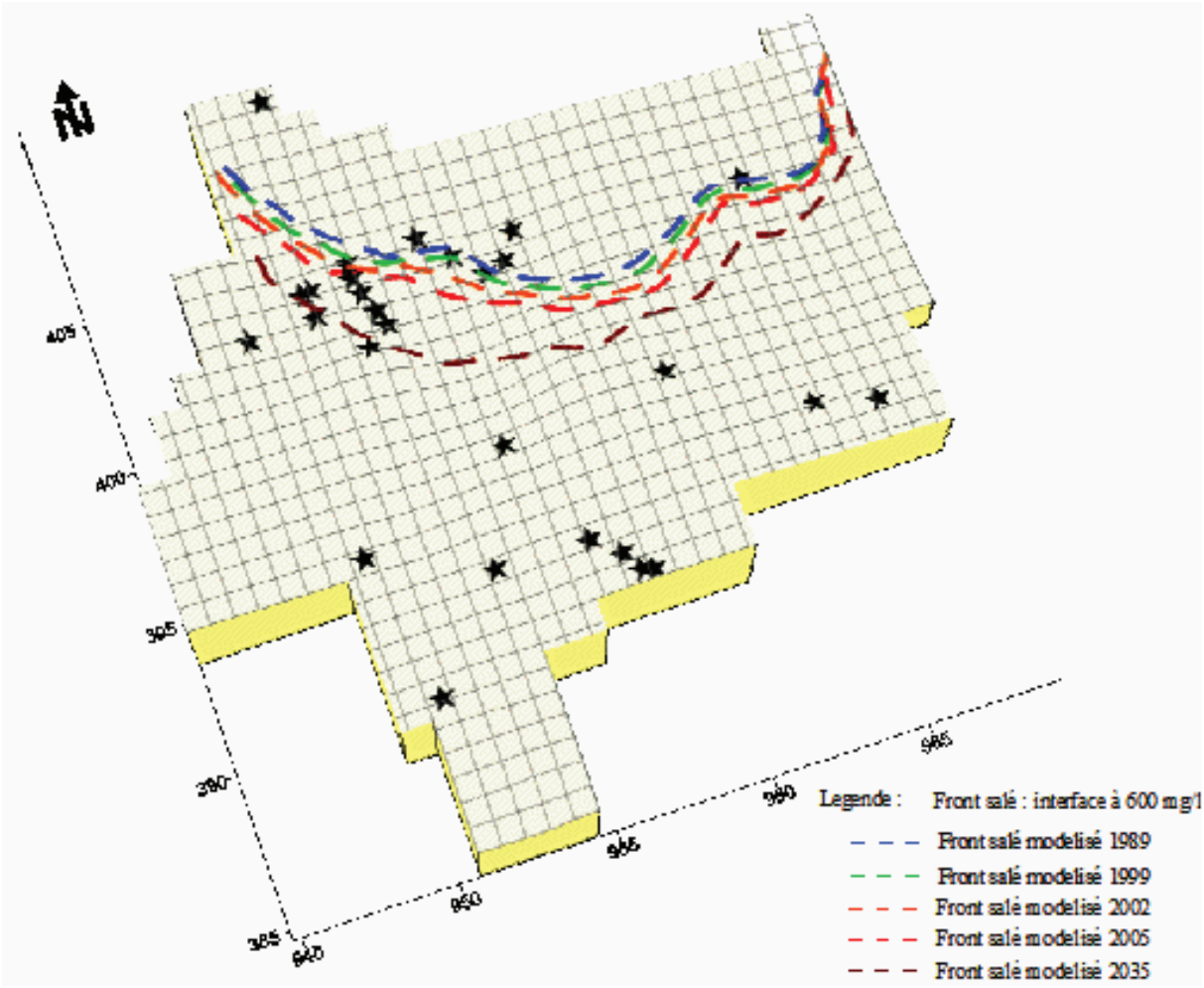


Figure 70 : Prévisions du front salé pour l'année 2035

La simulation du front salé pour l'année 2035 a montré que le déséquilibre hydrodynamique se poursuit durablement au-delà de 2005, dans l'hypothèse où les régimes et débits de pompage constatés en 2005, ainsi que la recharge se maintiennent. La zone de dispersion s'avancerait, vers l'intérieur des terres, d'environ 200 à 300 m dans le secteur Est de la plaine, 500 m au secteur centre et pourrait atteindre 1500 m à l'ouest, par rapport à sa position calculée pour l'année 2005 (Figure 70).

II.5 - CONCLUSION

A l'issue de ce travail, nous pouvons constater que la situation est préoccupante dans les secteurs côtiers de la partie Nord de la plaine d'Annaba. Les problèmes d'invasion par les eaux marines peuvent avoir leur source dans les volumes élevés de prélèvement effectué en bordure de la mer provoquant une chute de la surface piézométrique et une progression, vers les terres, du biseau d'eau salée. La longueur de pénétration dépend aussi de la perméabilité de l'aquifère, des côtes du toit et du substratum, …

Les analyses des échantillons d'eau de la nappe montrent que la conductivité électrique est généralement importante et reste élevée dans la partie nord de la zone d'étude, marquée par une dépression piézométrique. L'étude hydrochimique identifie trois processus responsables de la salinisation des eaux souterraines : l'intrusion d'eau marine dans la nappe ; la dissolution des formations en place et le retour des eaux d'irrigation.

Les eaux de la nappe sont divisées en trois groupes, en fonction de leur composition chimique. Dans la partie amont de la nappe, les fluctuations de la salinité sont dues principalement au phénomène de dissolution/précipitation des formations gypsifères de la formation réservoir (groupe III). Celles des échantillons du groupe II sont liées à l'effet de l'évaporation capillaire et au mouvement de retour des eaux d'irrigation au cours des périodes sèches. Ces derniers groupes sont le siège de réactions d'échange ionique, particulièrement dans la partie sud de la zone d'étude, et de réactions de mélange par les eaux d'irrigation. Ainsi, ces zones sont des aires de recharge préférentielle, où l'écoulement vertical est facile et plus ou moins rapide, et l'épaisseur de la zone non saturée est faible.

L'anomalie de forte salinité observée sur la carte de salinité au niveau de la zone côtière est expliquée par une contamination de la nappe par les eaux de mer. Cette hypothèse est justifiée par les fortes teneurs en chlorures et la présence des réactions d'échange cationique inverse, qui sont caractéristiques des mouvements de mélange des eaux marine avec les eaux douces.

Dans les différents diagrammes, on observe la tendance des échantillons du groupe I à s'approcher d'une composition d'eau marine, ce qui donne un argument supplémentaire en faveur de la présence d'une zone d'intrusion marine au niveau de la région côtière, dont la piézométrie est inférieure au niveau de la mer de 15m.

L'élaboration du modèle hydrodisperssif a permis la localisation et la délimitation du front salé qui avance continuellement, de l'année 1989 à 2005, à l'intérieur des terres, induisant des concentrations de plus en plus élevées en chlorures, à savoir que ces concentrations passent

de l'intervalle de 500 à 800mg/l pour l'année 1989 à des concentrations qui varient de 800 à 1100 mg/l pour l'année 2005 et ce aux mêmes points de mesures.

Le bilan hydrique du modèle indique qu'une importante quantité d'eau de mer s'introduit dans la nappe des graviers. Cette intrusion marine, en augmentation continue dans le temps, est étroitement liée à l'augmentation des débits de prélèvement de la nappe.

Les prévisions pour l'année 2035 dans les mêmes conditions climatiques et d'exploitation qu'en 2005 nous permettent de prédire l'étendue du front salé. Ce dernier avancerait à l'intérieur des terre de 200 à 300 m en bordure Est, de 500 m au centre de la plaine et atteindrait 1500 m plus à l'ouest de la plaine.

Dans le cas du système aquifère d'Annaba, comme pour toutes les plaines littorales de l'Algérie où les ressources en eau deviennent de plus en plus rares, il faudrait prendre des mesures pour endiguer les problèmes liés à l'intrusion marine :

☞ modérer l'exploitation des eaux souterraines dans les secteurs vulnérables et arrêter la foration de nouveaux ouvrages de captage ;

☞ irriguer à partir des eaux superficielles des oued qui écoulent des volumes importants vers la mer ce qui éviteraient aux ruraux les prélèvements illicites dans la nappe ;

☞ irriguer par le système goutte à goutte qui s'adapte bien aux régions de moins en moins arrosées ;

☞ mise en œuvre de techniques de recharge artificielle.

Par ailleurs l'étude de la pollution des eaux passe par la réhabilitation des ouvrages de suivi de l'intrusion marine installés vers les années quatre-vingt et qui disparaissent jour après jour et par l'implantation d'autres ouvrages dans les secteurs vulnérables. Elle passe également par la réalisation, à un pas régulier, de mesures salinométriques (résistivités en fonction de la profondeur) pour suivre le déplacement de l'interface eau salée - eau douce

Références bibliographiques

Allen and Suchy, (2001):- Results of the Groundwater Geochemistry Study on Saturna Island, British Columbia. Rapport final préparé pour: Islands Trust Victoria, B.C. Earths Sciences Simon Fraser University. 119p

Aoun-Sebaiti, (2003) :- Processus de salinité et modélisation du système aquifère d'Annaba. Mém. de Magistère sous codirection de A. Hani. Univ. de Annaba, 105 p.

Banton, O., Bangoy.,(1987) :-Hydrogéologie, multi-science environnementale des eaux souterraines, AUPELF,.

Beer, J., Zaslavsky, D., and Irmay, S. (1968).- Physical principles of water percolation and seepage. UNESCO, Paris,

Bear, J., Zhou Q., Bensabat, J., (2001):-Three-dimensional simulation of seawater intrusion in heterogeneous aquifers with application to the coastal aquifer of Israel, in : Proc. 1st Int. Conf. on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers: Monitoring, Modeling, and Management, Essaouira, Maroc.

Bonnet, M., Moussie, B. et Sauty, J.P. (1974).- L'exploitation des eaux souterraines en domaine littoral, exemples des côtes du bassin aquitanien, présentation de modèle INTRANS. BRGM. Serv. Géol. National, Orléans

Calvache, M.L., Pulido-Bosh, A.,(1991):-Modeling the effects of saltwater intrusion dynamics for coastal karstified block connected to a detrial aquifer, Groundwater 32 (5) 767–771.

Cardona, A., Carrillo-Rivera, J.J., Huizar-Alvarez, R., Garniel-Castro, E., (2004): Salinization in coastal aquifers of arid zones: an example from Santo Domingo, Beja California Sur, Mexico,Environ. Geol. 45 350–366.

Chen, H., Zhang, Y., Wang, X., Ren, Z., and Li, L., (1997):- Salt-water intrusion in the lower reaches of the Weihe river, Shandong province, China. Hydrogeology Journal, v. 5, no. 3, 82-88.

Custodio, E., Llamas, R.M., (1983):Hydrologia Subterranea, second ed., Omega, Barcelona, Spain.

Debièche, T.H., (2002).- Evolution de la qualité des eaux (salinité, acidité et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle : Application à la basse plaine de la Seybouse, N.E. algérien. Thèse de Doc. de l'univ. de Franche-Comté, 200p

Demirel, Z. (2004). The history and evaluation of saltwater intrusion into a coastal aquifer in Mersin, Turkey. Journal of Environmental Management, 70: 275-282.

Djabri, L., Hani, A., Laouar, R., Mania, J., Mudry J. and Louhi, A.,(2003):- Groundwater potential pollution in the Oued Seybouse valley, north-eastern Algeria. *Environmental Geology*

El Achheb, A., Mania, J., Mudry, J., (2001) :-Processus de salinisation des eaux souterraines dans le bassin Sahel–Doukkala (Maroc occidental), in : Proc. 1st Int. Conf. on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers: Monitoring, Modeling, and Management, Essaouira, Maroc.

El Achheb, A., Mania, J. & Mudry, J., (2003). Mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines dans le bassin Sahel-Doukkala (Maroc Occidental). Approche par des traceurs hydro-géochimiques. IGME. Madrid. ISBN. 84-7840-470-8.

Farber, E., Vengosh, A., Gavrieli, I., Marie, A., Bullen, T.D., Mayer, B., Holtzman, R., Segal, M. & Shavit, U. (2004):- The origin and mechanisms of salinization of the Lower Jordan River. Geochimica et Cosmochimica Acta,. 68, 9: 1989-2006

Freeze, R.A. & Cherry, J.A. (1979). Groundwater, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ. 604p.

Gemail, K., Samir, A., Oelsner, C., Mousa, S. E. & Ibrahim, S. (2004):- Study of saltwater intrusion using 1D, 2D and 3D resistivity surveys in the coastal depressions at the eastern part of Matruh area, Egypt. EAGE, Near Surface Geophysics, 2 : 103-109.

Gourgand, B., Stieltjes, L., et Daessle, M., (1988).- Ile de la Réunion : exploitation des eaux souterraines. Hydrog., n°2, pp. 117-123.

Grassi, S. & Cortecci, G.(2004):-Hydrogeology and geochemistry of the multilayered confined aquifer of the Pisa plain (Tuscany - central Italy). Applied Geochemistry, 20: 41-54.

Hsissou Y., Mudry J., Bouchaou L., Chauve P. et Mania J., (1999) :-Apport de l'hydrologie isotopique à la connaissance des modalites d'alimentation de la nappe libre du Souss (Maroc). 2ème Col. Int. Eau et Environnement, Fac. Sc .

Agadir, 1999.Hudak, P. F (2000): Sulfate and chloride concentrations in Texas aquifers. Journal of environment International, 26: 55-61.

KAFRI, U. & ARAD, A. (1979): Current Subsurface intrusion of Mediterranean seawater. A possible source of groundwater salinity in the rift valley system, Israel. Journal of Hydrology, 44 : 267-287.

Kouzana, L., Ben Mammou, A., Gaaloul, N., (2007). Intrusion marine et salinisation des eaux d'une nappe côtière (Korba, Cap-Bon. Tunisie). Geo-Eco-Trop 31, 57–70.

Lebbe, L., Walraevens, K., Van Burm, P., & De Breuck, W., (1989). L'évolution de la distribution des eaux douces et salées dans la nappe libre de la plaine maritime aux environs de la frontière belgo-française. Ann. Soc. Géol. Nord, CIX : 55-65.

Ledoux, E. (1986).- Modèles mathématiques en hydrogéologie. Centre d'informatique géologique. Ecole Nat. Mines, Paris.

Mania, J., Imerzoukene, S. et Braillon, J.M., 1985.- Pollution saline de la nappe côtière à l'Est d'Alger. Hydrogéologie, n° 3, pp. 213-226.

Mania, J. et Meens, V. (1984).- L'interface eau douce-eau salée en Flandres françaises. Bull ; Soc. Fr., t. XXVI, n°6, pp. 1281-1291.

Martos Sanchez, F.Y., Pulido Bosch, A., (1999):- Boron and the origin of salinization in an aquifer in southeast Spain, C. R. Acad. Sci. Paris, Ser. IIa 328 751–757.

Martos, F.S., Bosch, P.A., Sanchez, L.M. & Vallejos-Izquierdo, A. (2001):- Identification of the origin of salinization in groundwater using minor ions Lower Andarax, Southeast Spain. The Science of the Total Environment, 297: 43-58.

Office de l'eau Réunion, (2008) :- Exploitation de la ressource en eausouterraine sur le secteur du Gol et des Cocos. Rapport final.

Olobaniyi, S.B. & Owoyemi, F.B.: Characterization by factor analysis of the chemical facies of groundwater in the deltaic plain sands aquifer of Warri, Western Niger Delta, Nigeria. African Journal of Science and Technology (AJST). Science and Engineering Series, 7, 1: 73 - 81.

Paine, J.G. (2003):- Determining salinization extent. Identifying salinity sources and estimating chloride mass using surface borehole and airborne electromagnetic induction methods: Water Resources Research, 3, 3: 31-310.

Petelas, C.P. & Diamantis, I.B. (1999):- Origin and distribution of saline groundwater in the Upper Miocene aquifer system, coastal Rhodope area, northern Greece, Hydrogeol. 7, 3: 305-316.

Pulido-Le Boeuf, P. (2004):- Seawater intrusion and associated processes in a small coastal complex aquifer (Castell de Ferro, Spain). Appl. Geochem.

Pulido Bosch, A., Morell, I.Y., Andreu, J.-M., (1996) :- Modifications hydrogéochimiques provoquées par la surexploitation d'un aquifère karstique, C. R. Acad. Sci. Paris, Ser. IIa 323 313–318.

Pulido Bosch, A., Andreu, J.-M., Estévez, A., Ayanz, J., (1998) :- Zonation hydrogéochimique verticale dans l'aquifère karstique du Cid (Alicante, Espagne), C. R. Acad. Sci. Paris, Ser. IIa 326 421–426.

Pulido-Le Boeuf, P., Pulido-Bosch, A., Calvache, M.L., Vallejos, A. & Andreu, J.M. (2003):- Strontium, SO_4^{2-}/Cl^- and Mg^{2+}/Ca^{2+} ratios as tracers for the evolution of seawater into coastal aquifers: the example of Castell de Ferro aquifer (SE Spain). C.R. Geosciences, 335: 1039-1048.

Richter, B.C., Kreitler, C.W., (1993):-Geochemical Techniques for Identifying Sources of Groundwater Salinization, CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

Rivera, A., Ledoux, E., Sauvagnac, S., (1990):- A compatible singlephase/ two-phase numerical model 2, Application to a coastal aquifer in Mexico, Groundwater 28 (2) 215–223.

Spechler, R.M. (1994):-Saltwater intrusion and quality of water in Floridian aquifer system, Northeastern Florida: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 92-4174, 76 p.

Tellam, J.H. (1995):- Hydrochemistry of the saline groundwaters of the lower Mersey Basin Permo-Triassic sandstone aquifer, UK. Journal of Hydrology. 45-84.

Todd, D. K., (1980):- Groundwater hydrology. Ed. John Wiley & Sons, New York. 535 p.

Trabelsi, R., Zairi, M., Smida, H. & Ben Dhia, H., (2005):- Salinisation des nappes côtières : cas de la nappe nord du Sahel de Sfax, Tunisie. C. R. Acad. Sci. Paris, 337 : 515-524.

Vengosh, A. & Rosenthal, E., (1994):- Saline groundwater in Israel: its bearing on the water crisis in the country, Journal of Hydrology (Amsterdam) 156, 1-4: 389-430.

Wilson, S.R., Ingham, M. & Mc Conchie, J.A., (2006):- The applicability of earth resistively methods for saline interface definition. Journal of hydrology, 316: 301-312.

Younsi, A., (1994) :- Etude des mécanismes des intrusions marines vers le système aquifère compris entre oued Oum-Er-Rbia et Bir Jdid (Province d'El Jadida – Maroc) : Hydrogéologie, hydrodynamique, hydrochimie et modélisation mathématique. Thèse de 3ème cycle de l'université Chouaib Doukkali El Jadida. 127 p.

Younsi, A., Lhadi, E.K., Mania, J., (1997) :- Mise en évidence de l'intrusion marine vers la nappe de la province d'El Jadida. IAHS Publ. No. 244, pp. 115-122.

Younsi, A., (2001) :- Méthodologie de mise en évidence des mécanismes de salure des eaux souterraines côtières en zone semi-aride irriguée (Chaouia côtière, Maroc). Th. de Doct. d'Etat de l'Univ. Chouaib Doukhali El Jadida. 175 p.

Zouhri, L., Smaoui, H., Carlier, E., Ouahsine, A., (2009) : Modelling of hydrodispersive processes in the fissured media by flux limiters schemes (Chalk aquifer, France); *Mathematical and Computer Modelling* , Elsevier, doi:10.1016/j.mcm.2009.04.008

3ème PARTIE :

GESTION INTEGREE DE LA RESSOURCE EN EAU

I.1- Introduction

La région sud de la Méditerranée se caractérise par la faiblesse et l'irrégularité des ressources en eau, dans le temps (sécheresse estivale, sécheresses inter annuelles) et dans l'espace (aridité au sud). La région regroupe 60 % de la population mondiale ayant des ressources naturelles renouvelables de moins de 1000 m^3/hab./an. La forte croissance de l'urbanisation, du tourisme, de l'irrigation et de la population ne peut qu'accroître les tensions dans les nombreux pays et régions où les volumes des prélèvements atteignent déjà celui des ressources mobilisables (Plan Bleu, Janvier 2003).

I.1.2-Etat des ressources en Algérie

En Algérie, les ressources en eau sont actuellement, relativement bien connues, mais la sécheresse qui sévit depuis plus de 20 ans a amené les services du secteur de l'eau à actualiser leurs évaluations en tenant compte de la réduction de la pluviométrie dans chaque région (RNE 2003).

Les potentialités sont actuellement évaluées à 16,3 milliards de m^3 qui se décomposent comme suit :

- 9,8 milliards de m^3 d'eau superficielle,
- 1,5 milliard de m^3 d'eau souterraine dans la région Nord,
- 5 milliards de m^3 d'eau souterraine dans la région du Sahara septentrional.

Les disponibilités de ressources renouvelables par habitant, en année moyenne, sont évaluées, en 2005, à 350 m^3/ha/an ce qui classe déjà l'Algérie dans le groupe des pays pauvres en eau. Les prévisions indiquent qu'en 2025, les ressources en eau par habitant et par an seront de 200 m^3 (H-L Thibault, 2009)**.**

I.1.2.1 - Les barrages

Actuellement près de 2 milliards de m^3 sont mobilisés à partir de 50 barrages, pour un apport annuel moyen de 3,5 milliards de m^3. La capacité initiale des 50 barrages en exploitation était de 5 milliards de m^3. Elle est estimée actuellement à 4,5 milliards de m^3 compte tenu de l'envasement.

A l'avenir, il sera de plus en plus difficile d'accroître le taux de régularisation, dans des conditions techniques et économiques acceptables, à cause de l'insuffisance de sites aménageables et de la nécessité d'un écoulement «écologique» dans les cours d'eau. Enfin, il

faut noter que la contrainte de l'offre en eau superficielle ne provient pas seulement de l'insuffisance des ressources en eau mobilisables, mais également d'autres facteurs tels que:

• l'envasement des barrages,

• la détérioration de la qualité des eaux par la pollution,

• la gestion et l'exploitation des retenues d'eau.

I.1.2.2 - Retenues "collinaires"

Contrairement aux programmes de mobilisation par barrages, les projets de réalisation des retenues «collinaires» n'ont connu, un développement significatif, qu'à partir de 1985 durant le plan quinquennal 1985-1989, où ils furent considérés comme une ressource complémentaire intéressante pour l'irrigation, dans les zones rurales et montagneuses. L'inventaire effectué en 2001 totalise 919 retenues "collinaires" avec une capacité d'emmagasinement globale de 142 hm^3. La capacité moyenne des retenues est de 154 000 m^3. Cet inventaire fait également ressortir un taux de déperdition élevé puisque seulement 336 ouvrages sont encore fonctionnels et mobilisent un volume de 72 hm^3.

I.1.2.3 - Les eaux souterraines

Les régions situées au Nord de l'Atlas saharien ont des potentialités en eau souterraine correspondent à un volume annuel renouvelable avoisinant 1,5 milliard de m^3, localisées dans 126 nappes dont 31 ont fait l'objet d'études hydrogéologiques complètes avec pour certaines nappes, une étude avec modèle numérique. Les ressources sont pratiquement exploitées à 90 %. Toutefois, certaines nappes sont déjà surexploitées (les ressources mobilisées excèdent les potentialités) entraînant un déséquilibre de leur bilan hydrogéologique et une détérioration de la qualité de l'eau. En plus, dans plusieurs nappes, on observe un rabattement des niveaux statiques à cause de la sécheresse, aggravée par la surexploitation.

I.1.3 – Utilisation des ressources en eau

L'alimentation en eau potable, l'approvisionnement en eau industrielle et l'irrigation sont les principales utilisations de l'eau en Algérie. En 2002 la distribution globale d'eau aurait atteint 3,3 milliards de m^3, répartis comme suit :

- usage domestique : 1 300 millions de m^3
- usage agricole : 1 800 millions de m^3
- usage industriel : 200 millions de m^3

I.1.3.1 – A.E.P.

La distribution totale annuelle pour l'approvisionnement en eau potable, a été de 1300 millions de m^3 en 2002. Les ressources en eau superficielles sont de plus en plus utilisées, entraînant des coûts supplémentaires de traitement. Actuellement tous les barrages construits sont affectés en totalité ou en partie à l'approvisionnement en eau potable des villes. Les choix des aménagements hydrauliques expriment de plus en plus la priorité des besoins urbains et particulièrement ceux des grandes métropoles (Alger, Oran, Constantine, Annaba, Sétif, Skikda,...).

Les coûts de revient du m^3 ont rapidement augmenté, en raison du coût croissant des ouvrages de mobilisation, de grandes distances de transport, et de l'énergie nécessaire au pompage.

Des études récentes réalisées sur une dizaine de barrages ont montré que les coûts de transport seulement, varient entre 10 et 38 DA/m^3, selon les distances de transfert et les volumes transportés ; et les coûts de distribution se situeraient entre 10 et 20 DA/ m^3, alors que le tarif moyen avoisine 15 DA/m^3. Ce qui nécessite évidemment une tarification plus près des coûts réels, à même de maintenir un service durable. Les résultats du recensement général de la population et de l'habitat réalisé en 1998, montrent que le taux de raccordement moyen atteint 85 % de la population. Les pertes dans les réseaux sont encore trop importantes, voire anormales. Elles se situeraient, selon le secteur de l'hydraulique, à 40 environ des eaux produites et distribuées dans la majorité des réseaux. Ce qui constitue un gaspillage regrettable, alors que, faute de ressources suffisantes, le service est assuré en discontinu, pratiquement dans toutes les agglomérations. Aux pertes d'eau dans les réseaux, s'ajoutent d'autres "pertes" liées à l'insuffisance du comptage et aux facturations forfaitaires.

I.1.3.2 - Irrigation

Malgré les restrictions en eau qu'il subit, le secteur agricole reste le premier consommateur d'eau en Algérie. Les superficies irriguées, évaluées par le secteur de l'agriculture représentent globalement 420.000 ha et consomment 1,8 milliard de m^3 environ. Elles sont habituellement réparties en 2 catégories qui sont les grands périmètres d'irrigation et la petite et moyenne hydraulique.

- ***Les grands périmètres d'irrigation*** **:**

Occupant une superficie supérieure à 2000 ha, ils sont desservis essentiellement par les grands barrages. La superficie irrigable dans les grands périmètres totalise environ 100.000 ha.

Les principales contraintes rencontrées sur les grands périmètres sont liées au déficit en eau, à la dégradation des réseaux, aux difficultés de gestion et d'entretien et aux problèmes de drainage.

La disponibilité en eau d'irrigation s'est réduite progressivement à cause de la réaffectation, d'une partie des ressources à d'autres usages prioritaires et des graves pénuries résultant de la sécheresse, qui perdure depuis plus de 20 ans. Les ressources utilisées pour l'irrigation des grands périmètres d'irrigation, n'ont jamais permis d'irriguer plus de 60 000 ha (campagne 1980-81). L'irrigation a été en moyenne de 40.000 ha/an depuis une vingtaine d'année. Durant toute la période 1987-2002, les volumes d'eau affectés à l'irrigation n'ont jamais couvert en totalité la demande en eau. Ils ont été en moyenne de 300 mm^3 alors que les besoins, en année normale sont de l'ordre de 700 mm^3, soit une disponibilité inférieure à 50 %.

Cette situation est aggravée par un faible rendement des réseaux de transport et de distribution, très détériorés et mal gérés. On considère que les pertes dans les réseaux d'irrigation sont du même ordre que pour l'AEP et nécessitent donc de grands programmes de réhabilitation.

***- La petite et moyenne hydraulique* :**

Elle est constituée par :

- des périmètres d'irrigation généralement desservis à partir de petits barrages et retenues collinaires, et de champs de captage. Les superficies unitaires sont généralement supérieures à 10 ha ;
- l'irrigation de type individuel ou familial à partir de puits, sources, pompages dans les oueds, épandage de crues. Les superficies des parcelles sont inférieures à 10 ha.

Les ressources mobilisées par les puits et forages irriguent cependant 75 à 80 % de la superficie totale irriguée en petite et moyenne hydraulique.

I.1.4 – Qualité des eaux naturelles

En Algérie, les eaux ont une qualité moyenne et autorisent généralement une utilisation pour différents usages. Cependant, l'aridité du climat, la forte évaporation contribue à accroître la salinité des eaux de barrages, tout en réduisant leurs réserves. D'autre part, l'érosion hydrique, joue un grand rôle dans la dégradation de la qualité de l'eau et la diminution des ressources mobilisables. Au cours des grandes pluies, les oueds en crue transportent l'essentiel des terres érodées. Celles-ci se déposent dans les barrages réservoirs et conduisent à une réduction

notable des capacités de réserve. L'envasement annuel moyen est évalué en 2002, à 34 millions de m^3/an.

I.1.4.1 - Pollution des eaux superficielles

Les oueds sont devenus des collecteurs naturels des rejets, urbains et industriels, chargés d'éléments chimiques et toxiques. Leur capacité d'autoépuration est de plus en plus réduite, notamment en période d'étiage où il n'y a pratiquement plus de dilution.

Les études effectuées sur la qualité de l'eau, ainsi que les suivis de l'ANRH (Agence National des Ressources Hydriques) montrent qu'une grande partie des ressources en eau est polluée par des rejets non contrôlés :

• Les rejets des eaux usées urbaines non épurées : les stations d'épuration ne fonctionnant pratiquement pas ;

• Les rejets des effluents industriels : le raccordement des unités industrielles aux réseaux d'assainissement ou le rejet dans le milieu récepteur est conditionné par l'installation préalable d'une station de traitement et une autorisation. Mais cette disposition réglementaire n'est pas appliquée et presque toutes les unités industrielles déversent leurs effluents sans traitement ;

• Les eaux de lessivage des sols et de drainage, qui contiennent des produits agrochimiques (nitrates, phosphates,…) sont rejetées dans les oueds ; elles constituent également une source de pollution, notamment pour les barrages où ils constituent un danger d'eutrophisation ;

• Enfin la mauvaise gestion des déchets solides, notamment les décharges sauvages représentent un danger de pollution des eaux superficielles et souterraines.

Sur les onze bassins hydrographiques observés, sept ont des eaux de mauvaise à très mauvaise qualité. Les barrages très pollués représentent 22 % de l'ensemble de barrages en exploitation tandis que les barrages pollués ou moyennement pollués représentent 45 %. Parmi les neuf barrages observés du bassin Constantinois-Mellègue-Seybouse 4 sont pollués.

I.1.4.2 - Pollution des eaux souterraines

La pollution la plus menaçante pour les eaux souterraines est essentiellement d'origine agricole. La libéralisation du secteur agricole, durant les années 1990, a facilité aux agriculteurs, l'utilisation d'engrais et de produits chimiques de traitement des cultures, pour augmenter leur production, notamment les incitations financières introduites par les programmes de développement agricole, mis en œuvre par l'Etat.

L'utilisation d'engrais et de produits chimiques de traitement des cultures, pour augmenter la production n'est pas toujours maîtrisée, et on constate souvent une sur utilisation de ces produits qui se retrouvent dans les eaux superficielles et dans les eaux souterraines, par ruissellement et infiltration. Ils entraînent une dégradation de la qualité de l'eau qui peut la rendre à terme impropre à la consommation. Les nappes côtières sont également exposées à la pollution par les eaux de mer.

I.1.5 – Demande en eau actuelle et future

De la demande totale en eau en Algérie, l'agriculture à elle seule demande 4 km^3/an (63%), l'alimentation en eau potable représente 1.3 km^3/an (30%), le secteur de l'industrie 1.1 km^3/an (10%). Les prévisions pour 2025 montrent que le secteur de l'agriculture, en pleine croissance reste le premier secteur consommateur avec une demande de 5 km^3/an de la demande globale (H-L Thibault, 2009 ; Mohammed Blinda et Gaëlle Thivet, 2009).

I.1.6 - Le bassin de la Seybouse

Le bassin de la Seybouse est situé dans la région Nord Est de l'Algérie et s'étend sur une superficie de 6471 km^2 avec une longueur de 240 km (Figure 71). Il couvre 68 communes dans sept wilayas : Annaba, El Tarf, Skikda, Constantine, Oum El Bouaghi, Guelma et Souk Ahras. Les eaux du bassin constituent une source fondamentale de vie dans la région. Les eaux de la Seybouse sont utilisées à des fins domestiques, industrielles et agricoles. La région renferme dans son sol un potentiel hydrique assez important contenu notamment dans les formations alluviales des plaines de Guelma, Bouchegouf et Annaba et dans formations métamorphiques de l'Edough et calcaires de Guelma et Bouchegouf.

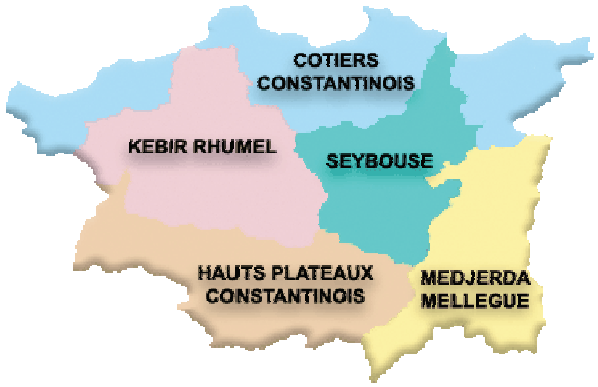


Figure 71 : Situation géographique du bassin de la Seybouse

Un million trois cent mille (1.300.000) habitants, répartis en soixante-huit communes, et sept wilayas (départements). Trente-trois communes sont entièrement incluses dans le bassin et trente-cinq partiellement. La seule agglomération d'Annaba représente dix-huit pour cent (18%) de la population totale du bassin.

L'industrie est concentrée autour d'Annaba, notamment pour la valorisation des produits miniers (sidérurgie ARCELOR MITTAL STEEL, engrais chimiques d'ASMIDAL), des activités annexes, et du conditionnement de la tomate, et de Guelma, pour le sucre et la fabrication de motocycles. Au total :

- 86 unités industrielles importantes,
- 8 seulement ont leur propre station d'épuration.

L'agriculture est caractérisée par une irrigation traditionnelle (gravitaire) dans le bassin du Haut Charef, et une irrigation moderne (par aspersion) dans la basse Seybouse. Céréales et cultures maraîchères sont les principales spéculations des périmètres irrigués. Au total on distingue deux grands périmètres d'irrigation, celui de Guelma-Bouchegouf (12900 ha) et celui de Bounamoussa (4500 ha).

Sur le bassin de la Seybouse, les pluies varient en moyenne de 450 mm au Sud, à 735 mm au Nord. Pour l'ensemble du bassin, vingt-cinq points de mesure sont installés, dont cinq disposent de séries de données de longue durée.

La moyenne annuelle de l'évapotranspiration sur la période 1962-1990 est de 1370 mm à Annaba, de1270 mm à Guelma. A titre indicatif, elle est de 1470 mm à Sétif et de 2542 mm à Batna (Selon la formule de Thornthwaite).

Cette région renferme plusieurs zones humides dont la plus importante est le lac Fetzara qui couvre une superficie de plus de 5.800 hectares, auxquelles se rajoutent plusieurs milliers d'hectares de terres inondables en saison hivernale constituant ainsi de vastes prairies humides. Sa grande étendue et son caractère relativement temporaire font de ce site une zone humide représentative et rare de type de zone humide naturelle de la région méditerranéenne. Le lac Fetzara avec les zones humides d'El Kala complète par ailleurs et de façon stratégique le complexe humide caractéristique de la région d'El Kala (situé à l'Est du bassin de la Seybouse). En effet, vers la fin de la saison hivernale, d'importants effectifs d'anatidés regagnent le lac Fetzara venant des sites Ramsar, les lacs Oubeira et Tonga, qui, au vu de l'augmentation excessive de leurs niveau d'eau, rend difficilement accessible l'alimentation pour les Anatidés herbivores. Le lac Fetzara est une zone humide d'importance internationale vu que la moyenne des effectifs des oiseaux d'eau et particulièrement des Anatidés et de la Foulque macroule hivernants recensés au niveau du site dépasse habituellement 20.000

oiseaux par an, un effectif record de 44.500 a été atteint en 1990. Le lac abrite, habituellement, 1% de la population mondiale du Canard siffleur et de I' Oie cendrée.

Outre l'intérêt qu'elle représente pour l'alimentation en eau des populations et pour répondre aux besoins sans cesse croissants de l'agriculture et de l'industrie, cette région offre un lieu d'hivernage et de nidation pour beaucoup d'espèces d'oiseaux et pour le développement d'une flore d'une richesse reconnue sur le plan international. Ce site subit aujourd'hui une pression anthropique progressive qui devient inquiétante. En effet, l'exploitation en continu de plusieurs centaines de forages a entraîné une dégradation de la qualité des eaux et a influencé négativement l'équilibre hydrodynamique des aquifères. Elle a eu également pour conséquence une diminution des débits des sources et l'apparition de biseaux salés menaçant même à brève échéance et l'exploitation des nappes et le bon fonctionnement des zones humides (Hani *et al.*, 2002 ; Hani *et al.*, 2003).

Le bassin de la Seybouse est confronté aujourd'hui au problème de pénurie d'eau. Au cours des vingt prochaines années, l'augmentation de la demande en eau potable devrait atteindre 20%. La mise en place d'une gestion durable de l'eau, au plan qualitatif comme quantitatif, est donc impérative pour l'avenir de la population du bassin de la Seybouse, mais aussi des écosystèmes et conditionne le développement économique et social.

Le bassin de la Seybouse est confronté également à la pollution urbaine, industrielle et agricole. Cette pollution provient des différentes agglomérations, usines et zones agricoles situées sur les deux rives de l'oued. La pollution a atteint un degré élevé. 4,5 millions de m^3 sont rejetés annuellement dans la rivière, sur lesquels 3 millions de m^3 sont des huiles usagées. La réhabilitation de la Seybouse peut constituer un bel exemple de gestion intégrée, puisque elle inclurait des volets de protection des ressources superficielles et souterraines, de rationalisation des usages domestiques, agricoles et industriels, mais aussi de lutte contre la pollution et de protection de l'environnement.

Seule une démarche intégrée offre la possibilité de gérer ces ressources dans le respect du milieu naturel, des intérêts des citoyens et de ceux des acteurs économiques. Les recherches envisagées répondent à cette nécessité d'intégration, depuis la localisation et l'évaluation des ressources souterraines, jusqu'à la protection de leur qualité, mais tout en évaluant les éventuels effets néfastes. Elles contribuent ainsi à la mise en œuvre de la politique actuelle de développement durable, qui se déploie via un certain nombre de directives dont celle sur l'eau. Mais au-delà, elles s'inscrivent dans le plan adopté au sommet du développement durable de Johannesburg.

I.1.7 – Approche d'une gestion intégrée

Devant cette situation critique, nous avons élaboré dans ce travail de recherche un model conceptuel dans le cadre d'une gestion intégrée de la ressource en eau du bassin de la basse seybouse.

L'objectif de cette étude est de :

- caractériser les facteurs les plus influençant sur la qualité et la quantité de la ressource ;
- déterminer les réactions des communes et les regrouper selon leur besoin, leur demande et leur caractéristiques ;
- essayer d'apporter une aide à la décision des gestionnaires ;
- faire une évaluation de risque sur la santé humaine et l'environnement.

Le concept de gestion intégrée des ressources en eau, dont il n'existe pour l'instant aucune définition ne prêtant pas à équivoque, fait l'objet d'une intense controverse (Thierry Ruf et Marie-Jeanne Valony, 2007). Il s'ensuit que les institutions régionales et nationales doivent mettre au point leurs propres pratiques de gestion intégrée en se fondant sur le cadre participatif qui se dessine peu à peu au niveau mondial et régional.

Cependant le Partenariat mondial pour l'eau définit la gestion intégrée de la ressource en eau comme étant un processus qui favorise le développement et la gestion coordonnés de l'eau, des terres et des ressources connexes, en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social en résultant, sans pour autant compromettre la pérennité d'écosystèmes vitaux.

Comment s'assurer que la gestion actuelle soit durable? Comment s'assurer que l'industrie tienne compte à la fois des aspects environnementaux, sociaux et économiques? C'est un grand défi puisque chaque intervenant peut avoir sa propre définition de ce qu'est une « gestion durable ». Une définition claire de la conservation et de la gestion durable des ressources est nécessaire. Il faut également que cette définition soit facile à comprendre afin d'améliorer la qualité de l'information fournie au public.

Les indicateurs sont justement destinés à donner une définition claire et commune à la gestion durable. Les données obtenues pourront servir à développer des politiques acceptables de gestion et à cibler la recherche de façon à améliorer les technologies et les connaissances. Ensemble, ils fournissent un cadre pour décrire et mesurer :

- l'état de la ressource ;
- les valeurs associées à la ressource ;
- les pratiques de gestion de la ressource ;

- les progrès en matière de gestion de la ressource.

I.1.7.1 - Définition d'un indicateur

D'une manière générale, un indicateur de développement durable est défini comme une donnée quantitative qui permet de caractériser une situation évolutive, une action ou les conséquences d'une action, de façon à les évaluer et à les comparer à leur état à différentes dates. Il peut cependant être une forme d'indication ou de perception, c'est à dire un élément qualitatif. (B. Ulmann, 2008)

L'objectif principal d'un indicateur est de clarifier et de définir des objectifs, d'évaluer les orientations actuelles et futures en ce qui concerne les buts et les valeurs, d'évaluer dans le temps des modifications, des conditions spécifiques et de déterminer l'impact des programmes et de transmettre des messages. Sa caractéristique principale est qu'il porte une signification qui dépasse la donnée quantitative fournie.

La qualité principale d'un indicateur est sa capacité à rendre compte le plus précisément possible d'un phénomène en général complexe. Les qualités principales que doit posséder un indicateur sont donc d'être adapté, spécifique, valide, fiable, précis, mesurable, comparable (dans le temps et dans l'espace), facile à utiliser et dont le résultat doit justifier le temps et le but pour les obtenir.

I.1.7.2 - Développement des indicateurs

Le modèle **DPSIR**, FPEIR en français (forces motrices - pressions - état - impact - réponses), développé par l'Agence européenne pour l'environnement à partir d'un modèle initial de l'Organisation de Coopération et de Développement Economique, le modèle PER (pressions - état - réponses), est basée sur la description des interactions entre la société et l'environnement à l'aide d'indicateurs et de statistiques (Figure 72) (European Commission, 2002).

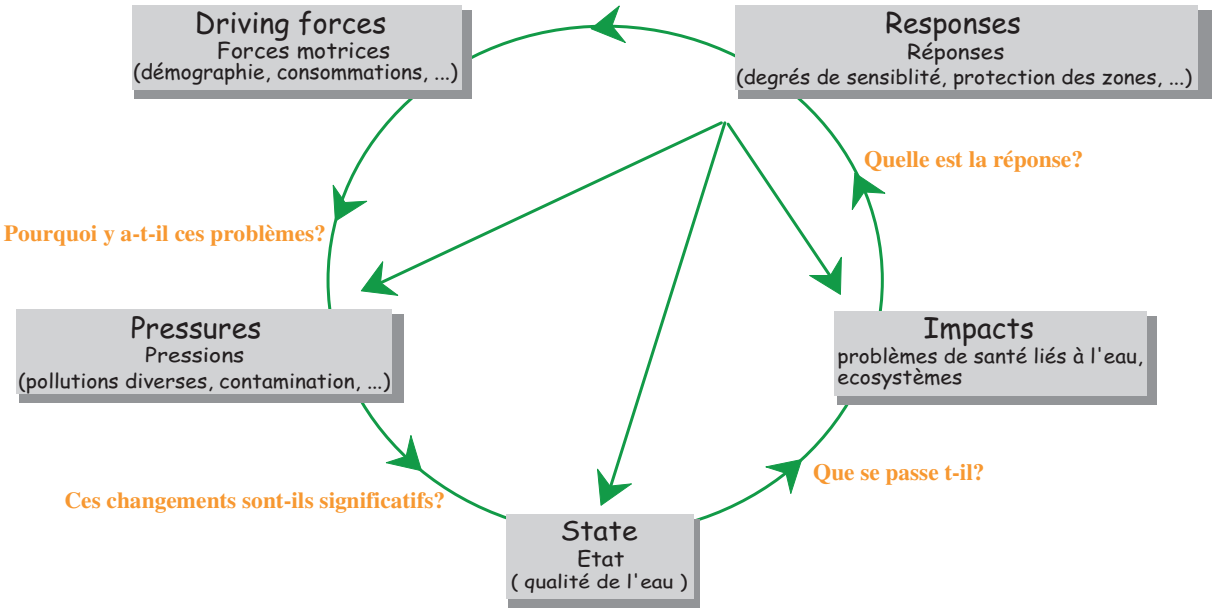


Figure 72 : Illustration du modèle DPSIR

Le modèle **DPSIR** définit donc cinq indicateurs qui sont :

- Les Forces motrices qui sont définies comme les besoins sociaux qui exigent l'existence d'une activité économique donnée ;
- La Pression qui correspond aux facteurs qui ont une influence négative sur l'environnement ;
- l'Etat correspondant à l'état actuel de l'environnement ;
- Les Impacts sur les écosystèmes et la santé humaine en raison des modifications de l'environnement ;
- Les Réponses des organismes, des gestionnaires et des politiques vis-à-vis des problèmes environnementaux.

Greeuw *et al.* (2001), a déclaré qu'un des problèmes de ce cadre est que le même élément peut apparaître dans différentes composantes, en fonction des cibles sur lesquelles nous nous concentrons. Toujours selon Kelly (1998) le cadre n'arrive pas à saisir la complexité des rapports dans les systèmes complexes. Néanmoins, il est un modèle largement utilisé, et si ces inconvénients sont pris en compte, il pourrait fonctionner comme un bon outil pour soutenir la gestion des écosystèmes. Également des indicateurs sont un excellent moyen de représenter les composantes de l'environnement en évitant la mesure de paramètres trop nombreux. Les indicateurs sont souvent adoptés pour éviter et réduire la complexité des données environnementales. En général, les indicateurs sont facilement quantifiables et délimitées à partir des informations déjà décrites dans les biens de protection comme les compartiments de

l'environnement et sont suffisants pour évaluer ce qui est appelé la santé des écosystèmes (Costanza, 1992).

Le modèle **DPSIR** peut être utilisé comme une base pour la gestion des zones côtières et de l'environnement en permettant le couplage entre modèles environnementaux et macro-économiques, ce qui permet d'intégrer les fonctions de conservation de la biodiversité (et écologiques) avec le développement socio-économique (RIVM, 1995).

C'est en se basant sur un modèle **DPSIR** que les divers indicateurs qui ont servis à l'élaboration du modèle conceptuel de gestion intégrée de la ressource en eau ont été déterminés.

II- METHODOLOGIE

La gestion de l'eau dans la région d'Annaba a pour but de réhabiliter l'aquifère côtier en tant qu'élément naturel et siège vital des ressources en eau. Dans cette recherche, un modèle de gestion intégrée de l'eau basé sur la relation de cause à effet abordant le cycle entier de l'eau est utilisé. Des variables hydrologiques ont été développées et classées en cinq catégories qui sont d'ordre socio-économique, des contraintes de pollution, de qualité de l'eau, de l'opinion des experts d'impact de l'activité humaine l'évaluation du risque sur la santé humaine (PNU/PAM-Plan Bleu 2009).

Les variables pertinentes ont été caractérisées en utilisant les réseaux de neurones artificiels (RNA), Les variables choisies seront classées en utilisant l'analyse statistique multivariée, l'analyse factorielle et l'analyse en composantes principales ainsi que la classification hiérarchique. Sur la base des résultats de cette recherche de nouvelles recommandations seront élaborées pour assurer la gestion durable de l'eau. L'organigramme de la Figure 73 résume l'ensemble des tâches à réaliser une stratégie pour l'évaluation environnementale des ressources en eau dans la région d'Annaba :

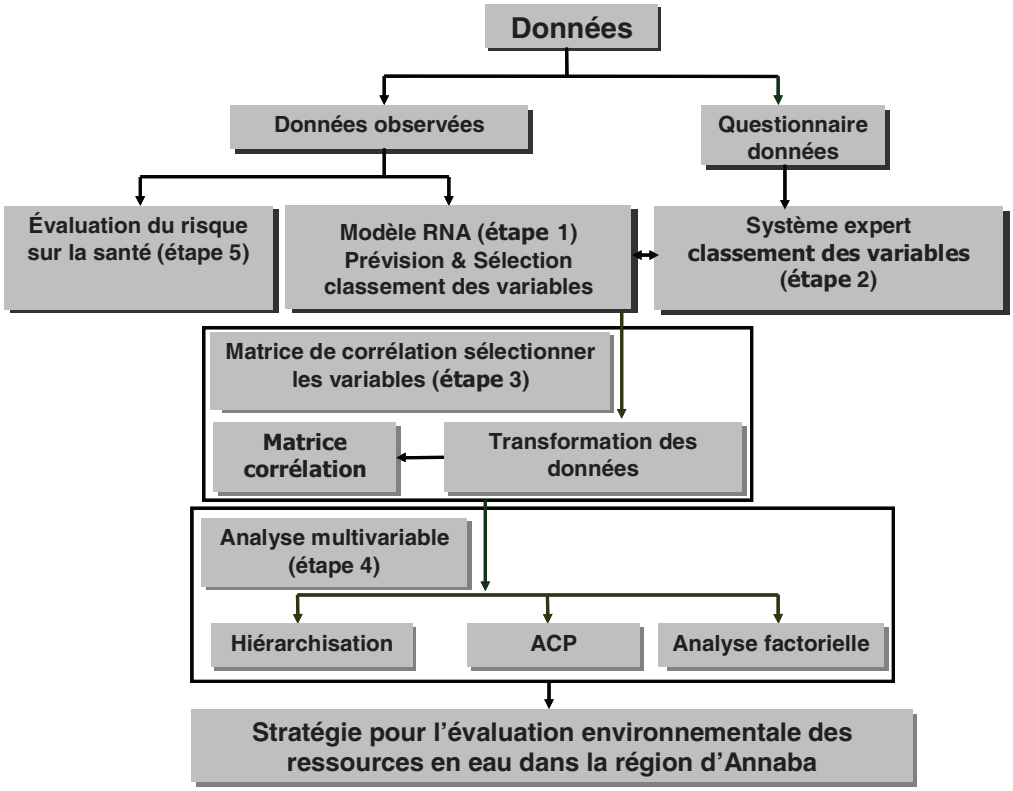


Figure 73 : Etapes suivies pour l'évaluation environnementale des ressources en eau dans la région d'Annaba

II.1 - L'Analyse à l'aide des Réseaux Neuronaux (ANN)

Le modèle des Réseaux de Neurones Artificiels *(RNA ou ANN)* a été utilisé pour caractériser et classer par ordre de priorité les variables pertinentes des différentes catégories. La linéarité et la normalité des données ne sont pas pré-requises pour l'utilisation du modèle *ANN*. Par conséquent, il n'est pas nécessaire de transformer des données.

II.2 - Les Matrices de Corrélation

L'analyse de la matrice de corrélation a été effectuée pour étudier les liaisons entre les variables deux à deux dans la même catégorie. Dans ce cas, il est nécessaire de transformer les variables qui ne se caractérisent pas par une distribution normale. Par exemple, la variable représentant les débits extrait (Qext) ainsi que la variable représentant le TDS, sont transformée en Ln (Qext) et Ln (TDS) présentant une distribution normale. L'analyse de la matrice de corrélation est effectuée pour les catégories : « forces socioéconomiques », « sources de pollution », « qualité de l'eau » et enfin « réponses des gestionnaires ».

II.3 - Les Techniques Multivariées

II.3.1- Le Cluster

L'analyse par groupe a été choisie pour organiser les observations et les variables dans la même catégorie de l'ensemble des données, pour des groupes plus significatifs, alors chaque groupe est plus ou moins homogène (propriétés communes) est distinct des autres groupes. Le regroupement est effectué pour les catégories suivantes : la catégorie des variables socioéconomiques, les variables sources de pollution, les variables de l'état de la qualité de l'eau de la nappe côtière et la catégorie des variables de réponses des gestionnaires. Les variables ont été normalisées, le lien complet de regroupement a été choisi de façon que la distance euclidienne entre les deux groupes soit déterminée par la distance entre les observations éloignées de ces deux groupes.

II.3.2. L'Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'objectif l'analyse des composantes principales (ACP) est de réduire le nombre de variables en un petit nombre de dimension (facteurs), de classer les variables et de regrouper les observations ayant des caractéristiques similaires. Toute variable rejetée par les réseaux neuronaux (ANN) ne sera pas prise en considération pour l'ACP.

L'ACP est effectué pour la catégorie des variables socioéconomiques, sources de pollution, la qualité de l'eau et des réponses de gestion.

II.4 - Définition des variables et leurs composantes

L'an 20002 était constaté comme année de référence pour la collection et l'analyse des données. La mobilisation de l'eau à partir des aquifères, barrages et par le dessalement de l'eau de mer dépend des variables socio-économiques, d'état, d'impact et de réponse. Le total des sels dissous (TDS) sera une variable dépendante de la pression de pollution.

II.4.1- La mobilisation de l'eau (Qext)

Elle représente la quantité d'eau mobilisée pour les différents usages de chaque commune, elle est mesurée en hectomètre cube par an ($hm^3.an^{-1}$).

II.4.2 - Le total des sels dissous (TDS)

Le TDS reflète la salinité des eaux douces et son origine naturel (précipitation, lessivages des formations, eaux usées ….etc.). Il comprend les sels inorganiques principalement le Calcium,

le Magnésium, le Potassium, le Sodium, les Carbonates les Bicarbonates, Chlorures, Sulfates et Phosphates. Le TDS est mesuré en milligramme par litre ($mg.l^{-1}$).

II.4.3 La Catégorie des variables de la force socioéconomiques (Driving force)

- **La population (Pop)**

C'est la population totale de l'année 2005, elle est mesurée en nombre.

- **L'occupation du sol (Occup Sol)**

Elle représente le rapport entre les surfaces urbanisées et les surfaces agricoles dans chaque commune, elle est mesurée en pourcentage (%).

- **Le tourisme (Tour)**

Cette variable reflète le nombre de visiteur qui séjournent dans la région. Mesurée en nombre.

- **Le taux de raccordement aux réseaux de l'eau potable (Racc AEP)**

Il représente la proportion de la population connectée aux réseaux de l'alimentation de l'eau potable (AEP). Mesuré en pourcentage (%).

- **Le taux de raccordement aux réseaux des eaux usées (Racc E usée)**

Il représente la proportion de la population connectée aux réseaux des eaux usées. mesuré en pourcentage (%).

- **La dotation journalière de l'eau potable (Dota)**

Cette variable signifie la quantité d'eau journalière distribuée à l'habitant dans chaque commune. Mesurée en litre par jour et par habitant (l/j/hab).

- **Prix de l'eau (Prix)**

Le prix de l'eau est le quotient du coût total des dépenses (distribution) par le volume vendu, il est estimé en dinar algérien par mètre cube d'eau (DA/m^3).

- **La collection des taxes (Tax)**

C'est le rapport de la taxation des services eaux sur les revenus collectés. Mesurées en pourcentage (%).

- **La consommation de l'eau d'agriculture (AIE)**

Cette variable reflète la quantité d'eau consommée par l'agriculture dans chaque commune, elle est mesurée en million de mètre cube par an ($hm^3.an^{-1}$).

- **Rôle de la femme (Rol F)**

Il signifie la proportion des femmes qui travaillent

- Les pertes d'eau (Fuites)

Cette variable représente la proportion de la quantité d'eau perdue dans les systèmes des réseaux de distribution de l'eau potable dans chaque commune, elle est estimée en pourcentage (%).

II.4.4 - La Catégorie pollution (Presion)

- **Les déchets solides sauvages (Dech S)**

Quantité des déchets sauvages domestiques, industriels et médicaux, ils sont mesurés en tonnes par jour (tonne/j).

- **La génération des eaux usées domestiques (E usée Dom)**

Les eaux usées domestiques représentent l'eau usagée générée par les abonnées, les institutions publiques, les hôpitaux …. Etc. elles sont mesurées en hectomètre cube par an ($hm^3.an^{-1}$).

- **Les pesticides (Pest)**

Les pesticides représentent tous les produits photo-sanitaires utilisés dans l'agriculture tels que les herbicides, insecticides et les fongicides, ils sont mesurés en tonnes par an (tonnes/an).

- **Les engrais chimiques (Engr Chim)**

Ils représentent la quantité des engrais chimiques utilisés en agriculture pour l'amélioration du rendement, les engrais incluent les ammonitrates, les sulfates de potassium, les phosphates et les sulfates ammoniacaux, ils sont mesurés en tonnes par an (tonne/an).

- **Les engrais (Engr Org)**

Les engrais organiques représentent la quantité des déchets organiques générés par les animaux domestiques qui sera transféré par les bactéries en sels ammoniacaux (NH_4), puis en nitrites (NO_2) et ensuite en nitrates (NO_3), ils sont mesurés en tonnes par an (tonne/an).

- **Les stations d'énergie (les pompes à essences) (Stat Ess)**

Cette variable représente le nombre de station d'essences qui fournit l'énergie pour la circulation des véhicules. Ces stations ont un réservoir sous sol (enterré), donc elles seront considérées comme source de pollution par les hydrocarbures.

- **Les eaux usées industrielles (E usée Ind)**

Ces eaux usées sont générées par les différentes installations existantes dans le bassin versant, elles sont mesurées en million de mètre cube par an ($hm^3.an^{-1}$).

- **Le dioxyde de carbone (CO2)**

Il représente la concentration du CO_2 dans l'air due aux émissions gazeuses par les installations industrielles (pôle pétrochimique) et la circulation des véhicules, le CO_2 est mesurée en partie par million (ppm).

II.4.5 - La Catégorie des variables qualité de l'eau (State = Etat)

Les composantes de la catégorie sont le Calcium (Ca), Magnésium (Mg), Sodium (Na), Potassium (K), Bicarbonates (HCO_3), les chlorures (Cl), les sulfates (SO_4), le potentiel hydrogène (pH) et le résidu sec (RS). Tous les éléments chimiques sont mesurés en (mg/l)

II.4.6 - La Catégorie réponses des gestionnaires : (Respense = réponse)

- **Le stockage des eaux pluviales (Stock pluv)**

Le stockage des eaux de pluies représente le volume d'eau collecté par les barrages, les retenues collinaires et les réservoirs d'eau d'irrigation, il est mesuré en million de mètre cube par an ($hm^3.an^{-1}$).

- **L'importation de l'eau (Import)**

Cette variable représente la quantité d'eau importée à partir des ressources hors commune, elle est mesurée en hectomètre cube par an ($hm^3.an^{-1}$).

- **L'efficacité dans l'eau d'irrigation (Effic E irrig)**

Cette indique la proportion de la consommation de l'eau d'irrigation par rapport à la production totale de l'eau d'irrigation, elle mesurée en pourcentage (%).

- **L'efficacité des systèmes d'information (Effic sys)**

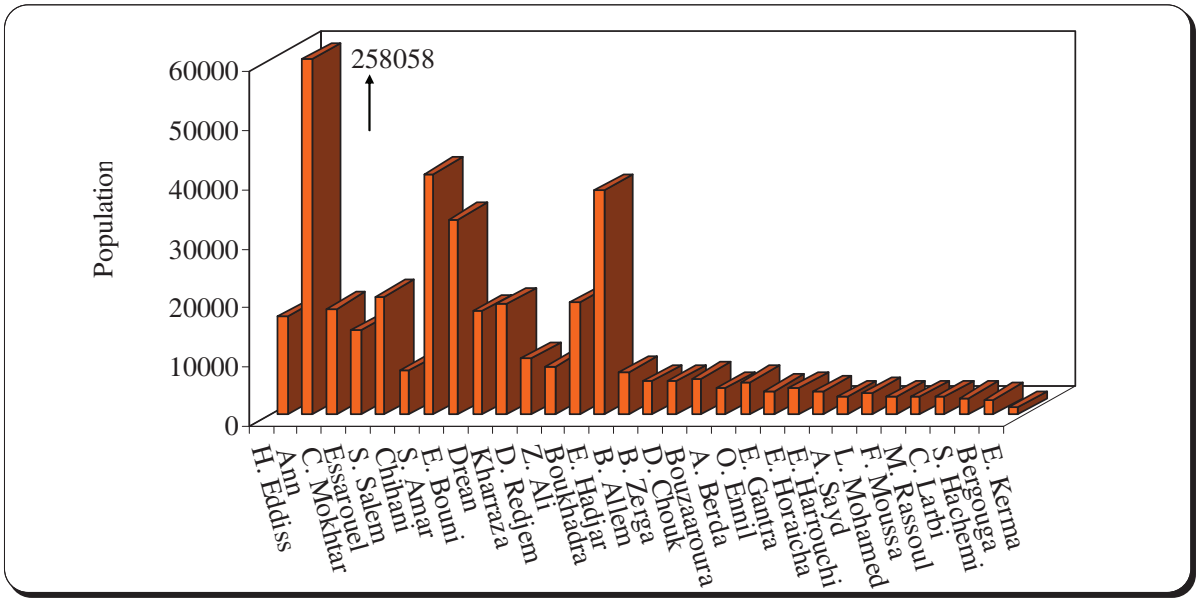
Elle indique l'existence des systèmes d'information, en incluent les ressources humaines, les équipements de mesure et les logiciels qui aident à améliorer la gestion des ressources en eau, elle est mesurée en %.

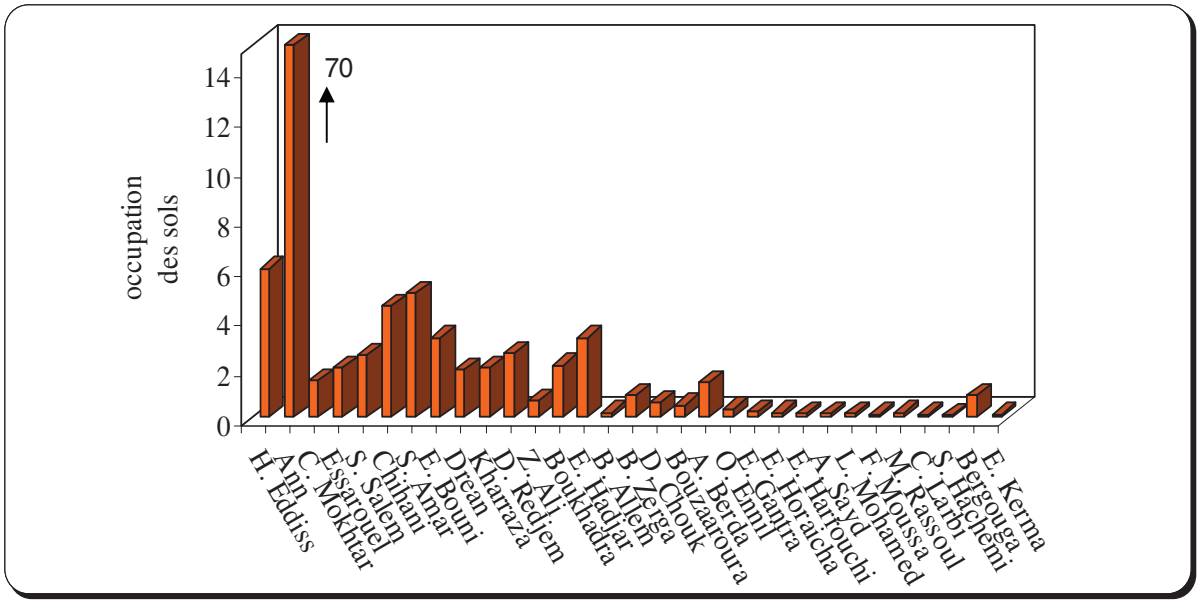
- **L'éducation et la sensibilisation sur l'eau (W Awar)**

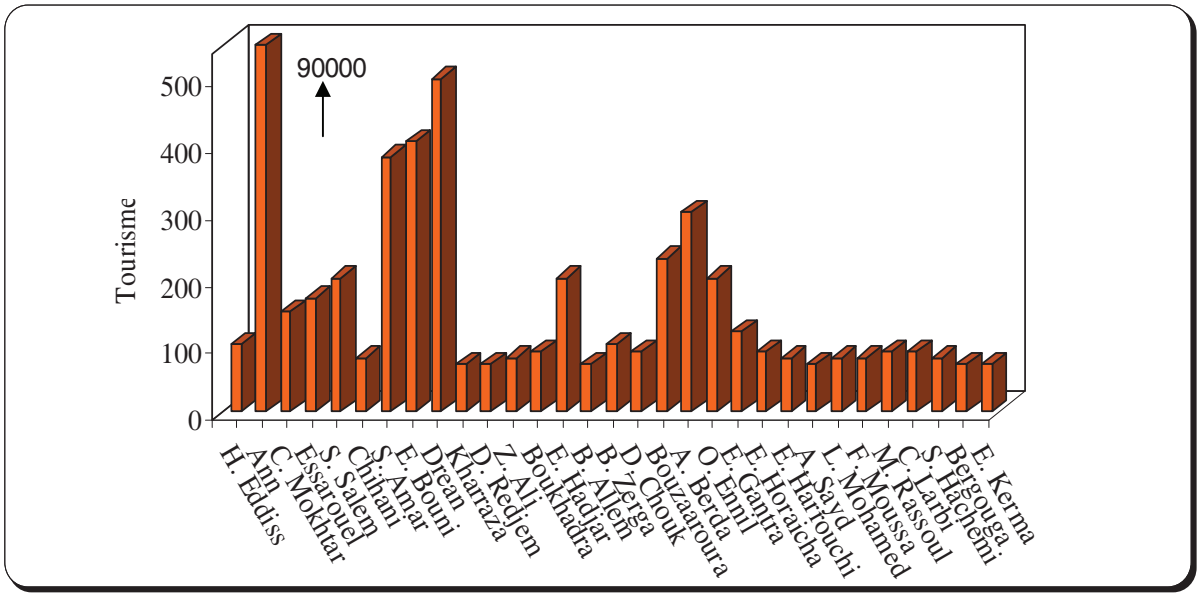
Représente le nombre de personnes qui ont participé à des campagnes éducatives sur l'utilisation rationnelle de l'eau.

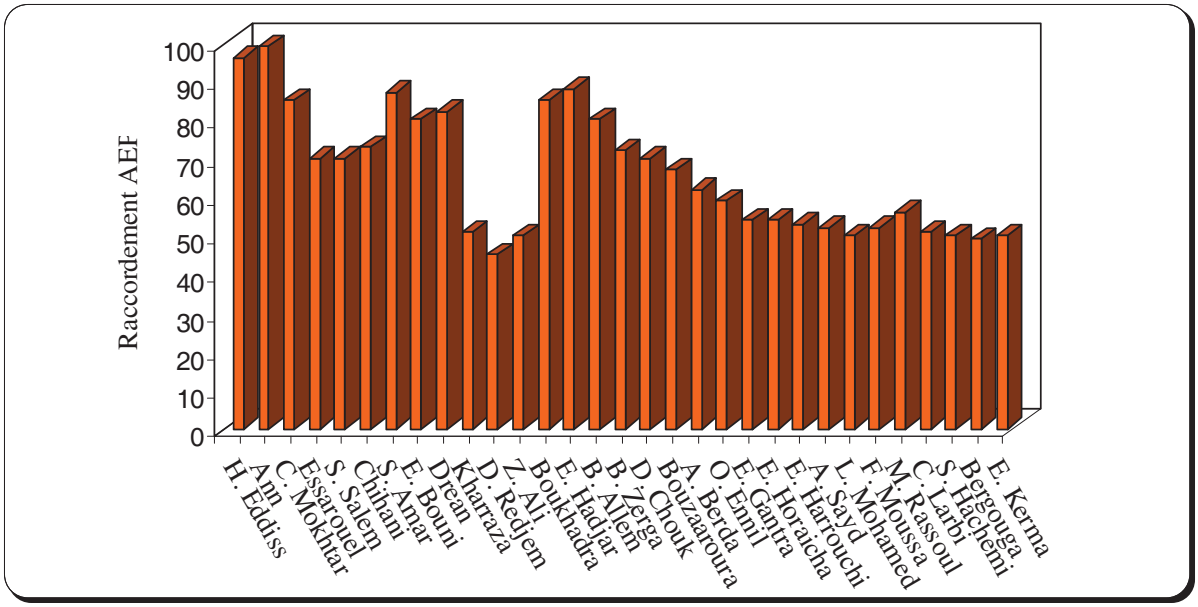
III.1 - Caractérisation des variables socio-économiques et leur impact sur la ressource en eau

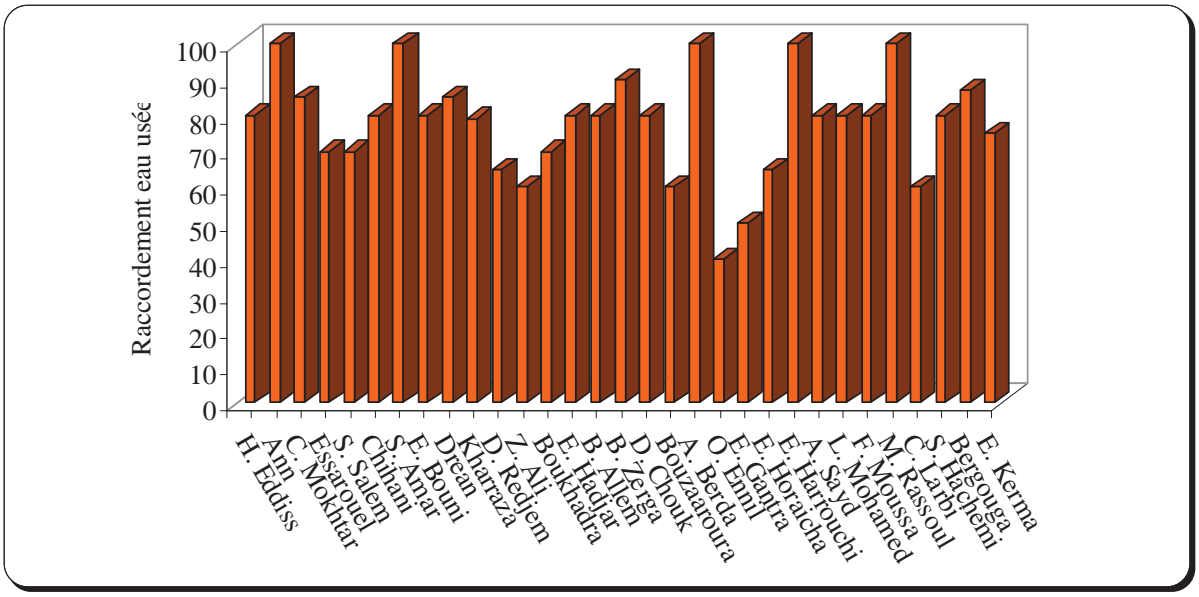
Pour étudier l'impact des variables socioéconomiques sur la ressource en eau, les données relatives à la mobilisation de l'eau et celles des variables socioéconomiques ont été utilisées. Les variables socioéconomiques utilisées sont la population (Pop), l'occupation du sol (Occup sol), le tourisme (Tour), le taux de raccordement aux réseaux AEP (Racc AEP), le taux de raccordement aux réseaux des eaux usées (Racc E usées), la dotation journalière en eau potable (Dota), le prix de l'eau (Prix), la collection des taxes (Taxe), la consommation de l'eau pour l'agriculture (AEI), Le rôle des femmes (Role F), et les fuites d'eau (Fuites). Les variables représentant les facteurs socioéconomiques ont été considérées comme variables d'entrée, alors que la variable sortie est la mobilisation de l'eau (Qext) (Figure 74).

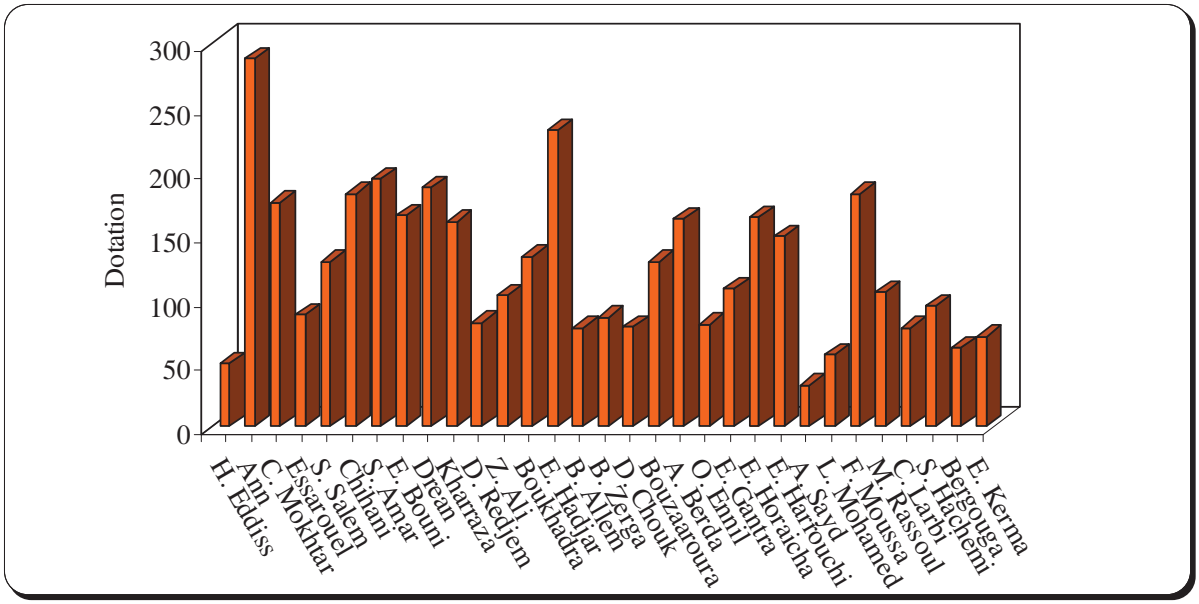


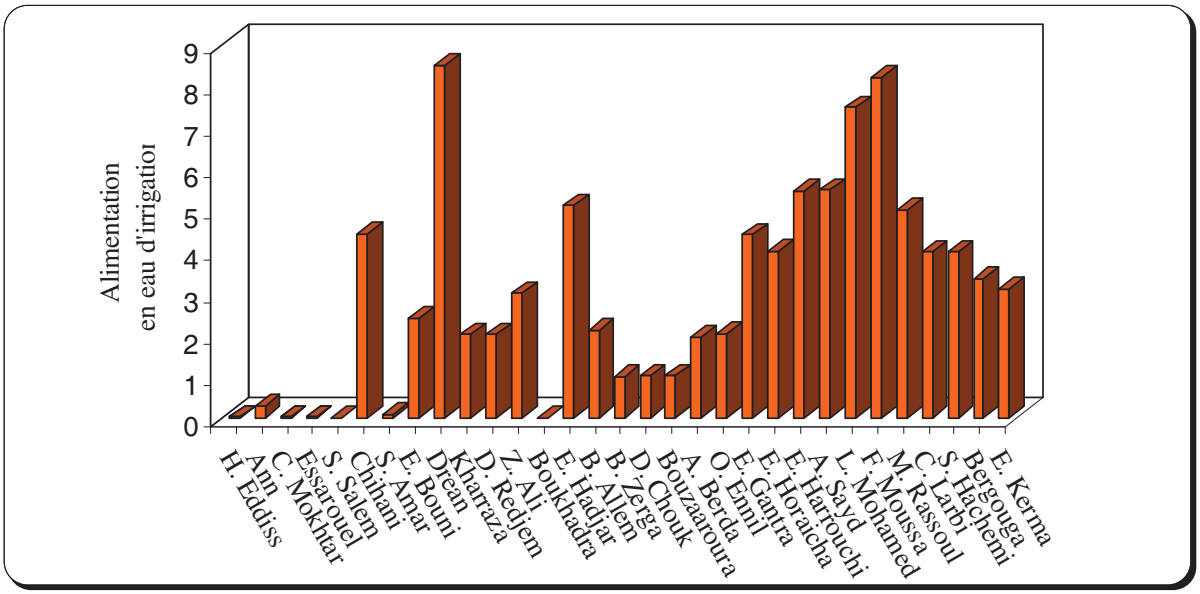

occupation des sols
0
2
4
6
8
10
12
14
70
H. Eddiss
Ann
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Ennil
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harrouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Moussa
C. Rassoul
S. Larbi
Bergouga
E. Kerma


Tourisme
0
100
200
300
400
500
90000
H. Eddiss
Ann
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Ennil
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harrouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Moussa
C. Rassoul
S. Larbi
Bergouga
E. Kerma


Raccordement AEF
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
H. Eddiss
Ann
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Aliem
B. Zerga
D Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Emni
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harrouchi
A Sayd
L. Mohamed
F. Moussa
M. Rassoul
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


Raccordement eau usée
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
H. Eddiss
Ann
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Aliem
B. Zerga
D Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Emni
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harrouchi
A Sayd
L. Mohamed
F. Moussa
M. Rassoul
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


Dotation
300
250
200
150
100
50
0
H. Eddiss
Ann
C. Mokhtar
Essarouel
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
D. Zerga
Bouzaaroura
A. Berda
O. Emnil
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harrouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Rassoul
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


Alimentation
en eau d'irrigation
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
H. Eddiss
Ann
C. Mokhtar
Essarouel
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
D. Zerga
Bouzaaroura
A. Berda
O. Emnil
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harrouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Rassoul
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma

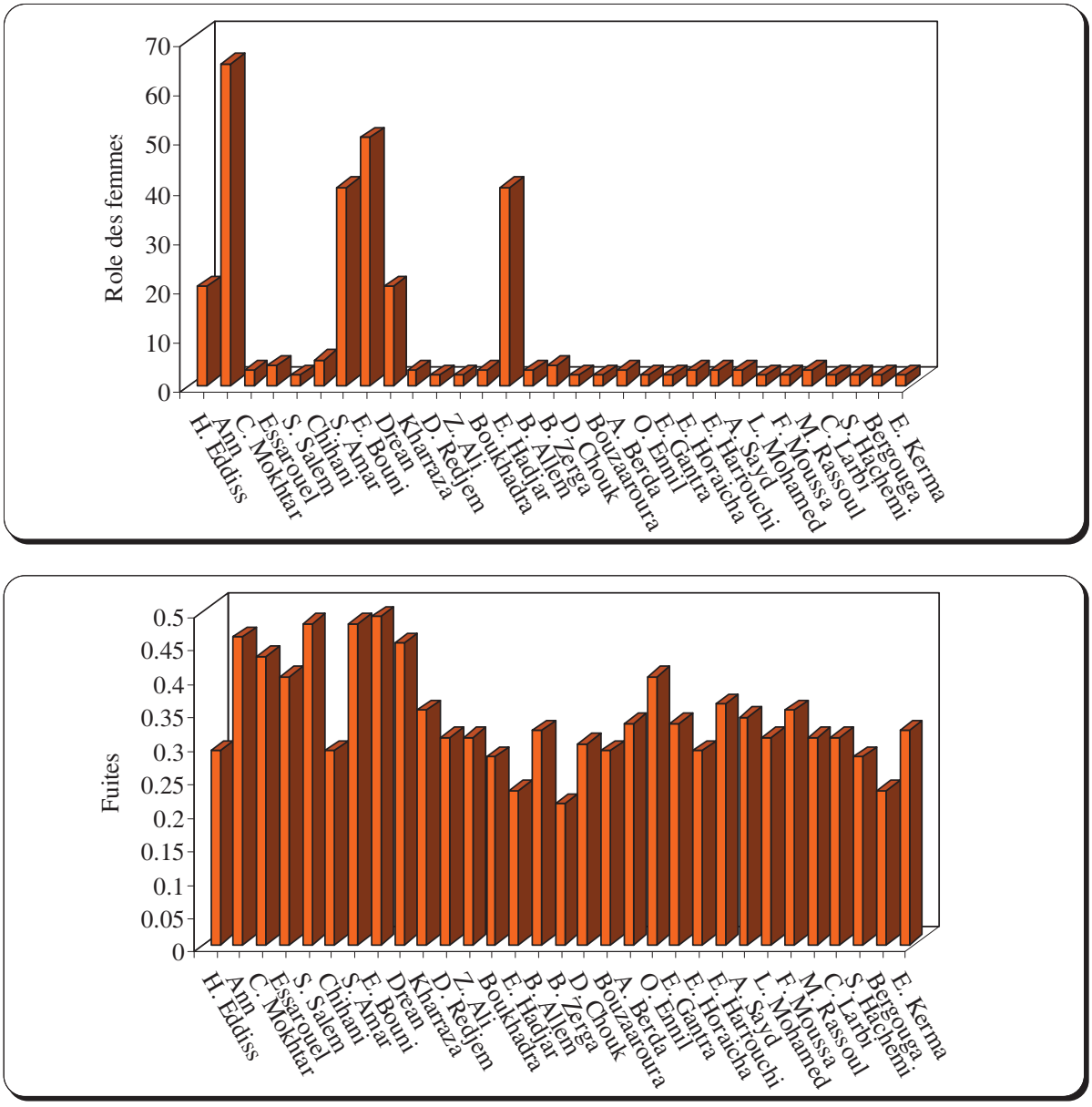


Figure 74: Histogramme des différentes variables de la catégorie socio-économie

- Pour l'élaboration du modèle des ***réseaux de neurones artificiels***, le réseau MLP (Multilayer Perceptron) peut être représenté par la formule suivante :

$$[WAbstract] = ANN\begin{bmatrix} Pop, OccupSol, Tour, dota, RaccEusée, RaccAEP, \\ \Pr ix, Taxe, AEI, roleF, Fuite \end{bmatrix}$$

Tableau 10: statistiques des variables de la categorie socio-economie

	Moyenne	Min	Max	Ec.-Type	Erreur Type	Asymétri	Erreur-Type Asymétri	Asymetrie/ err type asym
Pop	18901.66	1217.97	258058.00	45613.84	8192.49	5.12	0.42	12.17
Occup sol	3.66	0.11	70.00	12.41	2.23	5.43	0.42	12.91
Tour	3045.42	70.00	90000.00	16138.47	2898.55	5.57	0.42	13.24
Racc AEP	65.87	45.00	99.00	15.95	2.87	0.53	0.42	1.25
Racc E usée	77.77	40.00	100.00	14.74	2.65	-0.44	0.42	-1.04
Dota	124.94	32.00	288.00	58.97	10.59	0.73	0.42	1.73
Prix	7.00	7.00	7.00	0.00	0.00	-----	-----	----
Taxe	5.65	5.00	7.00	0.95	0.17	0.80	0.42	1.90
A E I	2.96	0.00	8.48	2.47	0.44	0.64	0.42	1.53
Role F	9.71	2.00	65.00	16.32	2.93	2.32	0.42	5.52
Fuites	0.34	0.21	0.49	0.08	0.01	0.61	0.42	1.45

Au cours de l'analyse, plusieurs réseaux ont été testés. Le meilleur *RNA* obtenu est un MLP à trois (03) couches et à cinq (05) nœuds cachés (Figure 75). La RMSE (Racine Carrée de l'Erreur Quadratique Moyenne) du modèle est de 0.90. Le modèle présente de très bonnes performances dans la phase d'apprentissage avec un ratio de déviation standard (ratio SD) de 0.19, et la RMSE des trois phases (l'apprentissage, la validation et le test) est minime et indique que les données des variables appartiennent à la même population (Tableau 11). En outre, le coefficient de corrélation des trois phases : apprentissage, vérification et validation est respectivement de 0.9809436, 0.9912285, 0.9811046, cela indique un excellent accord entre la mobilisation de l'eau (Qext) observée et mesurée (Figure 76).

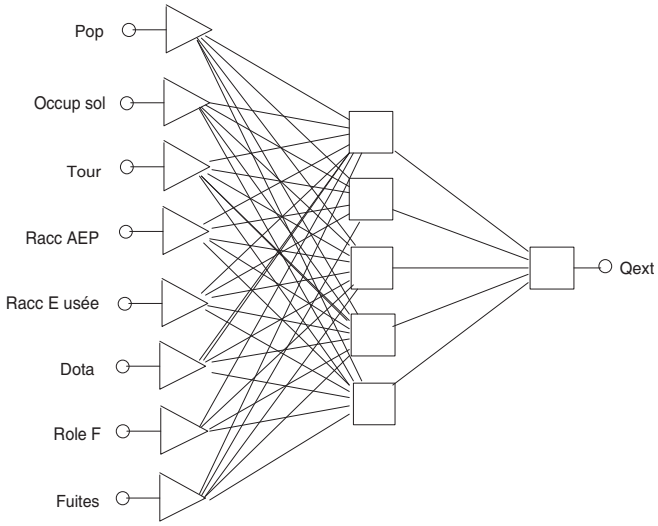


Figure 75 : Le réseau MLP à trois couches des variables socioéconomiques

Légende :

Qext	***mobilisation de l'eau mesurée en $hm^3.an^{-1}$***
Pop	***population mesurée en nombre***
Occup sol	***occupation du sol mesurée en hectares***
Tour	***nombre des hôteliers par an***
Racc AEP	***taux de raccordement aux réseaux de l'AEP (%)***
Racc E usée	***taux de raccordement aux réseaux des eaux usées (%)***
Dota	***dotation journalière de l'eau potable $l.hab^{-1}.j^{-1}$***
Role F	***des femmes (%)***
Fuites	***pertes ou fuites d'eau (%)***

Tableau 11 : Paramètres de régression statistique pour la sortie (Qext) des variables socioéconomiques

	Tr. Qext	Ve. Qext	Te. Qext
Data S.D.	10.38591	7.451588	7.72285
Error Mean	-1.321292	0.2572612	0.89474
Error S.D.	4.144754	1.005675	1.46126
Abs E. Mean	3.225454	0.6174237	1.305794
RMS Error	0.9102	0.9081	1.495
S.D. Ratio	0.194482	0.1349611	0.527613
Corrélation	0.9809436	0.9912285	0.9811046

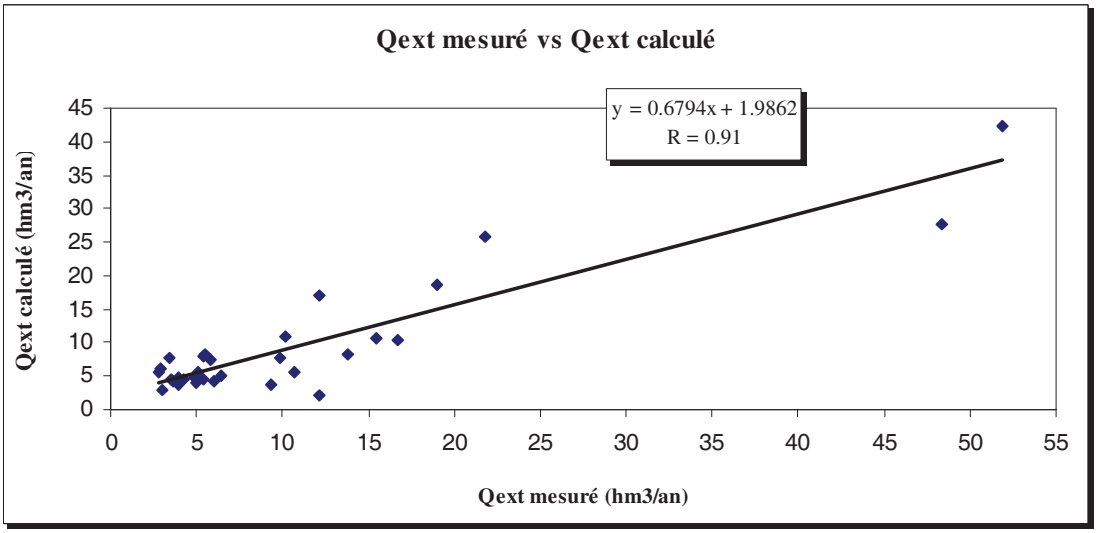


Figure 76 : Débits mesurés vs débits calculés par le modèle RNA

L'analyse de la sensibilité de l'*ANN* pour les variables socioéconomiques dans la phase de validation (Tableau 12) indique que le facteur « role des femmes : role F » est la force la plus importante pour les variables socioéconomiques suivie par les fuites d'eau. Le reste des variables socioéconomiques efficaces en fonction de leur rang dans la phase de validation se classent de la manière suivante : occupation des sols, la population, la dotation, le raccordement aux réseaux d'AEP et enfin le raccordement aux eaux usées.

Tableau 12 : Analyse de la sensibilité de l'*ANN* aux variables socioéconomiques

	Pop	Occup sol	Tour	Racc AEP	Racc E usé	Dota	Role F	Fuites
Rang	3	2	8	5	4	6	1	7
Erreu	4.70991	5.49966	4.078908	4.261182	4.452877	4.25925	6.13405	4.150047
Ratio	1.10469	1.28992	0.956692	0.999443	1.044405	0.998990	1.43871	0.973377
Rang	4	3	8	6	7	5	1	2
Erreu	1.27853	1.40891	0.873008	0.966791	0.88863	1.273468	5.48320	2.546663
Ratio	1.40785	1.55142	0.961314	1.064584	0.978515	1.40228	6.03784	2.80426

- La ***matrice de corrélation*** des variables des forces socioéconomiques retenues par le modèle neuronal du tableau 13 montre que la variable mobilisation de l'eau présente une corrélation linéaire significative avec Ln (Pop), Ln (Occup sol), Ln (Tour), le taux de raccordement aux réseaux de l'AEP (Racc AEP), Ln (Role F), et les fuites d'eau (Fuites). La plus forte corrélation positive est celle liant la mobilisation de l'eau au Ln (Pop) et la faible

corrélation positive est obtenue entre la mobilisation de l'eau et le raccordement des eaux usées.

L'augmentation de la population, de la dotation journalière de l'eau potable, le raccordement aux réseaux d'AEP et le rôle des femmes sont des facteurs très importants qui influent sur la mobilisation de l'eau.

La variable population a une corrélation positive avec Ln (Occup sol), le taux de raccordement aux réseaux de l'AEP et Ln (Role F).

Ln (Occup sol) présente une corrélation positive avec Ln (Tour), Ln (Pop), Raccordement AEP et enfin le rôle des femmes.

Tableau 13 : Matrice de corrélation pour les variables socioéconomiques

	Ln (Pop)	Ln (Occup sol)	Ln (Tour)	(Racc AEP)	Racc E usée	Dota	Ln (Role F)	Fuites	Ln Qext
Ln(Pop)	1.00								
Ln(Occup sol)	.89	1.00							
Ln(Tour)	.73	.66	1.00						
(Racc AEP)	.79	.73	.56	1.00					
Racc E usée	.21	.27	.29	.31	1.00				
Dota	.67	.57	.66	.50	.36	1.00			
Ln(Role F)	.78	.71	.66	.76	.43	.61	1.00		
Fuites	.53	.36	.53	.33	.11	.41	.41	1.00	
Ln Qext	.70	.65	.60	.62	.44	.54	.79	.50	1.00

- L'analyse du ***Cluster*** des variables socioéconomiques retenues par le modèle des réseaux de neurone met en évidence deux groupes de variables bien distincts (Figure 77). Le premier groupe comporte la dotation journalière en eau potable. Cette variable peut être considérée comme un indicateur de la ***quantité d'eau disponible et réservée à l'alimentation en eau potable des populations***. Le deuxième groupe des variables renferme la population, le tourisme, l'occupation du sol, les fuites d'eau, le rôle des femmes. Ces variables peuvent traduire ***l'importance de la population et de ses besoins en eau*** pour son développement. Les taux de raccordement aux réseaux des eaux usées, (Racc E usée) et aux réseaux d'AEP (Racc AEP) forment un groupe à part.

La Figure 78 montre trois groupes de communes assez distinctes ; le premier groupe se compose uniquement de la commune d'Annaba, le deuxième groupe comporte les communes de El Bouni, El Hajar et Sidi Amar, le troisième groupe rassemble les commune à vocation

agricole et est caractérisé par l'occupation du sol probablement suite à la multiplication de la population dans ces régions et l'augmentation de l'exploitation de la nappe.

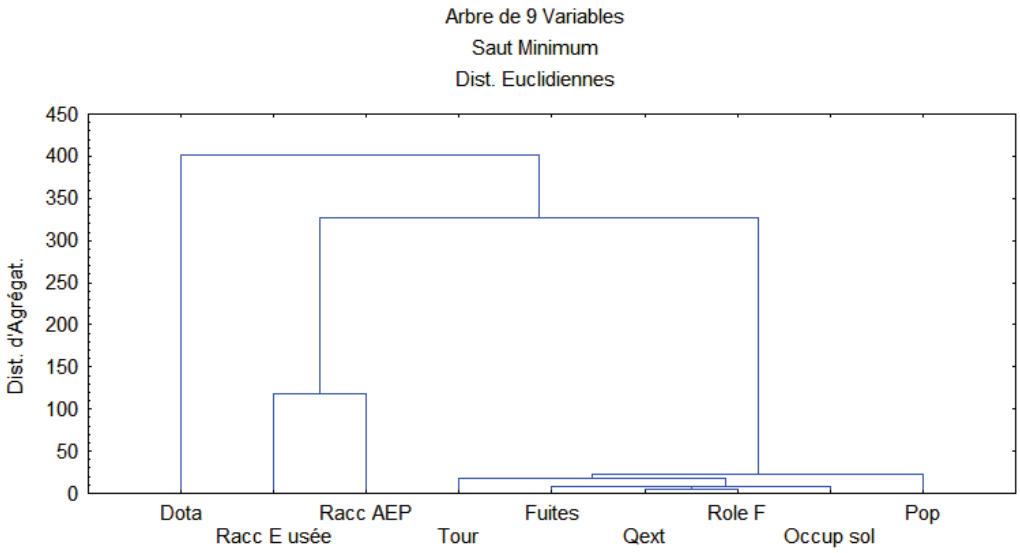


Figure 77 : Cluster des variables de la catégorie des variables socio-économiques

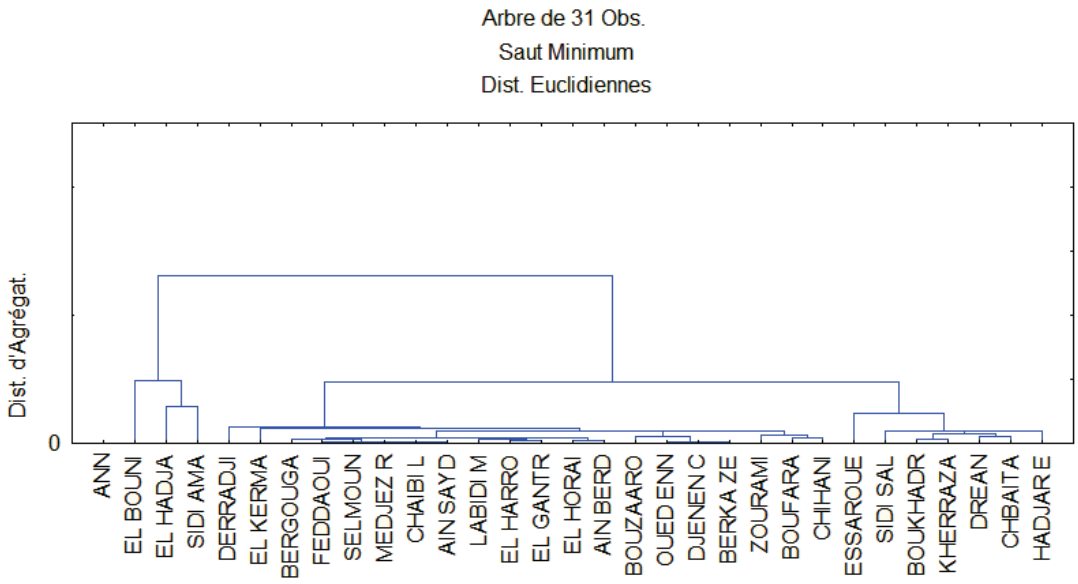


Figure 78 : Cluster des observations de la catégorie des variables socio-économiques

- L'application de ***l'analyse en composantes principales***, ACP, aux tableaux des variables socio-économiques montre que le premier facteur correspond à la plus grande valeur propre (5.65) et représente environ 56,57% de la variance totale. Le facteur I est corrélé à la population (Pop), l'occupation du sol (Occup sol), le raccordement AEP (Racc AEP), le tourisme (tour), le rôle des femmes (Role F) et le débit extrait de la nappe (Qext). Le deuxième facteur correspondant à une valeur propre de 1.32 et représente 13.22% de la variance totale est fortement corrélé à l'alimentation en eau d'irrigation (AEI).

Les tableaux 14 et 15 donnent les variances des facteurs et de leurs poids à partir des variables analysées.

L'alimentation en eau d'irrigation est supposée augmenter à fur et à mesure que la quantité d'eau extraite des puits augmente or dans cette analyse elle y est opposée. Nous pensons que cela est dû à l'intervention du facteur « fuite en eau » qui représente non seulement les pertes à partir des réseaux d'alimentation mais aussi en raison de l'utilisation illicite des eaux.

Tableau 14 : Valeurs propres des variables socioéconomiques

	Val Propr	% Variance Totale	Cumul Val Propr	Cumul %
Facteur 1	5.657352	56.57352	5.657352	56.57352
Facteur 2	1.322105	13.22105	6.979458	69.79458

Tableau 15 : Poids factoriels des variables socio-économiques

	Facteur 1	Facteur 2
Pop	.933986	-.194631
Occup sol	.265082	.873094
Tour	.817106	.058384
Racc AEP	.832815	-.188329
Racc E usée	.424557	.553411
Dota	.740413	.334016
AEI	-.377036	.824225
Role F	.877240	.200555
Fuites	.579146	.027192
Qext	.828199	.192198

La Figure 79 représentant le cercle des variables socio-économiques, montre que le facteur 1 est caractérisé par les besoins en eau urbain, le deuxième facteur représente l'alimentation en eau d'irrigation.

Dans le plan des individus, (Figure 80) les communes d'El Hajar, El Bouni et Sidi Amar sont semblables en termes de fuites d'eau et alimentation en eau potable. La commune d'Annaba (ANN) se distingue par le tourisme, le rôle des femmes. Dréan est caractérisée par le raccordement aux réseaux des eaux usées. Fedaoui Moussa, El Harouchi, Mdjaz Ersoul, Labidi Mohamed, Selmoun Elhachmi, Ain Sayd, El Karma sont caractérisées par l'alimentation en eau d'irrigation et l'occupation du sol. Les communes de Chbaita Mokhtar, Hadjar Eddis, Sidi Salem et Essarouel sont représentées par le raccordement en eau potable.

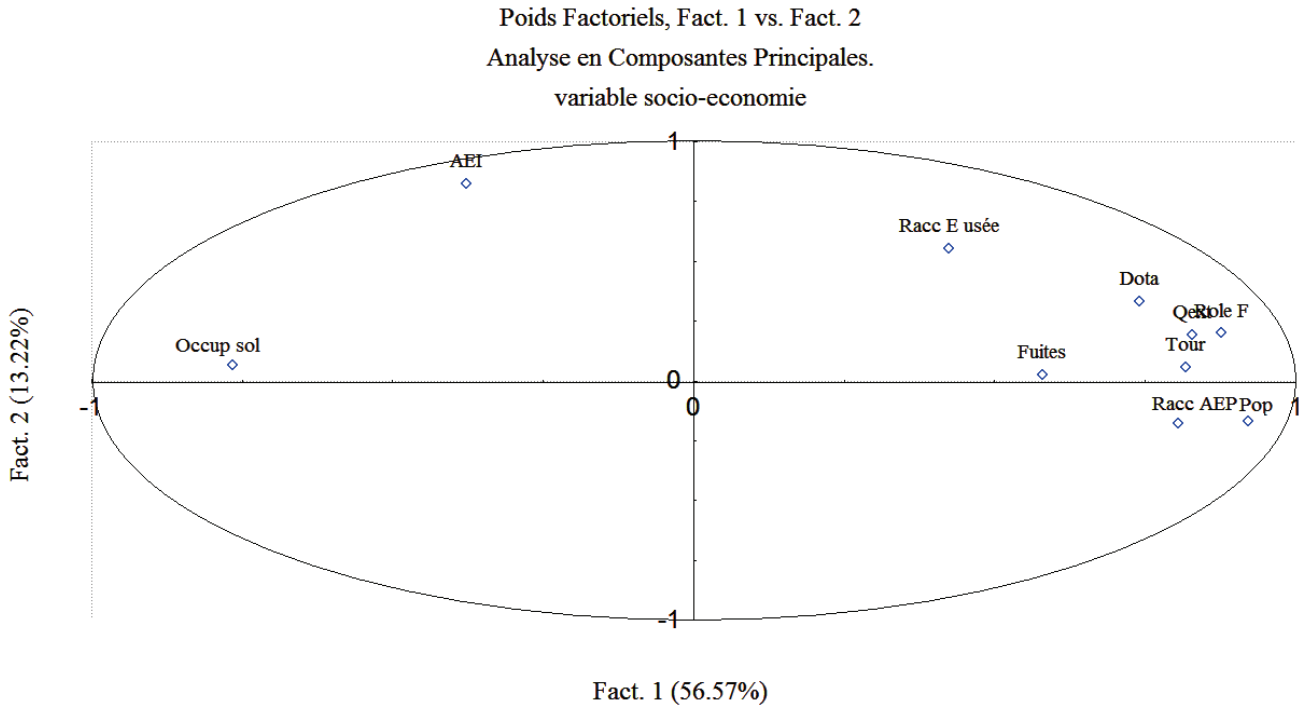


Figure 79 : Analyse en Composantes Principales : variable socio-économie

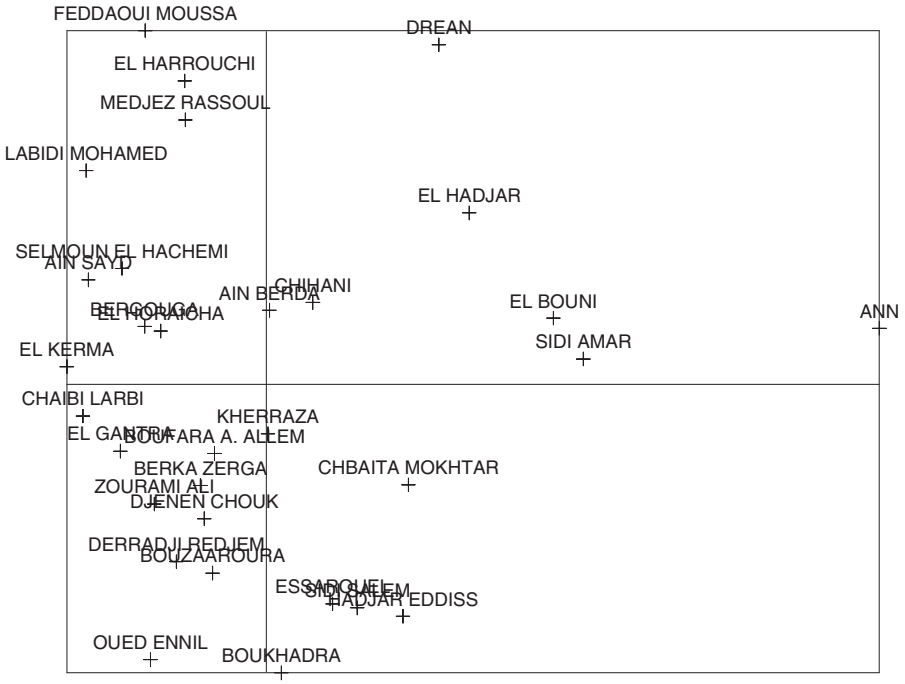
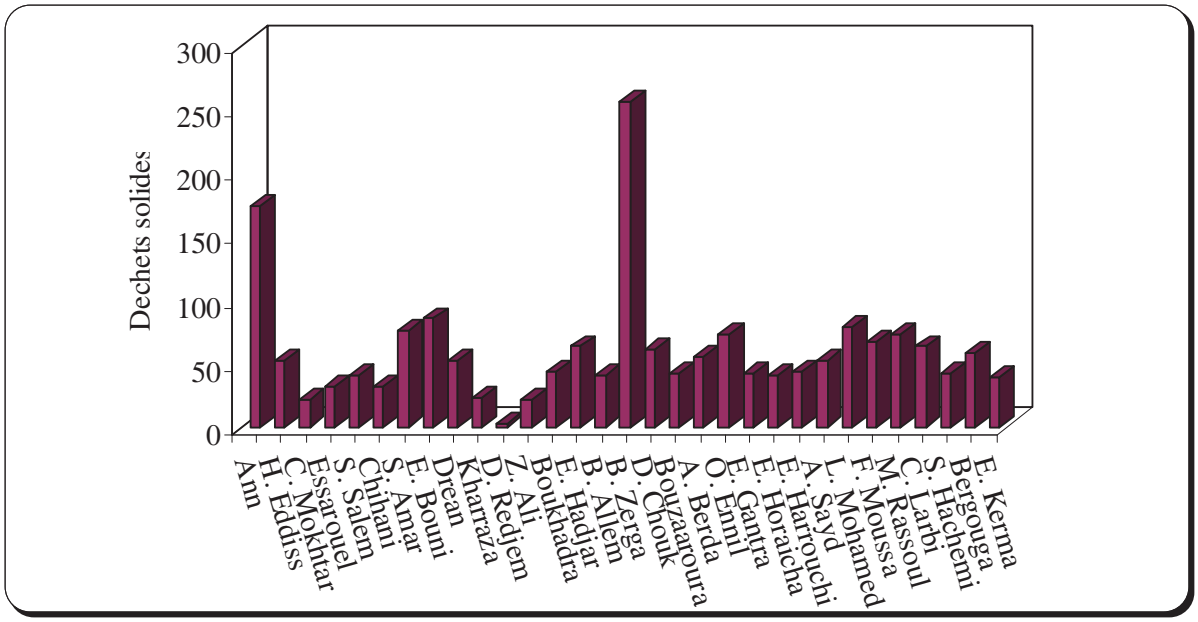
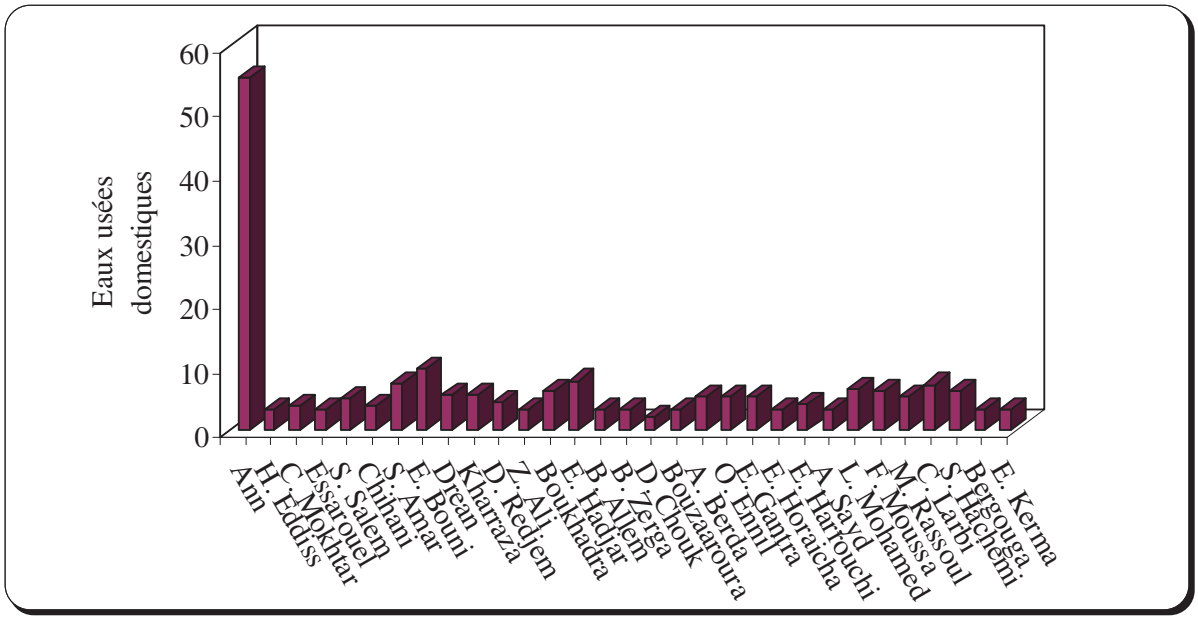


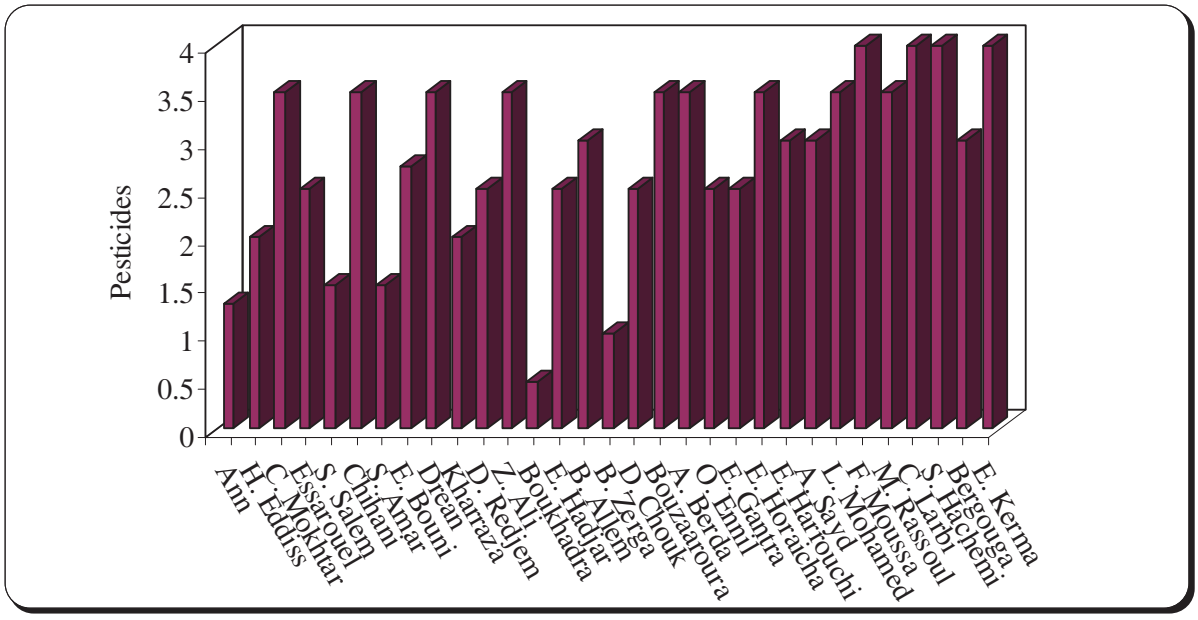
Figure 80 : Plan des individus de la variable socio-économie

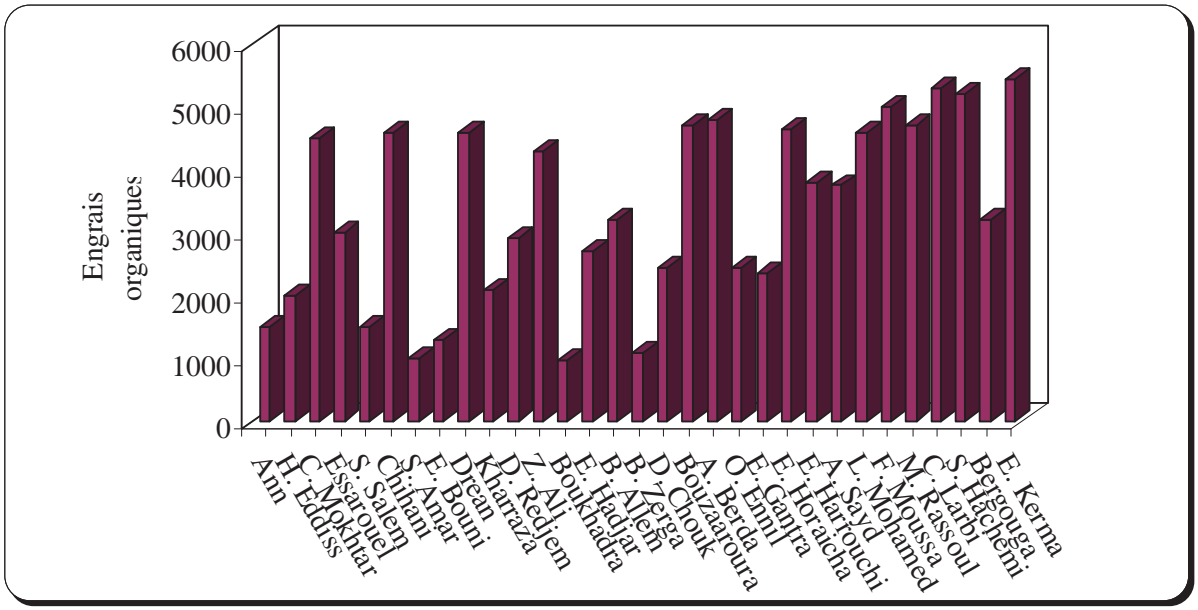
III.2 - Les variables de la pression de pollution

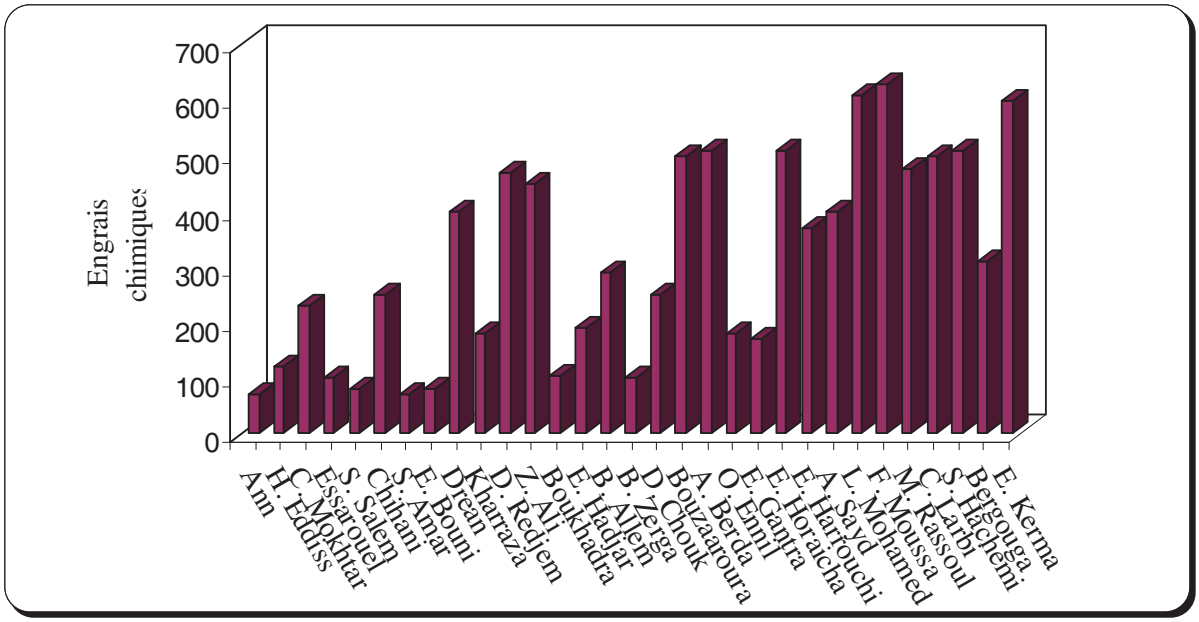
Les données des sels dissous totaux (TDS) et des variables de pollution ont été utilisées pour approcher l'effet des variables de pollution sur les ressources en eau. Les variables sources de pollution sont les déchets solides (Dech S), les eaux usées domestiques (E usée Dom), les pesticides (Pest), les engrais chimiques (Engr Chim), les engrais organiques (Engr Org), les stations-services (Stat Ess), les eaux usées industrielles (E usée Ind), et le dioxyde de carbone (CO2). (Figure 81) (Tableau 16: **Statistiques des variables de la catégorie pollution**).

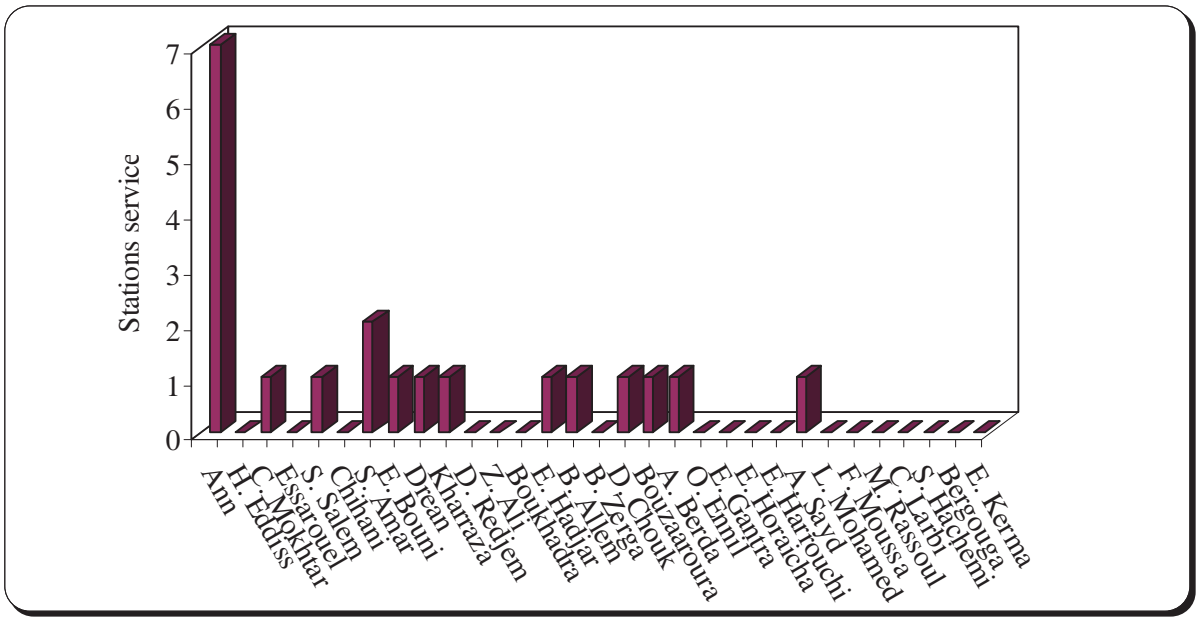

Dechets solides
300
250
200
150
100
50
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essaroquel
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Ennil
E. Gantra
E. Horaicha
A. Sayd
L. Harrouchi
F. Mohamed
M. Moussa
C. Rassoul
S. Larbi
Bergouga
Hachemi
E. Kerma

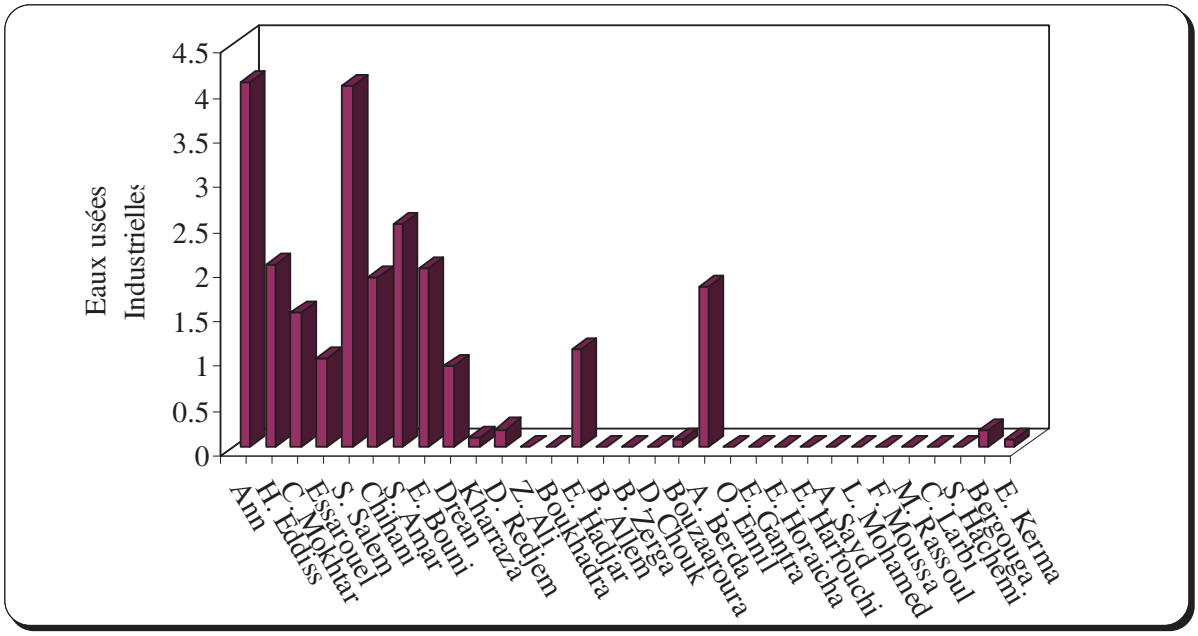

Eaux usées
domestiques
60
50
40
30
20
10
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essaroquel
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Ennil
E. Gantra
E. Horaicha
A. Sayd
L. Harrouchi
F. Mohamed
M. Moussa
C. Rassoul
S. Larbi
Bergouga
Hachemi
E. Kerma

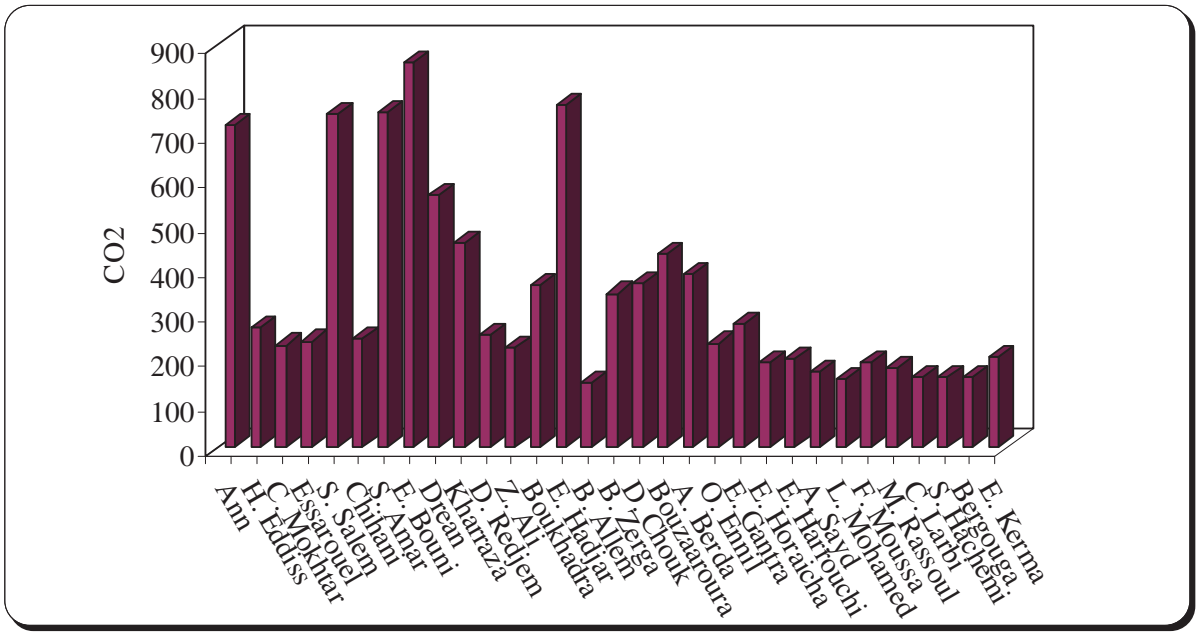

Pesticides
4
3.5
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
H. Ann
C. Eddiss
S. Mokhtar
S. Essarouel
S. Salem
E. Chihani
E. Amar
Drean Boumi
D. Kharraza
Z. Redjem
Boukhadra Ali
E. Hadjar
B. Allem
D. Zerga
A. Bouzaaroura
O. Berda
E. Enml
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harfouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Moussa
C. Rassoul
S. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


Engrais organiques
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
H. Ann
C. Eddiss
S. Mokhtar
S. Essarouel
S. Salem
E. Chihani
E. Amar
Drean Boumi
D. Kharraza
Z. Redjem
Boukhadra Ali
E. Hadjar
B. Allem
D. Zerga
A. Bouzaaroura
O. Berda
E. Enml
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harfouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Moussa
C. Rassoul
S. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


Engrais chimiques
700
600
500
400
300
200
100
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
B. Zerga
D Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Ennil
E. Gantra
E. Horaicha
A Harrouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


Stations service
7
6
5
4
3
2
1
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
B. Zerga
D Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Ennil
E. Gantra
E. Horaicha
A Harrouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


Eaux usées Industrielles
4.5
4
3.5
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Ennil
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harrouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


CO2
900
800
700
600
500
400
300
200
100
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
Kharraza
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Allem
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaaroura
A. Berda
O. Ennil
E. Gantra
E. Horaicha
A. Harrouchi
L. Sayd
F. Mohamed
M. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma

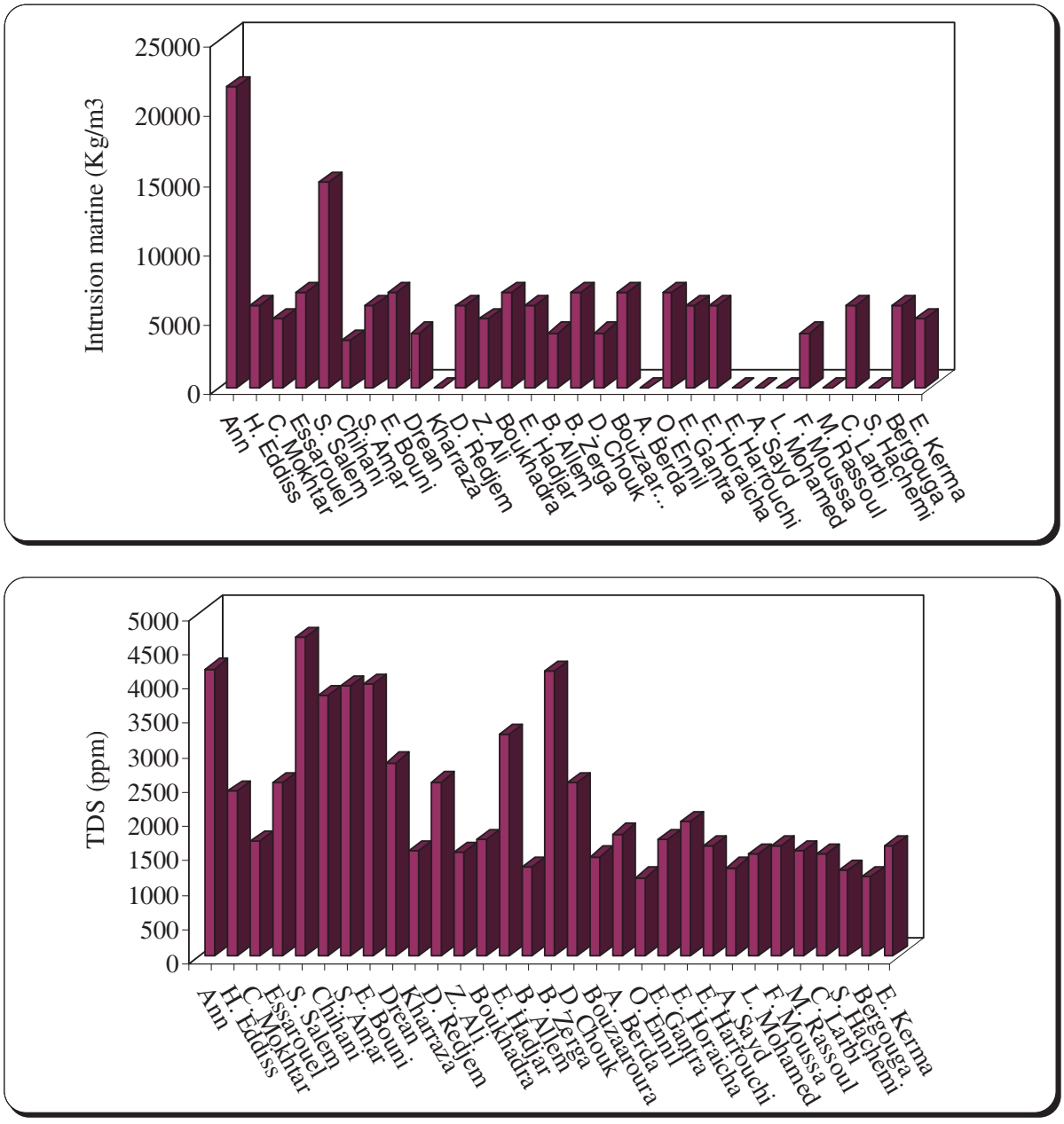


Figure 81: Histogramme des différentes variables de la catégorie pollution

Tableau 16: Statistiques des variables de la catégorie pollution

	Moy	Min	Max	Ec.-Type	Erreur Type	Asymétrie	Err-Type Asymétrie	Asymétrie/ Err-Type Asymétrie
Dech S	59.32	3.00	255.52	46.58	8.37	3.04	0.42	7.23
E usée Dom	6.34	2.11	54.87	9.17	1.65	5.27	0.42	12.52
Pest	2.81	0.50	4.00	0.94	0.17	-0.76	0.42	-1.81
Engr Org	3344.52	980.00	5450.00	1450.47	260.51	-0.22	0.42	-0.53
Eeng Chim	313.23	70.00	630.00	185.27	33.28	0.16	0.42	0.39
Stat Ess	0.65	0.00	7.00	1.31	0.23	4.08	0.42	9.71
E usée Ind	0.76	0.00	4.09	1.18	0.21	1.66	0.42	3.95
CO_2	343.13	146.00	860.00	215.67	38.73	1.25	0.42	2.97
Intr Mar	6601.98	3433.85	21584.2	3857.11	787.33	3.11	0.47	6.60
TDS	2243.12	1148.44	4646.88	1063.45	191.00	1.01	0.42	2.39

- Un modèle de réseaux de neurones pour les variables relatives aux sources de pollution ont A été élaboré en considérant l'ensemble des facteurs de pollution comme variable d'entrée au modèle et le TDS comme variable de sortie du modèle. Le réseau neuronal MLP peut être représenté par l'équation suivante :

$$[TDS] = ANN[DechS, EuséeDom, Pest, Engrorg, Engrchim, StatEss, EuséeInd, CO2, IntrMar]$$

Le modèle optimal est le MLP à trois couches avec quatre nœuds cachés (Figure 82) avec une RMSE de 25.56, la plus faible par rapport aux autres modèles. La performance du modèle est bonne pour la validation avec un ratio de déviation standard (ratio SD) de 0,01. La RMSE des différentes phases ; d'apprentissage, de validation et de test sont relativement faible, ce qui montre que les données des différentes variables appartiennent à la même population. Par ailleurs, le coefficient de corrélation est supérieur à 99 % pour la verification et le test et 85% pour la validation (Tableau 17) traduisant un accord entre le TDS observé et simulé (Figure 83)

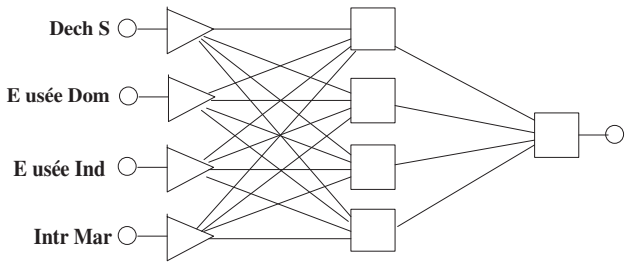


Figure 82 : Réseau MLP à trois couches des variables sources de pollution

Légende:

TDS	Le total des sels dissous (ppm)
Dech S	Les déchets solides exprimés en ($t.j^{-1}$)
E usée Dom	Les eaux usées domestiques exprimées ($hm^3.an^{-1}$)
E usée Ind	Les eaux usées industrielles exprimées en ($hm^3.an^{-1}$)
CO_2	
Intr Mar	Intrusion marine (hm^3/an)

Tableau 17 : Paramètres de régression statistique pour la sortie (TDS, ppm) variables sources de pollution.

	Tr. TDS	Ve. TDS	Te. TDS
Data Mean	2209.906	2620.833	2142.188
Data S.D.	1091.389	1231.062	954.9432
Error Mean	-112.8458	-16.76796	115.2068
Erreur S.D.	595.6944	23.62893	129.9397
Abs E. Mean	404.7289	22.67534	116.7138
RMS Erreur	594.5	25.56	156.6
S.D Ratio	0.5458133	0.01919	0.1360706
Corrélation	0.8789501	0.9998636	0.9907989

Tr : Training (l'Apprentissage). Ve : Verification (la Validation). Te : Testing (le Test)

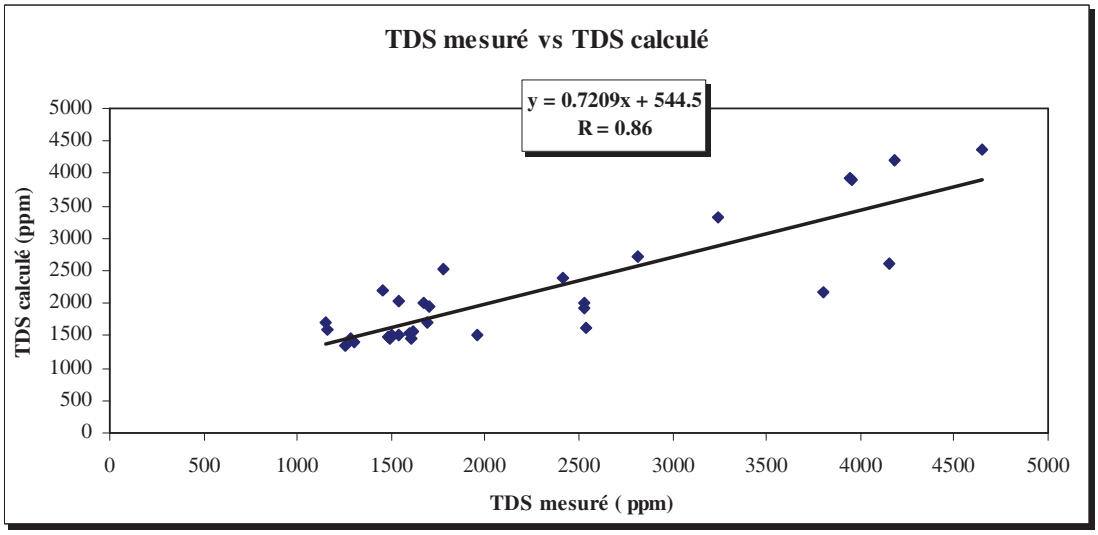


Figure 83 : Le TDS mesiré vs calculé par le modèle RNA

L'analyse de la sensibilité du modèle aux variables sources de pollution dans la phase de la validation (Tableau 18) indique que les eaux usées industrielles (E usée Ind) sont la principale source de pollution suivie par l'intrusion marine (Intr Mar). Le classement des autres variables sources de pollution lors de la phase de la validation est le suivant : le CO_2, les déchets solides (Dech S) et les eaux usées domestiques (E usée Dom).

Tableau 18 : L'analyse de la sensibilité de l'*ANN* aux variables sources de pollution

	Dech S	E usée Dom	E usée Ind	CO2	Intr Mar
Rang	4	5	1	3	2
Erreur	725.203	656.0755	801.8969	728.4742	730.8205
Ratio	1.167607	1.056309	1.291088	1.27013	1.176651
Rang	4	5	1	3	2
Erreur	396.4911	238.3604	670.42	631.0517	604.3308
Ratio	1.386904	0.8337713	2.345092	2.0198	2.113915

- *La matrice de corrélation* des variables «sources de pollution» montre que le TDS est corrélé positivement avec le Ln (des déchets solide, Dech S), le Ln (des eaux usées domestiques, E usée Dom), le Ln (des eaux usées industrielles, E usée Ind) et le Ln (CO_2). Les eaux usées domestiques et industrielles ainsi que les déchets solides lessivées par les eaux pluviales vont augmenter le TDS de l'eau avant l'infiltration dans le sous-sol. Les déchets solides sont corrélé positivement avec le Ln (des eaux usées domestiques, E usée Dom) et le Ln (CO_2), car les déchets, déposés au niveau des décharges communales sont éliminés par combustion (Tableau 19)

Tableau 19 : Matrice de corrélation pour les variables sources de pollution

	Ln (Dech S)	Ln (E useé Dom)	Ln (E usée I nd)	Ln (CO_2)	Ln (Intr Mar)	Ln (TDS)
Ln (Dech S)	1.00					
Ln (E useé Dom)	.37	1.00				
Ln (E use Ind)	-.10	.30	1.00			
Ln (CO_2)	.21	.38	.61	1.00		
Ln (Intr Mar)	.17	.45	.50	.62	1.00	
Ln (TDS)	.21	.28	.59	.75	.58	1.00

- *Le Cluster* des variables « sources de pollution » montre que les classées dans le regroupement sont : les déchets solides (Dech S), les eaux usées domestiques (E usée Dom), les eaux usées industrielles (E usée Ind), CO_2 et l'intrusion marine (Intr mar).

La Figure 84 montre deux groupes de variables distincts, le premier groupe peut être caractérisé par une pollution anthropique, il comporte deux sous-groupes : l'un formé par l'intrusion marine (Intr mar), les déchets solides (Dech S) et le CO_2, il exprime la pollution des eaux souterraines par les eaux de mer à laquelle vient s'ajouter la contamination par les déchets solides, suite à l'infiltration dans le sol des eaux chargées d'éléments polluants

provenant des décharge, après lessivage. Les eaux usées domestiques (E usée dom) ainsi que les eaux usées industrielles (E usée Ind) se rassemblent pour former le deuxième sous-groupe indiquant une pollution par les rejets industriels et urbains. Le groupe TDS exprime une pollution.

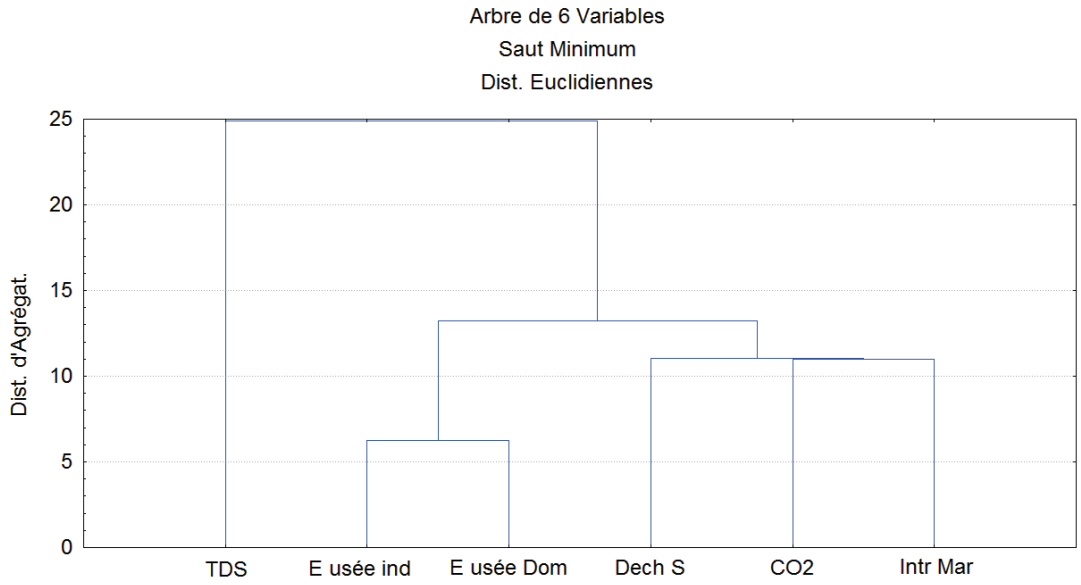


Figure 84 : Cluster des variables de la catégorie « sources de pollution »

Le dendrogramme des observations (Figure 85) fait ressortir deux grands groupes : le premier rassemble d'une part les communes côtières ou se situant à faible distance par rapport à la mer ; où l'intrusion marine se fait sentir telle que Annaba, Sidi Salem, El Bouni, El Hadjar… , et d'autre part les communes où les déchets solides sont conséquents telle qu'à Berka Zarka qui représente la plus grande décharge de la région.

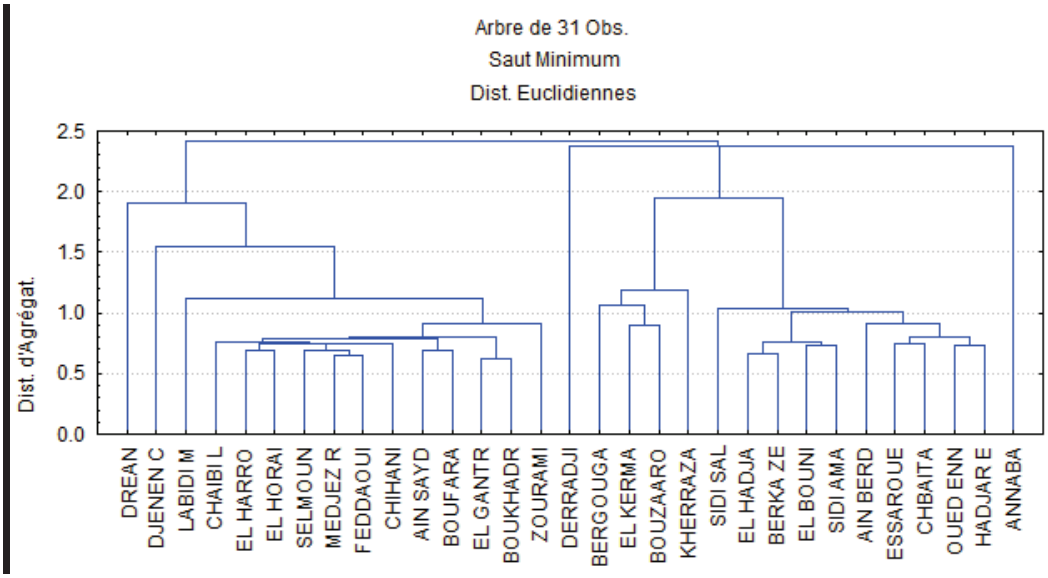


Figure 85 : Cluster des observations de la catégorie sources de pollution

- ***L'Analyse en Composantes Principales*** des variables « sources de pollution » considérées montre que le premier facteur, correspondant à la plus grande valeur propre (3.13), représente 52,20% de la variance totale (Tableau 20). Il est très corrélé avec les variables d'eaux usées industrielles, l'intrusion marine, le CO_2 et le TDS et faiblement corrélé avec les variables déchets solides et eaux usées domestique (Tableau 21). Ce facteur peur être caractérisé par la pollution atmosphérique à laquelle s'ajoute la pollution par l'intrusion marine.

Le deuxième facteur, correspondant à une valeur propre de 1.2, représente environ 20,01% de la variance totale. Il est fortement corrélé avec la variable déchets solides (corrélation positive) et moyennement corrélé avec les eaux usées domestiques. D'autre part le facteur deux est corrélé négativement avec les eaux usées industrielles, il oppose donc les déchets solides et les eaux usées domestiques aux eaux usées industrielles (Tableau 21) (Figure 86). Ce facteur permet donc d'opposer la pollution urbaine et la pollution industrielle.

Tableau 20 : Valeurs propres des variables sources de pollution

	ValPropr	% Variance Total	Cumul ValPropr	Cumul %
1	3.132341	52.20568	3.132341	52.20568
2	1.200732	20.01220	4.333073	72.21788

Tableau 21 : Poids factoriel des variables sources de pollution

	Fact. 1	Fact. 2
Dech S	.303435	.852667
E usée Dom	.590810	.495912
E usée Ind	.744424	-.443551
CO2	.878901	-.099704
IntrMar	.809319	-.015136
TDS	.842366	-.144413

Dans le plan des individus, Figure 87, les communes d'El Bouni, Sidi Amar et El Hadjar Se distinguent par l'intrusion marine, la pollution atmosphérique et par conséquent par des fortes valeurs de TDS. La commune d'Annaba se caractérise par les fortes quantités d'eaux usées domestiques en raison de la densité de la population. La commune de Berka Zarga qui abrite

la plus grande décharge du secteur est caractérisée par les déchets solides. Enfin, la commune de Sidi Salem est représentée par les eaux usées industrielles.

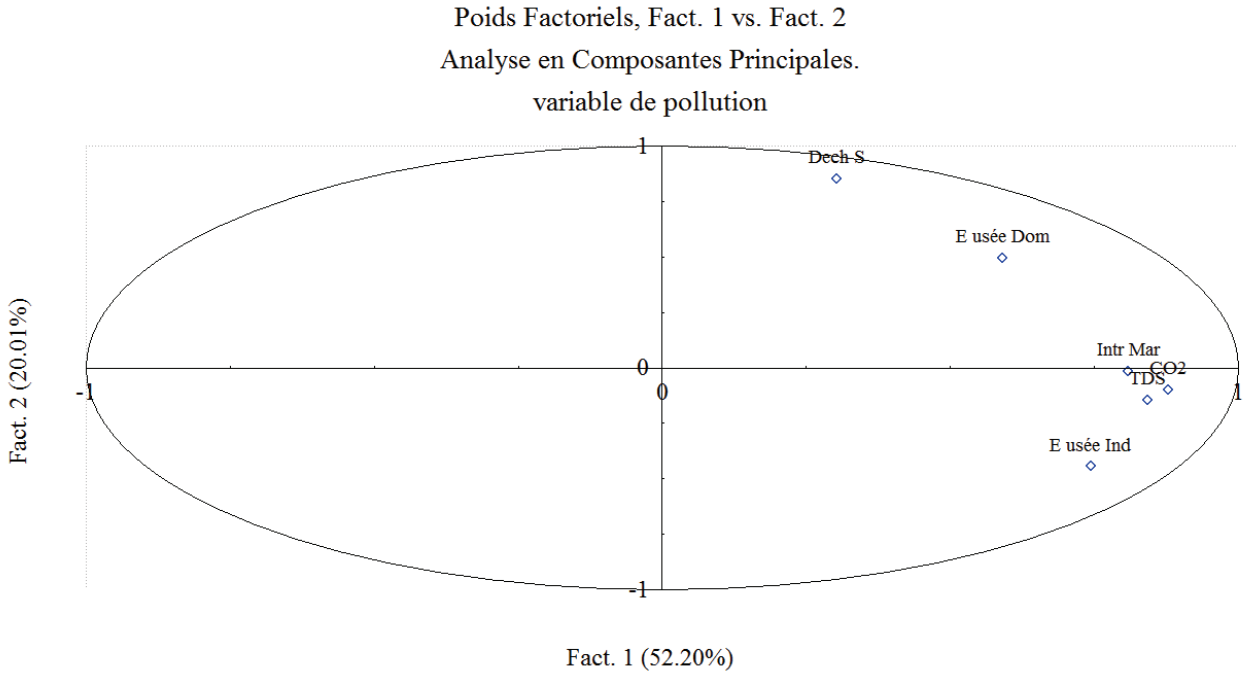


Figure 86 : Analyse en Composantes Principales variable pollution

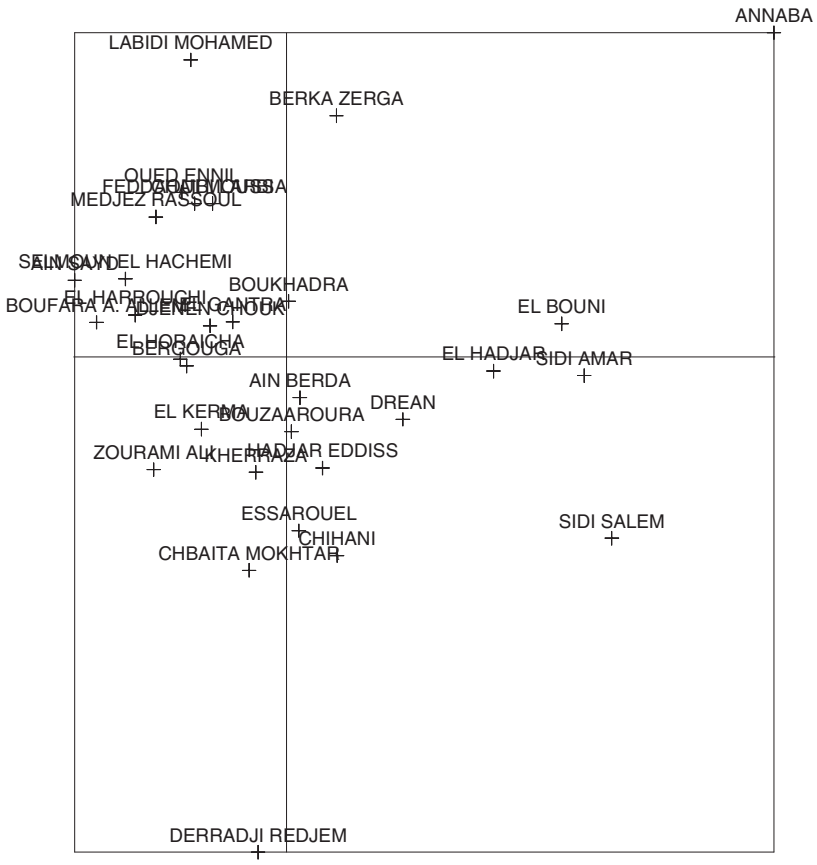
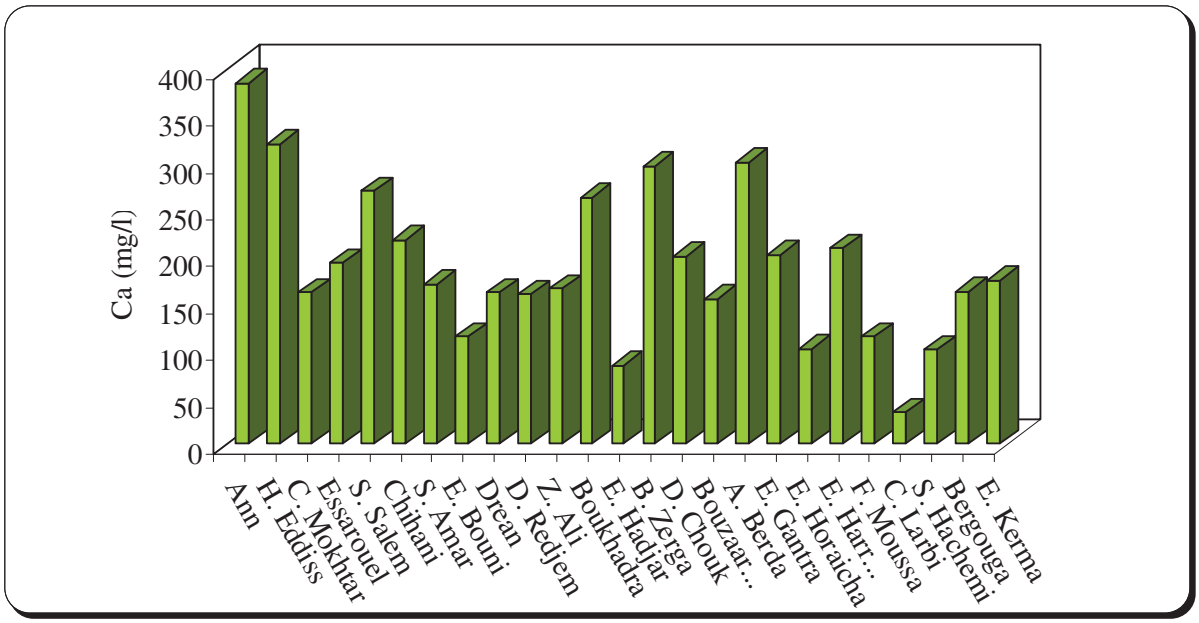
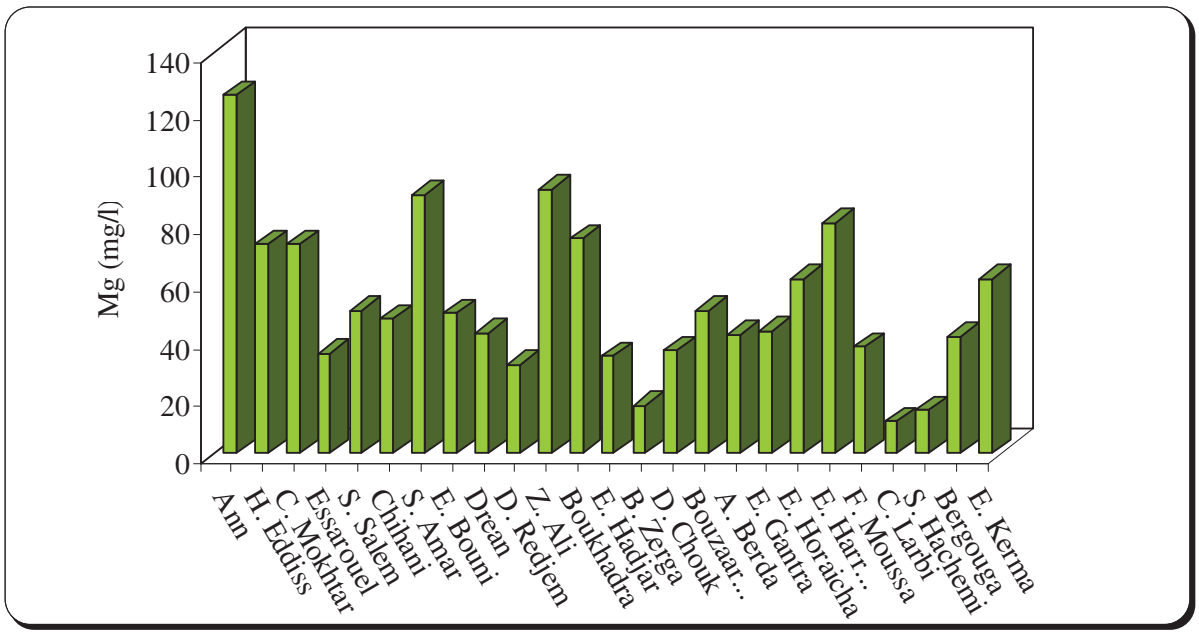


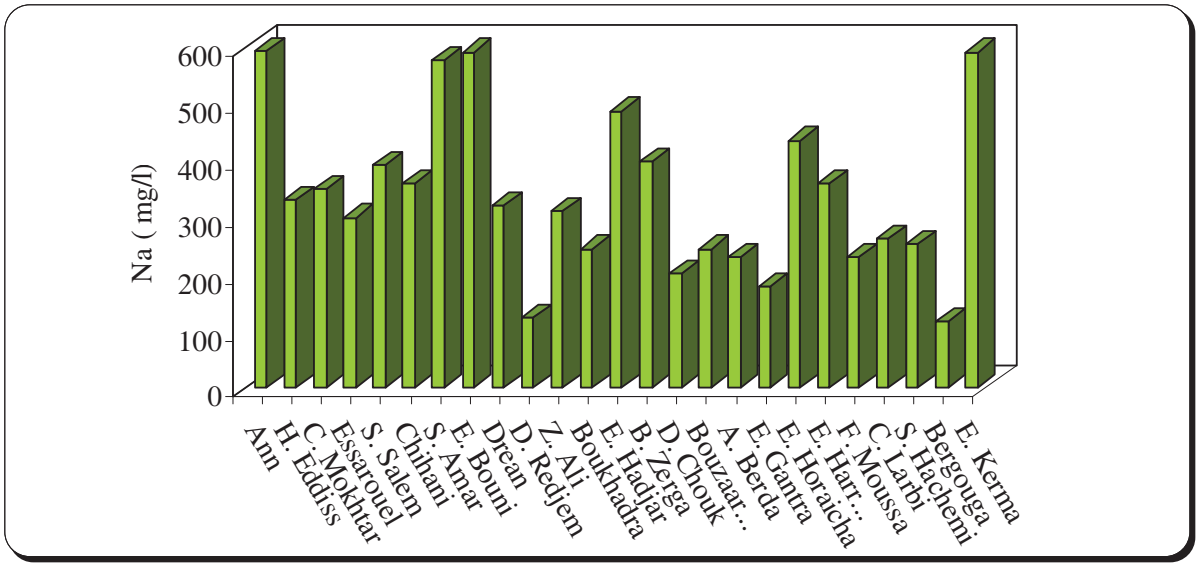
Figure 87 : Plan des individus de la variable pollution

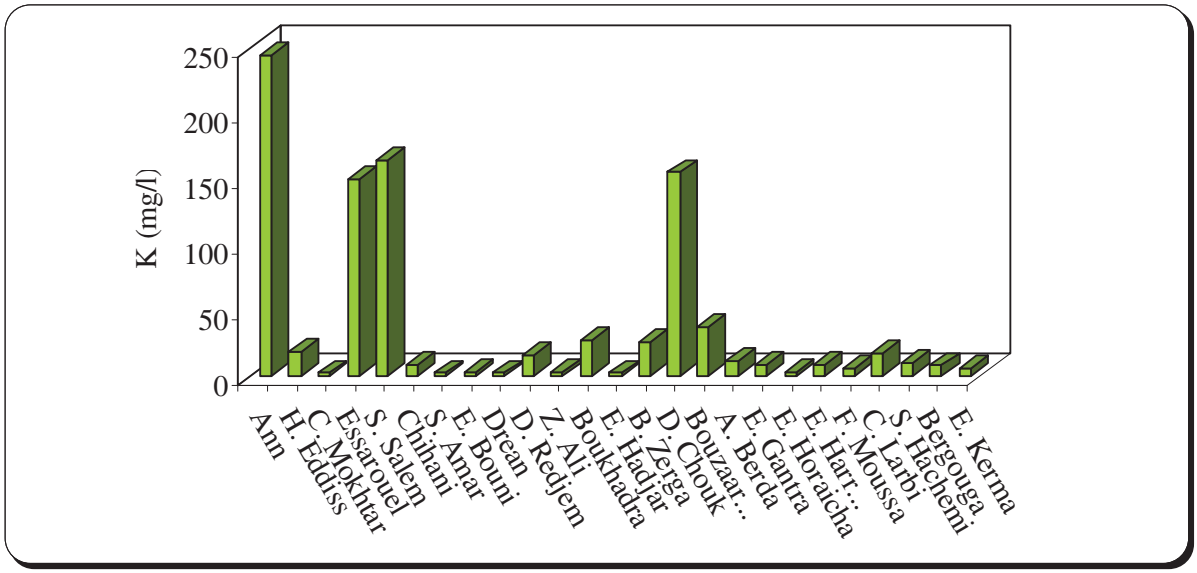
III.3 - Les variables de la qualité de l'eau

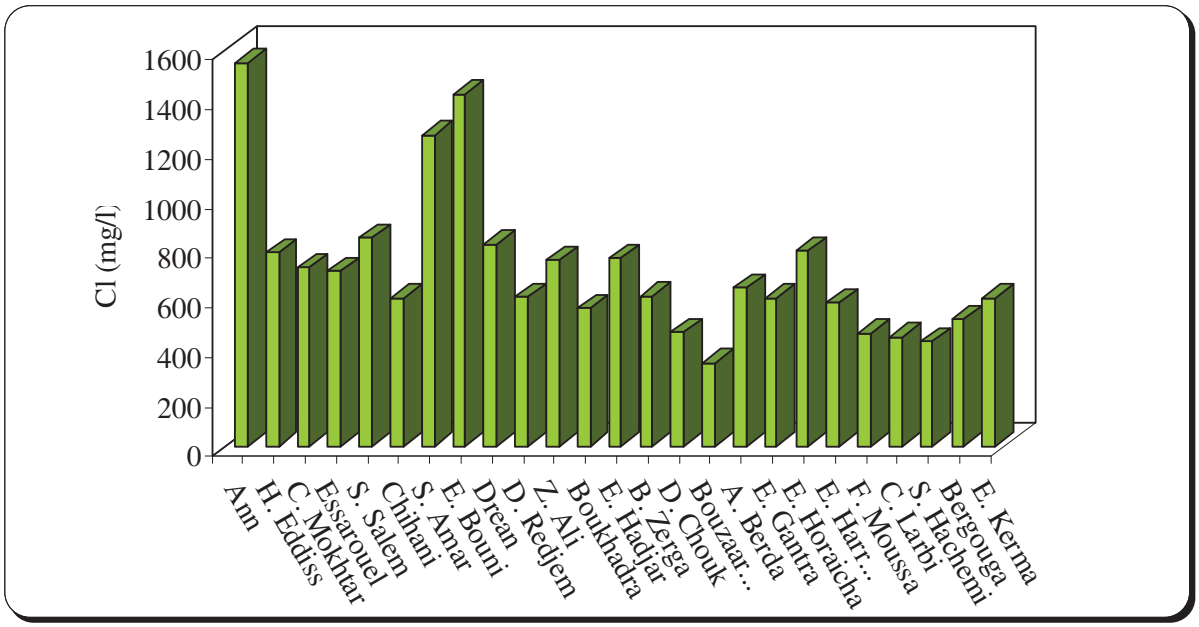
La mobilisation de l'eau à partir de la nappe des graviers d'Annaba et les paramètres physico-chimiques ont été utilisés pour caractériser l'influence de la qualité des eaux sur la gestion de la ressource hydrique. Les paramètres de la qualité de l'eau considérées sont les Nitrates (NO_3), les Chlorures (Cl), le Sodium (Na), le Calcium (Ca), le Magnésium (Mg), le Potassium (K), les Sulfates (SO_4), le pH, les Bicarbonates (HCO_3), la Turbidité et la Conductivité Electrique (CondEle) (Figure 88) (Tableau 22).

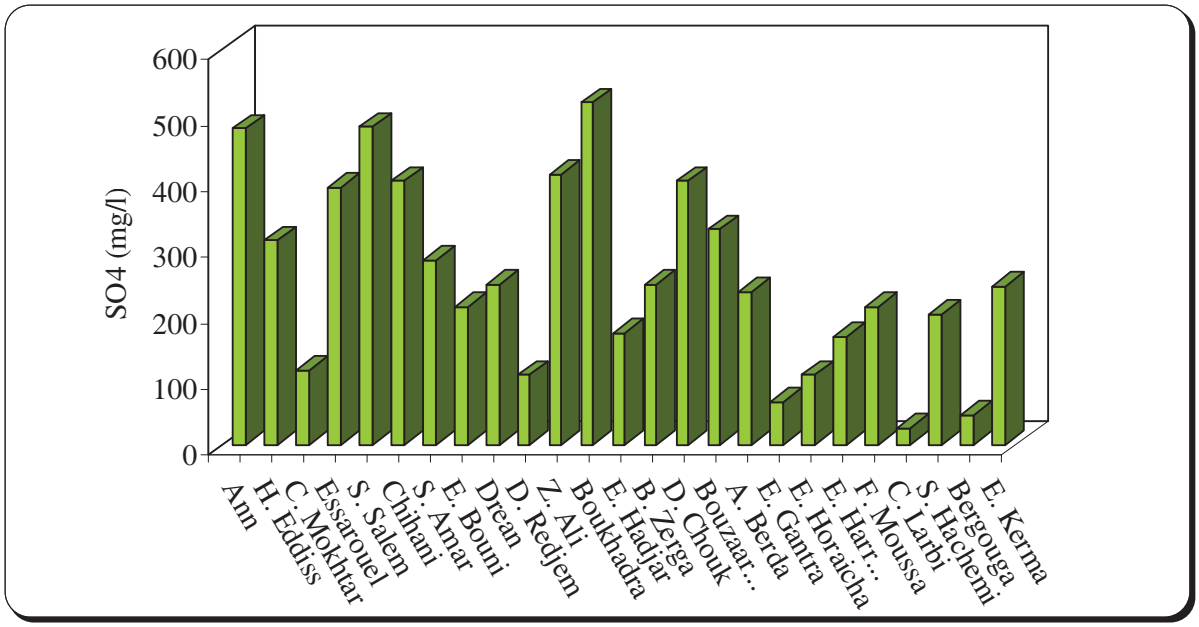


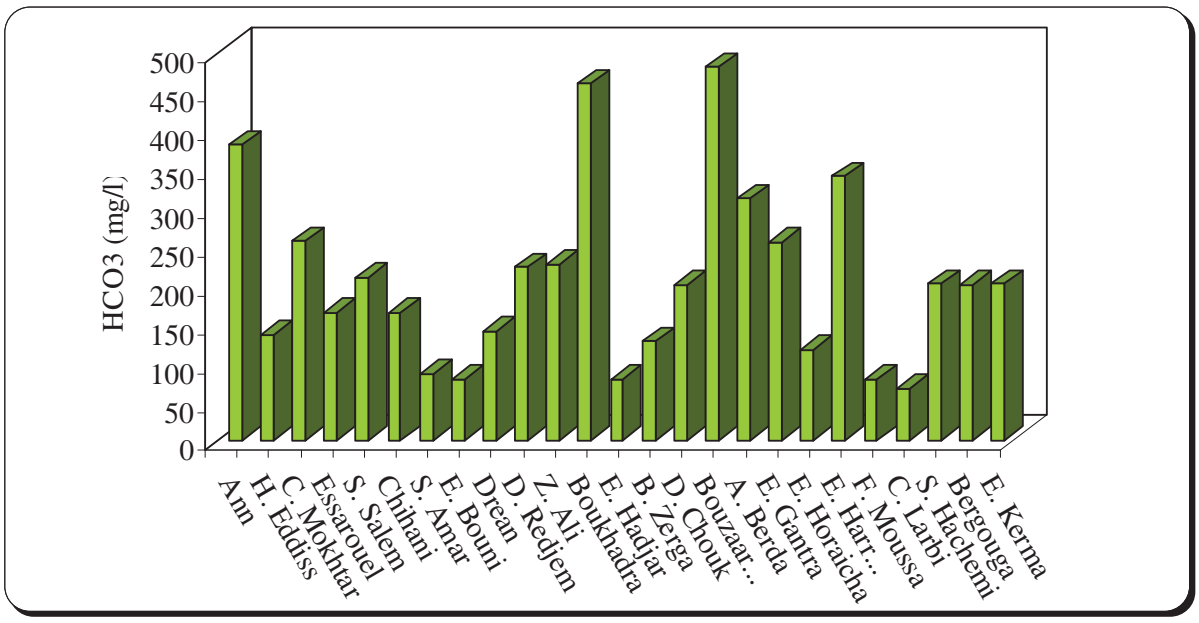



Na (mg/l)
600
500
400
300
200
100
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essarouel
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Boumi
Drean
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaar...
A. Berda
E. Gantra
E. Horaicha
E. Harr...
F. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


K (mg/l)
250
200
150
100
50
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essarouel
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Boumi
Drean
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaar...
A. Berda
E. Gantra
E. Horaicha
E. Harr...
F. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


Cl (mg/l)
1600
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essarouel
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Boumi
Drean
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaar...
A. Berda
E. Gantra
E. Horaicha
E. Harr...
F. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


SO4 (mg/l)
600
500
400
300
200
100
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaar...
A. Berda
E. Gantra
E. Horaicha
E. Harr...
F. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma


HCO3 (mg/l)
500
450
400
350
300
250
200
150
100
50
0
Ann
H. Eddiss
C. Mokhtar
Essaroual
S. Salem
Chihani
S. Amar
E. Bouni
Drean
D. Redjem
Z. Ali
Boukhadra
E. Hadjar
B. Zerga
D. Chouk
Bouzaar...
A. Berda
E. Gantra
E. Horaicha
E. Harr...
F. Moussa
C. Larbi
S. Hachemi
Bergouga
E. Kerma

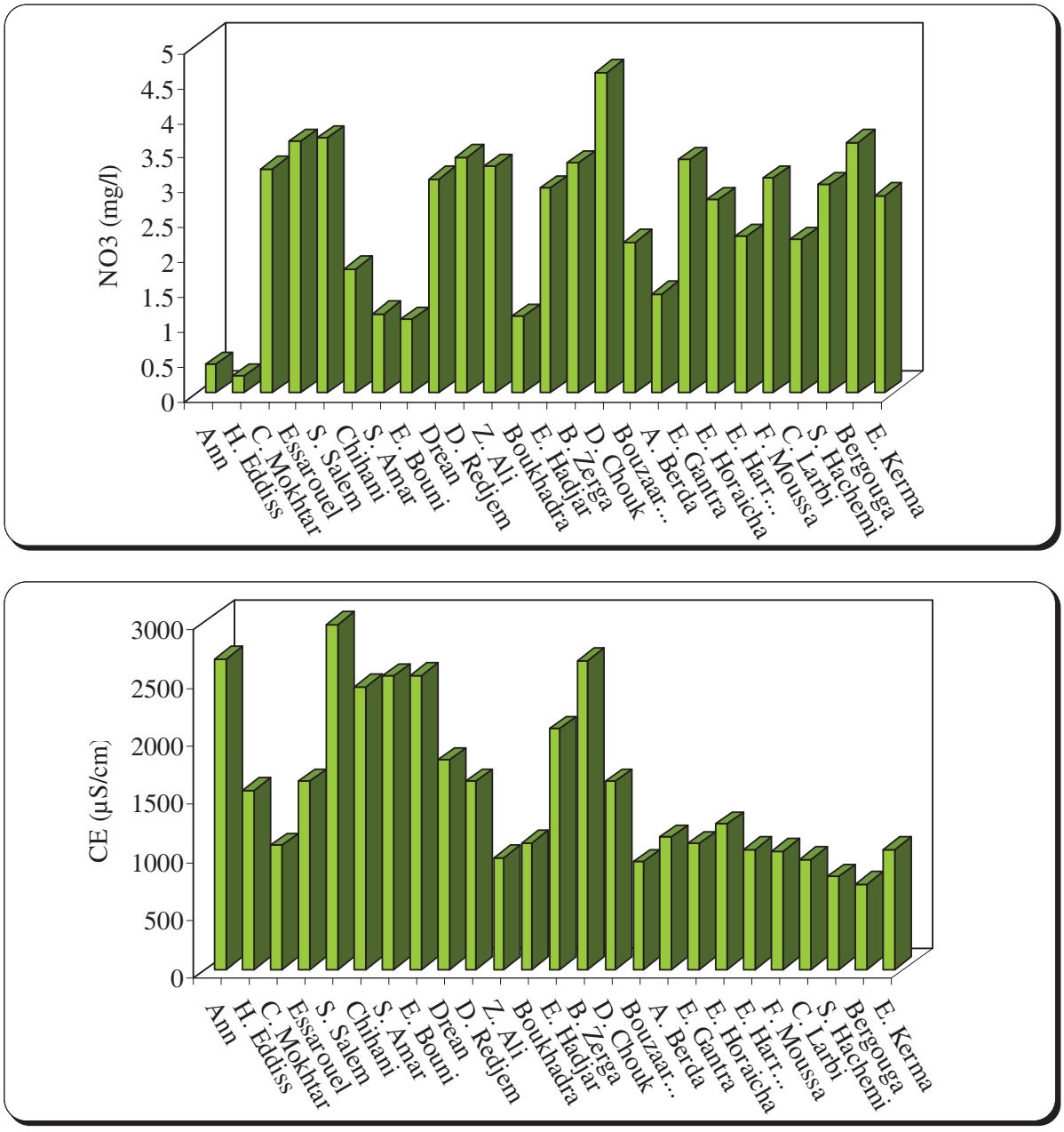


Figure 88: Histogramme des différentes variables de la catégorie qualité de l'eau

Tableau 22: statistiques des variables de la catégorie qualité de l'eau

	Moy	Min	Max	Ec.-Type	Erreur Type	Asymétrie	Err-Type Asymétrie	Asymetrie/ Err Type Asymetrie
Ca	188.65	34.00	385.00	81.62	16.32	0.53	0.46	1.13
Mg	52.36	11.00	125.00	26.66	5.33	0.84	0.46	1.80
Na	339.46	118.00	593.00	142.34	28.47	0.52	0.46	1.11
K	39.91	2.00	245.00	67.81	14.14	2.05	0.48	4.26
Cl	674.15	338.00	1545.00	277.53	49.85	1.92	0.42	4.57
SO_4	259.84	26.00	519.00	147.07	30.67	0.14	0.48	0.29
HCO_3	202.17	67.00	480.00	114.60	22.47	1.00	0.46	2.20
NO_3	2.33	0.25	4.61	1.14	0.20	-0.25	0.42	-0.59
CE	1435.60	735.00	2974.00	680.61	122.24	1.01	0.42	2.39
pH	7.78	6.91	8.60	0.47	0.10	-0.36	0.50	-0.72
RS	1153.72	320.00	2512.00	633.61	126.72	0.44	0.46	0.94

- Les paramètres de la qualité de l'eau, comme variables d'entrée et la mobilisation de l'eau à partir de la nappe des graviers, comme sortie du modèle, ont permis d'élaborer le ***modèle neuronal*** selon l'équation suivante :

$$[Qext] = ANN[Ca, Mg, Na, K, Cl, SO4, HCO3, NO3, CE, pH, RS]$$

Plusieurs types de réseaux neuronaux ont été pris en considération ; le MLP à trois et à quatre couches, le RBF, et le linéaire. Au cours de l'analyse des dizaines de neurones ont été testés. Parmi l'ensemble des réseaux neuronaux considérés, le MLP à trois couches avec quatre nœuds cachés (Figure 89) est le meilleur modèle de par une RMSE minimale de 0,091. Le modèle présente une très bonne performance dans la phase de validation avec un ratio de déviation standard (ratio SD) de 0,29 et un coefficient de corrélation supérieur à 97% pour les trois phases (apprentissage, validation et test) ce qui indique un bon accord entre la mobilisation de l'eau observée et restituée par le modèle (Figure 90)

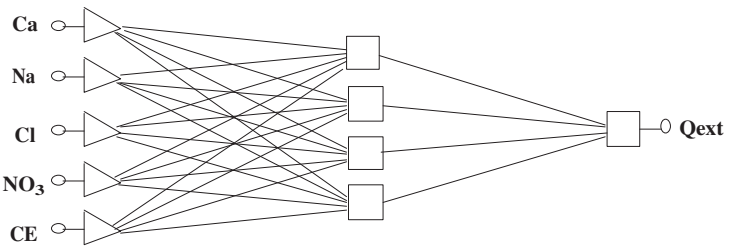


Figure 89 : Le réseau MLP à Trois Couches pour les variables de la qualité de l'eau

Légende:

Qext	***mobilisation de l'eau à partir de la nappe des graviers $hm^3.an^{-1}$***
Ca	***concentration du Calcium ($mg.l^{-1}$)***
Na	***concentration du Sodium ($mg.l^{-1}$)***
Cl	***concentration des Chlorures ($mg.l^{-1}$)***
NO_3	***concentration des nitrates ($mg.l^{-1}$)***
CE	***Conductivité Electrique (µS/cm)***

Tableau 23 : Paramètres statistiques de la sortie Qext des variables de la qualité de l'eau

	Tr. Qext	Ve. Qext	Te. Qext
Data Mean	12.91034	4.884496	12.25741
Data S.D.	11.95233	0.9140903	8.577478
Error Mean	-5.127481	-0.1374	0.691065
Erreur S.D.	8.253735	0.2705317	4.280636
Abs E. Mean	7.127574	0.1716824	2.944339
RMS Erreur	0.1166621	0.0914258	0.1273973
S.D Ratio	0.6905546	0.2959572	0.4990554
Corrélation	0.9823898	0.9924537	0.9714513

avec : Tr : Training. Ve : Verification . Te : Testing

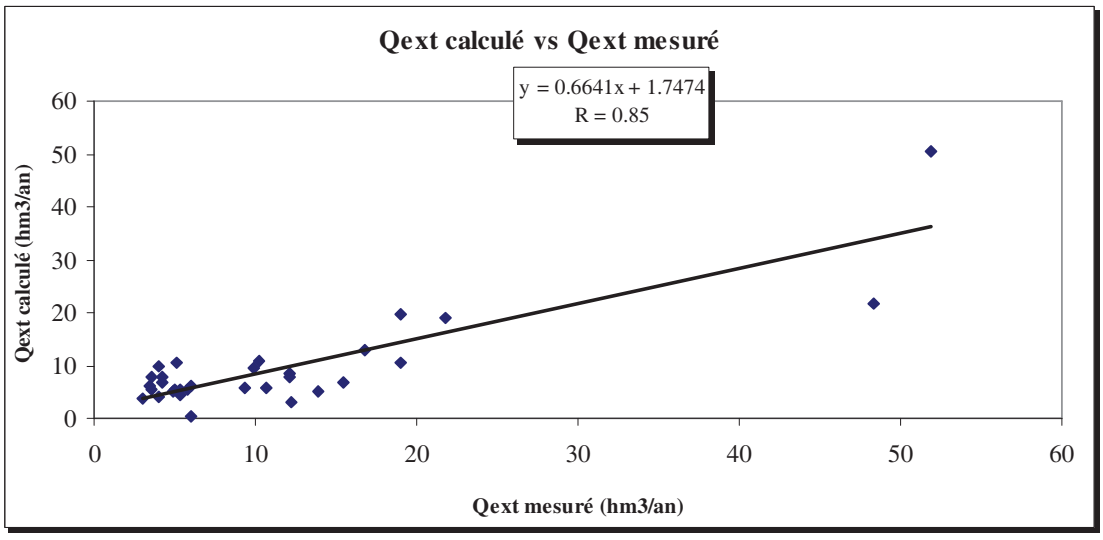


Figure 90 : Debits mesurés vs débits calculé par le modèle RNA

L'analyse de la sensibilité de l'ANN aux variables de la qualité de l'eau dans la phase de validation (Tableau 24 : L'analyse de la sensibilité de l'ANN aux variables de la qualité de l'eau) indique que les Chlorures (Cl), les Nitrates (NO_3) et la Conductivité Electrique (CE) sont les principaux paramètres qui influent sur la qualité des eaux souterraines, suivis par le calcium (Ca) et le Sodium (Na), Le modèle a rejeté le restant des variables à savoir le Magnésium (Mg), le Potassium (K), les Sulfates (SO_4), les bicarbonates (HCO_3) potentiel en Hydrogène (pH) et le Résidu sec (RS).

Tableau 24 : L'analyse de la sensibilité de l'ANN aux variables de la qualité de l'eau

	Ca	Na	Cl	NO_3	CE
Rank	3	5	1	2	4
Error	9.896936	9.714642	10.81463	10.20827	9.822055
Ratio	1.027149	1.00823	1.122392	1.059461	1.019378
Rank	4	5	1	3	2
Error	1.915556	1.824192	5.055606	3.073097	4.130911
Ratio	0.9918232	0.9445173	2.617656	1.591166	2.138874

- ***La matrice de corrélation*** des variables de la qualité de l'eau analysée ; les prélèvements dans la nappe des graviers (Qext), le calcium (Ca), le sodium (Na), Chlorures Ln(Cl), et la Conductivité Electrique ln (CE) montre une relation linéaire positive et fortement significative entre ln (Qext) et Ln (Cl). Ceci témoigne de la proportionnalité des prélèvements et des concentrations en chlorures. La corrélation entre ln (Qext) et Na et ln (CE) est également positive mais moins significative, elle confirme le phénomène de salinité provoqué par l'augmentation des prélèvements des eaux de la nappe souterraine. La corrélation négative entre NO_3 et ln (Qext) peut être expliquée par le mélange des eaux. (Tableau 25)

Tableau 25 : Matrice de corrélation pour les variables de la qualité de l'eau

	Ca	Na	Ln (Cl)	NO_3	Ln (CE)	Ln (Qext)
Ca	1.00					
Na	.11	1.00				
Ln (Cl)	.30	.74	1.00			
NO_3	-.37	-.44	-.52	1.00		
Ln (CE)	.39	.58	.67	-.21	1.00	
Ln (Qext)	.20	.62	.88	-.51	.55	1.00

- Le ***Cluster*** des variables de la qualité de l'eau de la Figure 91 montre un groupe composé des variables Ca, NO_3 et les prélèvements, Q_{ext}. Ce groupe peut être un indicateur caractéristique des fortes teneurs en nitrates. Les variables Na, Cl, CE se différencient

chacune en un groupe distinct mais expriment dans l'ensemble la minéralisation des eaux.

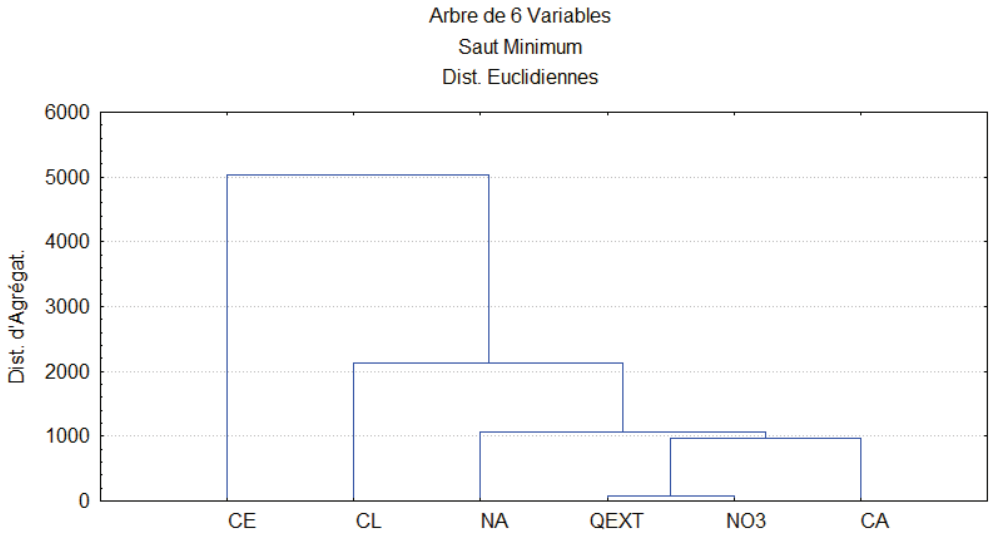


Figure 91 : Cluster des variables de la qualité de l'eau de la nappe des graviers

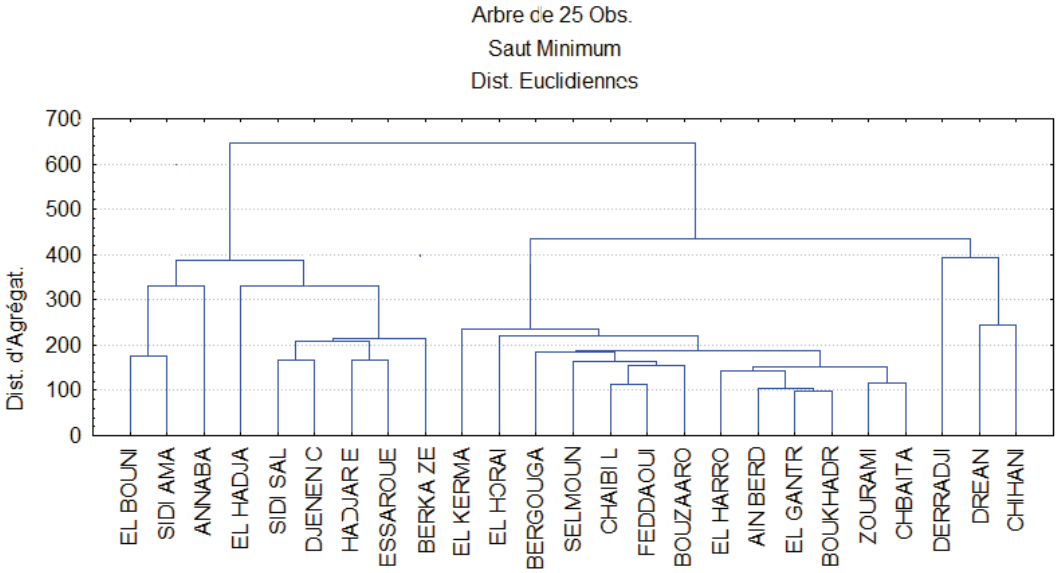


Figure 92 : Cluster des observations de la qualité de l'eau de la nappe des graviers

La Figure 92 montre deux groupes bien distincts ; le premier constitué des communes a vocation agricole où l'agriculture est intensément pratiquée a savoir : Chihani, Dréan, Derraji Rjem, Zourami, Feddaoui, Chaibi, El Karma. Ce groupe de communes à vocation agricole se caractérise par de fortes teneurs en NO_3. Le deuxième groupe rassemblant les communes de Berka Zarka, Essarouel, Sidi Salem, El Hadjar, Annaba, Sidi Salem et El Bouni est identifié comme groupe indicateur de minéralisation car ce sont des communes qui se situent en bordure mer donc très sensible à l'intrusion marine.

L'Analyse en Composantes Principales appliqué à la catégorie « qualité des eaux » montre une variance totale cumulée de 71.83%. Le premier facteur, représente une valeur propre de 3.25 et une variance totale de 52,20% (Tableau 26). Il est fortement corrélé, positivement avec Na, Cl, CE et Qext et négativement avec les nitrates (Tableau 27). Ce facteur peur être caractérisé par la salinité dépendante des débits extraits (Figure 93).

Le deuxième facteur, avec une valeur propre de 1.05 et une variance de 17.59 est fortement corrélé avec le calcium (corrélation négative), il exprime l'influence de la géologie sur la qualité des eaux souterraines (Figure 93).

Le plan des individus de la catégorie qualité des eaux (Figure 94) explique que les communes d'El Bouni, Sidi Salem, Annaba, Sidi Amar sont différenciés par les chlorures, le sodium et la conductivité électrique. Il est à noter que dans ses secteurs les forages sont plus concentrés que dans le reste de la région. Feddaoui, Chaibi, Selmoun, Derraji, Djnen Chouk étant des secteurs agricoles ils se distinguent par leur concentration importante en nitrates.

Les communes Hadjar Eddis, Boukhadra, Chihani, Berka Zarga sont marqués par la géologie et plus précisément par les formations carbonatées

Tableau 26 : Valeurs propres des variables de la qualité de l'eau

	ValPropr	% Variance Total	Cumul ValPropr	Cumul %
1	3.254473	54.24122	3.254473	54.24122
2	1.055785	17.59641	4.310258	71.83763

Tableau 27 : Poids factoriels des variables de la qualité de l'eau

	Fact. 1	Fact. 2
CA	.428013	-.842810
NA	.809866	.261252
CL	.919849	.111601
NO3	-.607749	.373576
CE	.784055	.003688
Qext	.764965	.353803

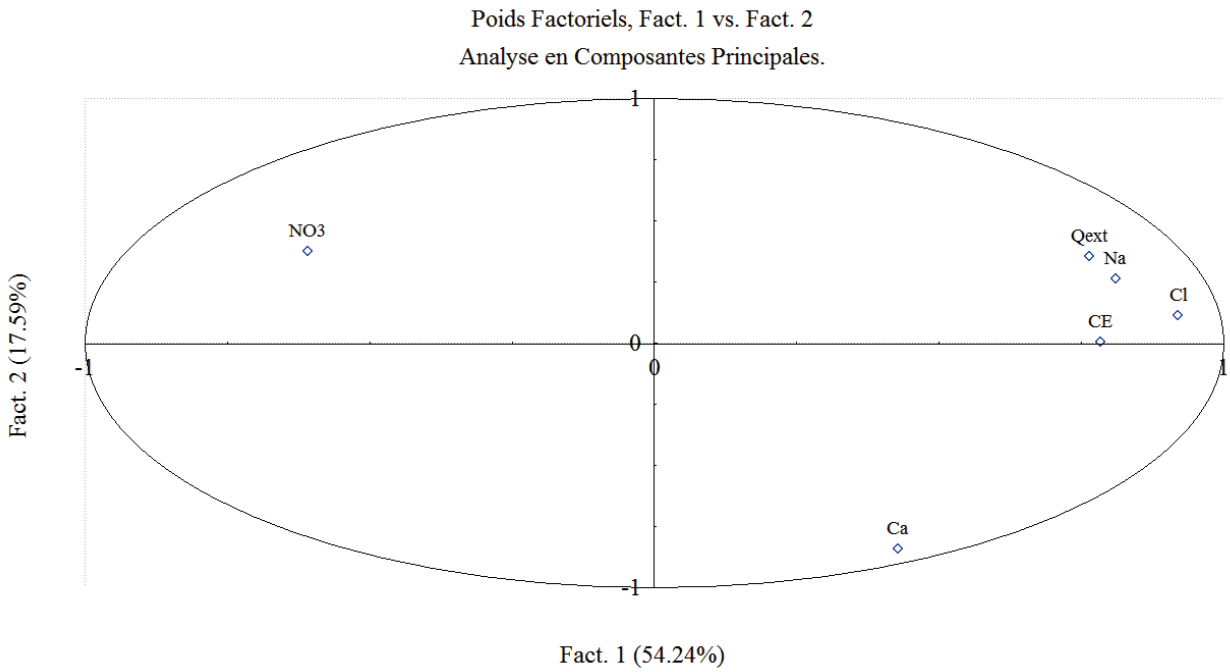


Figure 93 : Analyse en Composantes Principales variable qualité de l'eau

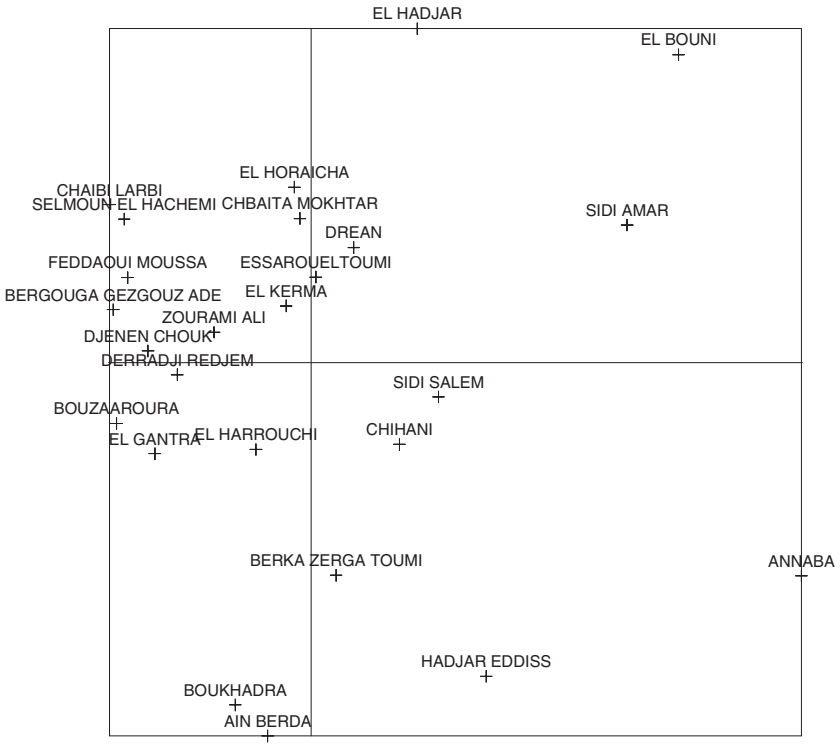


Figure 94 : plan des individus de la catégorie qualité des eaux

III.4 - Les variables Réponses des Gestionnaires

Les données relatives à la mobilisation de l'eau et les variables relatives aux décisions des gestionnaires ont été utilisées pour analyser les effets des politiques sur la gestion des ressources en eau. Les interventions menées par les organismes chargés de la gestion des ressources en eau comportent le stockage des eaux pluviales (Stok pluv), l'importation de l'eau (Import), l'efficacité dans l'eau destinée à l'irrigation (Effic irrig), l'efficacité de l'approvisionnement en AEP (Effic AEP), l'efficacité dans les systèmes d'information (Effic syst), l'éducation et la sensibilisation sur l'eau (Sensib). (Tableau 28: **statistiques des variables de la catégorie décision des gestionnaires**) (Fig 95)

Tableau 28: statistiques des variables de la catégorie décision des gestionnaires

	Moy	Min	Max	Ec.-Type	Erreur Type	Asymetrie	Err-Type Asymetrie	Asymétri/ Err-Type Asymétri
Stock pluv	0.69	0.05	1.93	0.52	0.10	0.62	0.43	1.42
Import	0.01	0.00	0.09	0.02	0.00	3.77	0.42	8.96
Effic irrig	32.94	0.00	65.00	23.82	4.28	-0.16	0.42	-0.38
Effic AEP	78.32	50.00	95.00	14.07	2.53	-0.64	0.42	-1.53
Effic syst	80.30	71.00	92.50	6.58	1.18	0.40	0.42	0.95
Sensib	1374.47	100.00	13963.81	3048.84	547.59	3.13	0.42	7.44

- L'élaboration d'un ***modèle des réseaux de neurones artificiels***, avec comme entrée les variables relatives aux décisions des gestionnaires et comme sortie la mobilisation de l'eau, peut être représentée par l'équation suivante :

$$[WAbstract] = ANN[\text{Stock pluv}, \text{Import}, \text{Effic irrig}, \text{Effic AEP}, \text{Effic syst}, \text{Sensib}]$$

Plusieurs types de réseaux neuronaux ANN ont été testé (le MLP à trois et à quatre couches, le GRNN, et le RBF). Le meilleur réseau obtenu est le MLP à trois couches avec cinq nœuds cachés (Figure 95) et un minimum de 0.56 pour la RMSE (Tableau 29). Le modèle ANN choisie présente une bonne performance pour la validation avec un ratio de déviation standard (ratio SD) de 0.22. Le coefficient de corrélation est supérieur à 96% pour les trois phases (apprentissage, la validation, et le test, (Tableau 29). La corrélation entre la mobilisation de l'eau (Qext) observée et (Qext) calculée est donc acceptable (Figure 96).

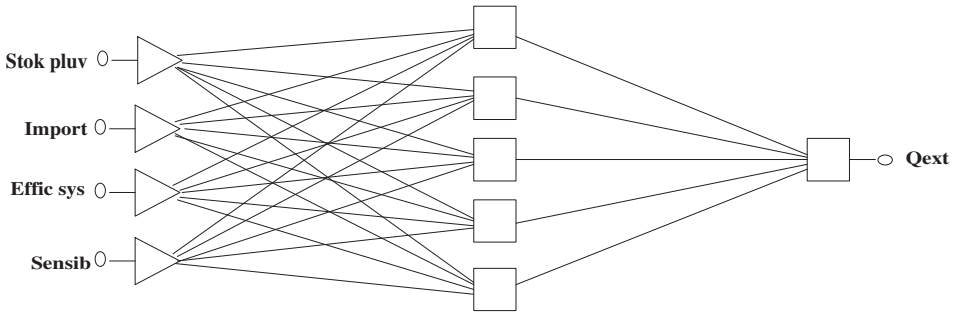


Figure 95 : MLP à trois couches pour les variables réponses des gestionnaires

Légende:

Qext	*mobilisation de l'eau, en $hm^3.an^{-1}$*
Stock pluv	*stockage des eaux pluviales, en $hm^3.an^{-1}$*
Import	*importation de l'eau, en $hm^3.an^{-1}$*
Effic sys	*efficacité dans le système d'information, en %*
Sensib	*éducation et la sensibilisation sur l'eau, en nombre*

Tableau 29 : Les paramètres statistiques variable réponses des gestionnaires

	Tr Qext	Ve Qext	Te Qext
Data Mean	12.11364	6.09163	9.428795
Data S.D	13.56716	2.726404	8.228003
Error Mean	0.08512	-0.1913	0.9410033
Error S.D.	5.365236	0.6085702	1.867226
Abs E. Mean	3.723782	0.5197082	1.214614
RMSE	2.744	0.56	1.87
S.D. Ratio	0.3954576	0.2232135	0.2269354
Correlation	0.961451	0.9893823	0.99913

Tr : Training (Apprentissage). Ve : Verification (Validation). Te : Testing (Test)

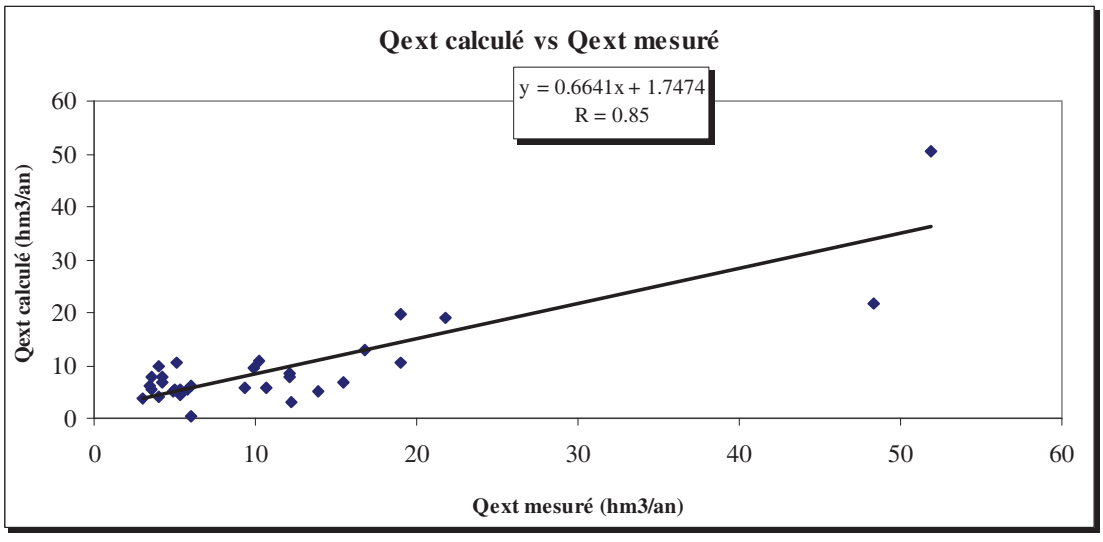


Figure 96 : Débits mesurés vs débits calculé par le modèle RNA

L'analyse de la sensibilité du réseau de neurone aux variables décisions des gestionnaires des ressources en eau (Tableau 30) indique que la sensibilisation et l'éducation (Sensib) sont les interventions les plus importantes. Les autres interventions sont dans l'ordre d'importante, selon leur classement dans la phase de la validation : l'efficacité dans le système d'information (Effic sys), l'importation de l'eau (Import) et enfin le stockage des eaux pluviales (Stock pluv).

Tableau 30 : Analyse de la sensibilité du modèle aux variables décisions des gestionnaires

	Stock pluv	Import	Effic sys	Sensib
Rang	4	3	2	1
Erreur	5.27848	5.371168	5.443238	11.44435
Ratio	1.007992	1.025692	1.039455	2.185444
Rang	4	3	2	1
Erreur	0.5328201	0.6169177	2.488828	4.961382
Ratio	0.950317	1.10031	4.438976	8.848926

- ***La matrice de corrélation*** des variables décisions des gestionnaires retenues par les réseaux neuronaux montre une corrélation positive et significative entre le débit extrait d'une part et la sensibilisation, les systèmes d'information d'autre part contrairement au stockage des eaux de pluie qui est corrèlé négativement avec le débit extrait (Tableau 31).

Tableau 31 : Matrice de corrélation pour les variables décisions des gestionnaires

	Stok plv	Ln Import	Effic sys	Ln sensib	Qext
Stock plv	1.00				
Ln Import	-.17	1.00			
Effic sys	.01	.66	1.00		
Ln sensib	-.23	.60	.75	1.00	
Qext	-.26	.37	.69	.79	1.00

- L'analyse du ***Cluster*** des variables réponses des gestionnaires montre deux groupes de variables, le premier comprend le débit extrait, le stockage des eaux de pluie, la sensibilisation et l'importation de l'eau. Cette catégorie représente les ressources en eaux non conventionnelles. Le deuxième groupe contient l'efficacité des systèmes d'information (Figure 97).

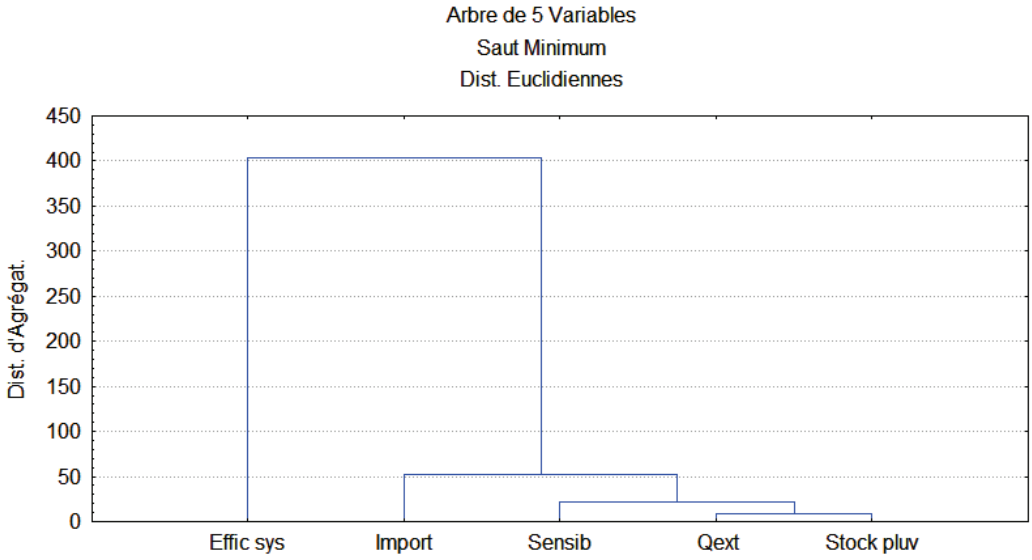


Figure 97 : Dendrogramme des variables de décisions des gestionnaires

Le dendrogramme des individus de la Figure 98 indique deux groupes de communes ; le premier se compose les communes d'Annaba, Hajar Eddis, Drean, Sidi Salem, Zourami, Berka Zarka, Boukhadra, Ain Berda, Essarouel, Derraji Rjem, Chbaita, Chihani, Sidi Amar, El Bouni et El Hajar. Toutes ces communes représentent le facteur « ressource en eaux non conventionnelles ». Le deuxième groupe constitué des communes de Khareza, Bouzaaroura, Oued Nil, Djene Chouk, Boufara, El Gantra, El Horaicha, Ain Sayd, El Harrochi, Labidi M, Feddaoui, Chaibi, Selmoun, Medejz Resoul sont caractérisées par l'efficacité de leur système d'informations (Effic sys).

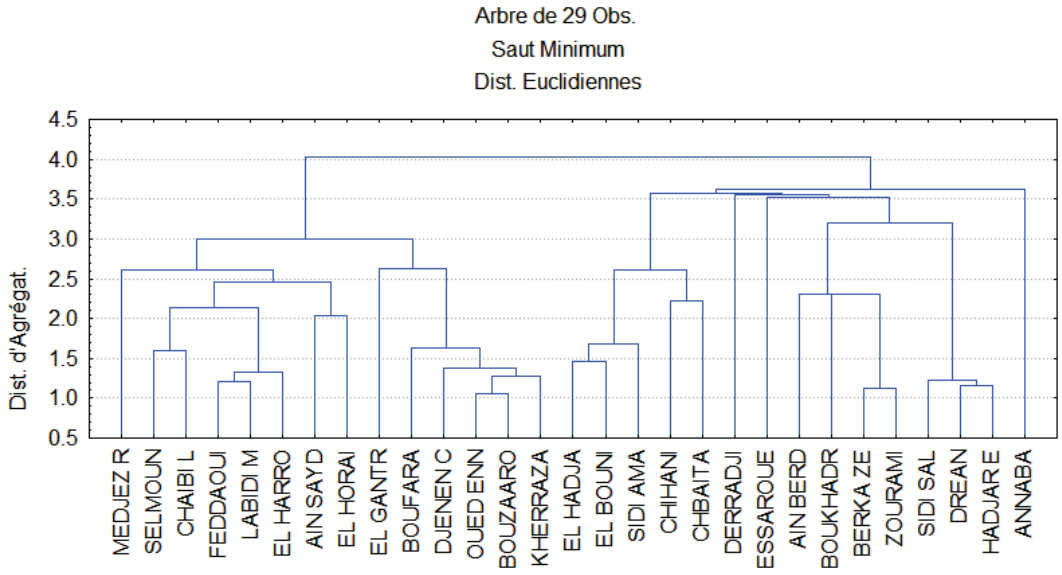


Figure 98 : Dendrogramme des observations décisions de gestionnaires

et la Figure 99 indiquent que le premier facteur correspond à la valeur propre (2.97) et représente 59.4% de la variance totale. Il est fortement corrélé avec l'abstraction de l'eau, l'importation de l'eau et l'efficacité des systèmes d'information. Ce facteur peut traduire l'utilisation des eaux supplémentaires (Corrélations positives) (Tableau 33).

Le deuxième facteur correspondant à la valeur propre (1.15) représente environ 23.10% de la variance totale. Il est fortement corrélé avec le stockage des eaux de pluie et exprime l'utilisation des eaux non conventionnelles (Tableau 33)

Il ressort de la Figure 100 que les communes de Annaba, El Bouni, Sidi Amar, El Hajar sont caractérisés par l'utilisation des eaux additionnelles et les communes de Selmoun, Oued Nil, El Gantra, Djnen Chouk, El Harouchi, Ain Said se distinguent par leur facultés d'approvisionner l'eau.

Tableau 32 : Valeurs propres des variables réponse des gestionnaires

	ValPropr	% Variance Total	Cumul ValPropr	Cumul %
1	2.970046	59.40092	2.970046	59.40092
2	1.155317	23.10635	4.125363	82.50727

Tableau 33 : Poids factoriels des variables réponse des gestionnaires

	Fact. 1	Fact. 2
Stockage des eaux de pluie	-.114891	.943154
Importation de l'eau	.746125	.343092
Efficacité systèmes d'informations	.903295	.231015
Sensibilisation	.930022	-.127863
Qext	.848092	-.279909

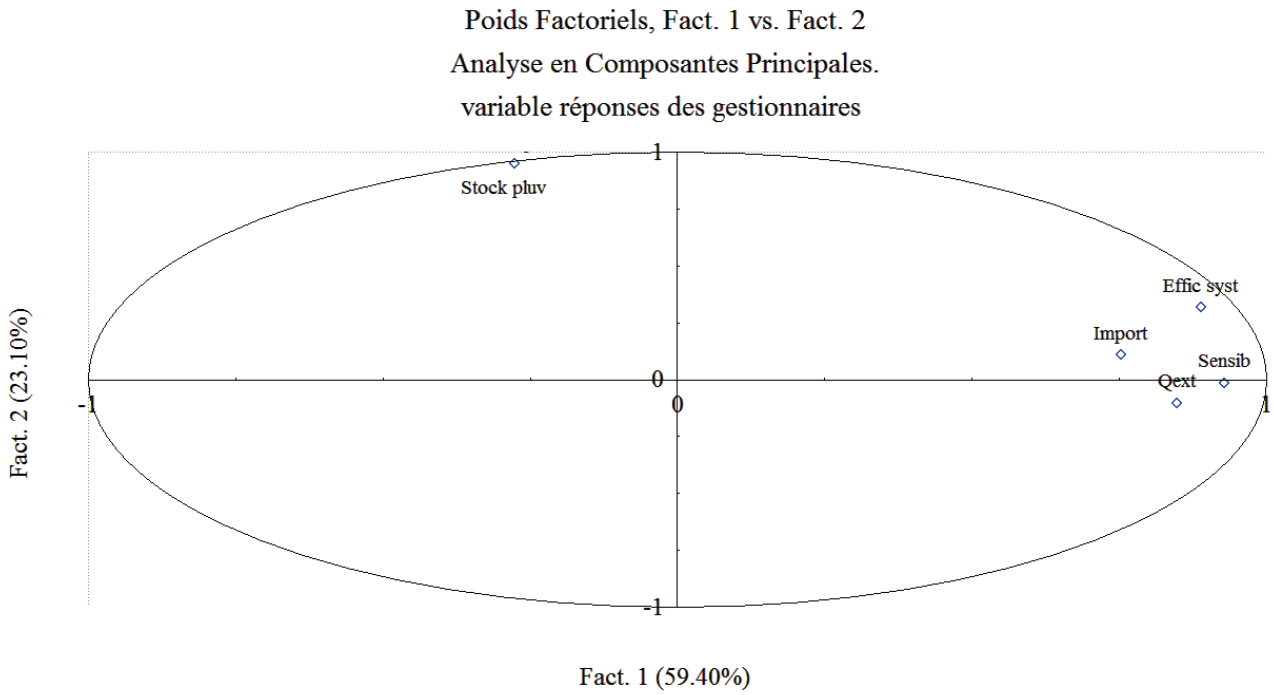


Figure 99 : Analyse en Composantes Principales variable qualité de l'eau

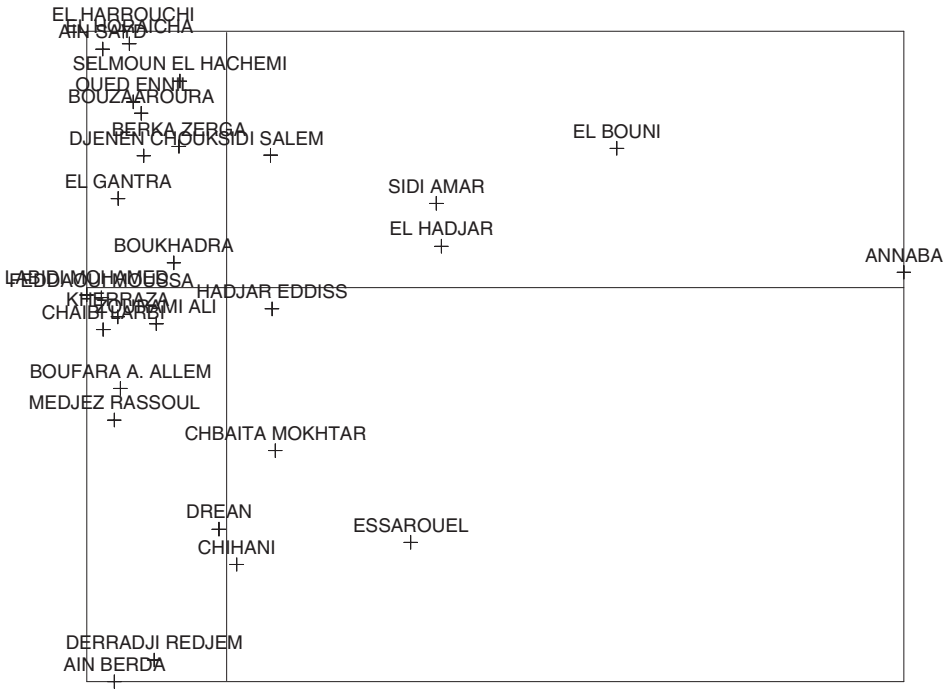


Figure 100 : Plan des individus variable réponse des gestionnaires

Chapitre II – Evaluation du risque sur la santé humaine

I - Les risques liés à la mise en dépôt des déchets domestiques et industriels et des boues de dragage des cours d'eau

L'industrie moderne est apparue dans le monde il y a deux siècles environ. A cette époque, les problèmes liés à la contamination des sols ne se posaient pas. Le sol était considéré comme un milieu apte à absorber toutes sortes de produits (métaux lourds, déchets) sans qu'il y ait aucune altération de son fonctionnement normal. De plus, les quelques pratiques environnementales existantes ne disposaient pas des connaissances actuelles, notamment en matière d'élimination des déchets.

Aujourd'hui, cette mauvaise gestion des sites industriels a pour conséquences :

1) des problèmes de santé publique par le biais des ressources naturelles (eau, air...), les sites et sols pollués exposent l'homme à des dangers souvent inacceptables. Les substances toxiques sont transportées le long de la chaîne alimentaire de la source de pollution vers l'homme ;

2) des problèmes d'aménagement du territoire, les friches industrielles ou les sites trop pollués pour être revendus, constituent, de par leur implantation, un intérêt économique non négligeable. La reconversion de ces sites semble être la solution la plus judicieuse pour enrayer le phénomène d'extension des villes et pour permettre le développement durable des agglomérations. La revalorisation économique de ces terrains implique des études d'évaluation des risques et de réhabilitation, tout en tenant compte du contexte socio-économique.

La région d'Annaba, située à l'extrême Est du pays, a fait l'objet, durant ces dernières années, de nombreux travaux d'expertise et de recherche. Les résultats de ces travaux ont soulevé les problèmes de la dégradation de la qualité de l'environnement et des ressources naturelles (sol, eau, air,…) d'une manière générale.

Les études réalisées par exemple sur les rejets des unités industrielles situées sur l'axe reliant El-Hadjar à Annaba montrent de très fortes concentrations en éléments chimiques potentiellement nuisibles et qui ont pour corollaire une dégradation de la qualité des eaux superficielles de la Seybouse, une détérioration des eaux de baignade et des impacts négatifs sur la faune et la flore.

Le stockage des déchets industriels, au niveau du complexe sidérurgique d'El-Hadjar, directement sur le sol et les rejets liquides dans l'oued Meboudja ont provoqué une contamination des eaux superficielles et souterraines par plusieurs métaux lourds.

Par ailleurs, Les résultats des analyses physico-chimiques effectuées sur les rejets d'origines urbaines et industrielles au niveau de la décharge de la ville d'Annaba, montrent une forte pollution véhiculée par les eaux et une dégradation qualitative des eaux souterraines, surtout dans les parties situées dans les secteurs situés à l'aval hydraulique de la décharge en relation avec des écosystèmes très fragiles (lac Fetzara). Les travaux réalisés au niveau du complexe de phosphates d'Asmidal ont montré les effets néfastes des rejets liquides et solides sur la santé des populations des agglomérations limitrophes. L'évaluation simplifiée des risques réalisée par les bureaux d'études canadiens a conclu à la nécessité d'approfondir les investigations sur ce site.

Nous présentons ici les principaux résultats des travaux réalisés sur la décharge d'Annaba (Figure 101), l'une des nombreuses décharges non contrôlés de l'Algérie. Le site reçoit près de 200 tonnes/jour de déchets solides d'origine urbaine et industrielle qui sont stockés directement sur le sol.

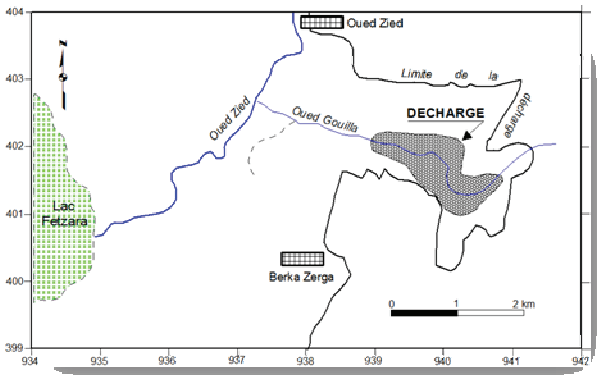


Figure 101 : Localisation de la décharge d'Annaba**.**

A la fin des travaux, deux *scenarii* sont envisagés pour l'utilisation du site :

- **Agricole** : avec 1) Lors d'activité agricole : inhalation de poussières, ingestion de sol et contact cutané avec les déchets (boues, …). 2) Suite à l'ingestion des végétaux cultivés sur les boues (Figure 102).

- **Elevage :** Ingestion de viande bovine et ingestion de lait de vache. Les animaux sont eux-mêmes exposés par ingestion de sol et de végétaux contaminés par les boues (Figure 103).



Figure 102 : Scénario Agricole



Figure 103 : Scénario Elevage

Pour évaluer les risques sur la santé, une campagne de prélèvements et d'analyse des composés présents dans les boues et les terres souillées a été réalisée. Les analyses ont été a été effectué sur 20 points. Les composés concernés sont le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc et l'arsenic.

Cette évaluation comporte quatre étapes : i) définition des concentrations d'exposition, ii) estimation des doses d'exposition, iii) étude des effets toxicologiques, iiii) estimation des risques.

Le diagramme de la Figure 104 et les paragraphes suivants schématisent chacune de ces étapes présentent l'approche qui a été mise en œuvre pour la réalisation de l'évaluation détaillée des risques. L'approche utilisée dérive des modèles développées par l'USEPA et l'ASTM. Elle est également cohérente avec les développements récents en France et en Europe sur les méthodes d'estimation de l'exposition et de caractérisation des risques.

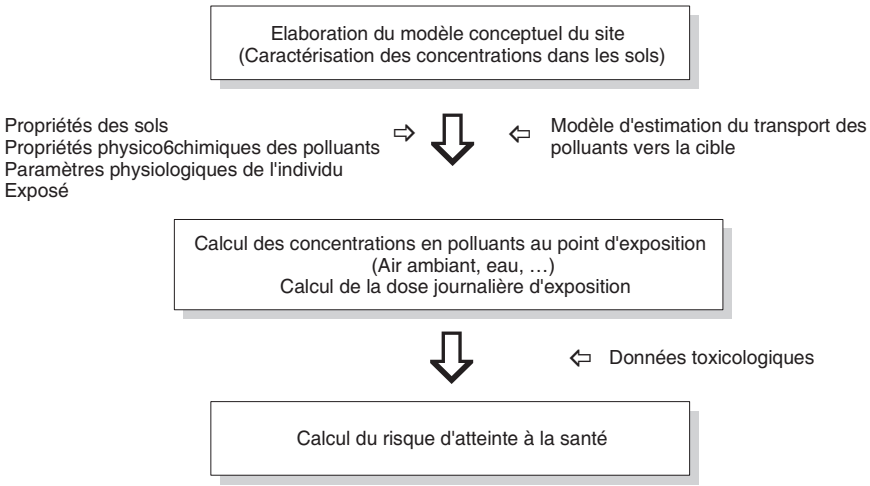


Figure 104 : Les différentes étapes de l'évaluation des risques sur la santé

La caractérisation du site et de son usage est nécessaire à l'évaluation des risques. Trois éléments clefs sont conceptualisés ; i) la définition d'une source de pollution (milieu), ii) l'identification des polluants susceptibles de causer un risque significatif (sources), iii) l'identification des cibles potentielles.

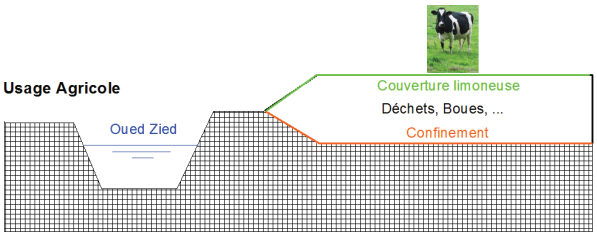


Figure 105 : Schéma conceptuel, scénario usage agricole.

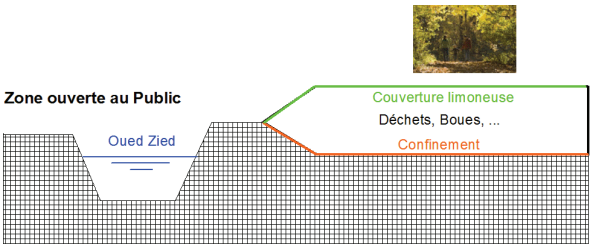


Figure 106 : Schéma conceptuel, zone ouverte au public.

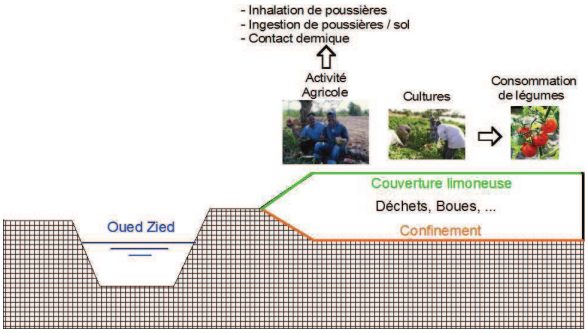


Figure 107 : Schéma conceptuel, scénario culture.

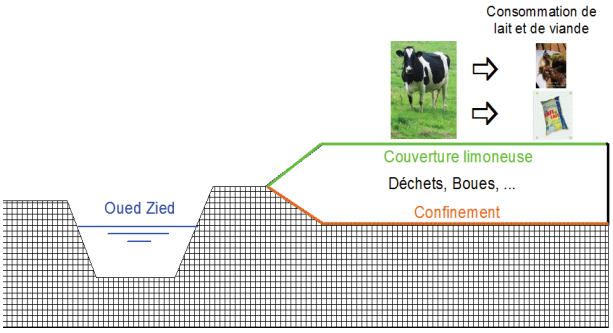


Figure 108 : Schéma conceptuel, scénario élevage.

L'élaboration du modèle conceptuel du site est une étape qualitative visant à identifier et à décrire les relations sources-milieu-cibles :

- ***Le milieu :*** les nappes présentes sous le terrain de dépôt ne sont pas exploitées pour un usage en eau potable dans un rayon d'au moins 10 km autour du site. Les eaux superficielles ne sont pas utilisées pour la production en eau potable. Pour ces raisons, le seul milieu considéré est celui que constituent les déchets déposés sur le site.
- ***Les mécanismes de transfert des polluants – transferts sources-milieu-cibles :*** bien qu'une couverture de terre propre soit prévue sur l'ensemble du terrain, et dans une approche sécuritaire, l'évaluation détaillée des risques a été pris en compte dans le cadre d'une part d'un usage agricole avec :
    1. Le contact cutané avec les boues polluées par des métaux.
    2. L'inhalation de poussières remises en suspension à partir des boues polluées.
    3. L'ingestion des boues polluées.

4. L'accumulation des métaux dans les fruits et légumes cultivés sur les boues. Ces derniers sont ensuite consommés par les habitants de la région.

et/ou élevage futur du terrain de dépôt avec :

1. L'accumulation de métaux dans les tissus musculaires de vache suite à l'ingestion de végétation et de boues contaminées. Cette viande bovine est ensuite consommée par les habitants.
2. L'accumulation de métaux dans le lait de vache suite à l'ingestion de végétation et de boues contaminées. Le lait de vache est ensuite consommé par les habitants.

Des modèles mathématiques simples sont utilisés pour simuler les phénomènes d'accumulation des métaux dans le bétail élevé sur le terrain de dépôt.

Les investigations effectuées sur le site ont identifié que les polluants susceptibles de causer un risque pour les futurs usages du site sont les métaux qui ont été analysés dans plusieurs échantillons avec des valeurs supérieures à la valeur de définition de source. Il s'agit du Cadmium, du Cuivre, du Plomb et du Zinc (Tableau **34**)

Tableau 34 : Concentration de métaux en mg/kg.

Composés	**Concentration Moyenne**
Cadmium	28 (**cancérigène**)
Cuivre	216
Plomb	518
Zinc	2256

Deux types de cibles ayant accès au site dans le cadre d'un ***usage agricole*** ou d'un ***élevage*** ont été considérés dans le cadre de cette étude :

❶ Les personnes (adultes) travaillant sur les terres cultivées sur le site de manière régulière : 8h/150j/an pour 25 ans.

❷ Les personnes (adultes et enfants) consommant des produits agricoles du site. La fréquence de consommation est de 350 j/an pour une durée de 25 ans.

Le tableau 1 annexé fournit les hypothèses de l'exposition humaine, en fonction des *scenarii*, relatives aux cibles prises en compte dans cette étude. Il s'agit d'une population comprenant des adultes et des enfants. Le tableau 35 résume les voies d'exposition pour les usagers (adulte et enfant) du site.

Tableau 35 : Voies d'exposition pour les usagers (adulte et enfant) du site.

Voies d'exposition	**Culture**		**Elevage**	
	Adulte	**Enfant**	**Adulte**	**Enfant**
Contact cutané	☑			
Inhalation poussières	☑			
Ingestion de sol/boue	☑			
Consommation de légumes	☑	☑		
Consommation de viande bovine			☑	☑
Consommation de lait de vache			☑	☑

L'estimation de l'exposition comporte deux étapes :

- estimation des concentrations d'exposition là où la cible est exposée (concentration du composé chimique dans les sols, dans les végétaux, dans les animaux), et,
- estimation de la dose journalière d'exposition (DJE), qui considère la concentration d'exposition, les paramètres physiologiques de l'individu exposé et la fréquence d'exposition.

Les concentrations aux points d'exposition ont été estimées à l'aide de modèles simples de transfert à partir des concentrations établies comme représentatives de l'état des boues du terrain de dépôt. Les modèles de calcul de la concentration d'exposition sont détaillés en Annexe.

Ils prennent en compte les propriétés physico-chimiques des polluants permettant de définir leur comportement et leur transfert vers la cible (facteur de bioconcentration dans les végétaux, facteur de biotransfert dans les animaux,..). Les propriétés physico-chimiques des composés sont données dans le Tableau 2 annexé.

Le calcul de la dose journalière d'exposition considère la concentration d'exposition et les paramètres physiologiques de l'individu exposé (volume d'air inhalé par jour, durée d'exposition, poids de l'individu, fréquence l'exposition,...).

Les modèles de calculs utilisés sont dérivés des modèles de calculs d'exposition de I'USEPA et de I'ASTM (American Society for Testing and Materials). Ils sont détaillés en annexe.

L'évaluation de la toxicité des substances permet d'établir les doses admissibles envers la santé humaine. Il existe 2 catégories ; i) les substances cancérigènes (certains métaux) et ii) les substances non-cancérigènes. Certaines substances peuvent avoir des effets cancérigènes et non-cancérigènes, exemple du cadmium.

Les ERU et les DJA sont issus de sources telles que l'INERIS, le Ministère de l'Environnement, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ou les bases de données de I'USEPA. Les sources d'informations utilisées pour l'évaluation de la toxicité sont précisées dans le Tableau 3 annexé fournissant les valeurs des DJA et des ERU.

L'étape finale de l'évaluation des risques est la caractérisation des risques. Cette étape consiste en une estimation des risques et une comparaison de ces risques avec un niveau de risque jugé acceptable. L'estimation des risques a été effectuée en combinant les doses journalières d'exposition et les paramètres de toxicité des substances. Il s'agit d'établir les doses admissibles envers la santé humaine. Il existe deux catégories :

- Pour les ***substances non-cancérigènes***, le risque s'exprime par un indice de risque (lR) :

$$IR = \frac{DJE}{DJA}$$

1. Si IR<1 : le risque de toxicité est considéré comme acceptable,
2. Si IR>1 : risque de toxicité est considéré comme inacceptable.

Les indices de risques sont calculés pour chaque substance et pour chaque voie d'exposition.

- Pour les ***substances cancérigènes*** (cas du Cadmium), le risque est exprimé par l'excès de risque individuel (ERI) qui représente la probabilité d'occurrence d'un cancer durant la vie d'un individu exposé :

$$ERI = DJE.ERU$$

Les ERI sont comparés à une probabilité considérée comme présentant un risque acceptable d'augmentation de la probabilité d'occurrence d'un cancer chez l'individu exposé. Le Ministère de l'Environnement préconise que pour la survenue d'un cancer d'une probabilité de :

1. Si 1/10 000 : le risque cancérigène est jugé comme «certainement inacceptable »,
2. Si 1/1 000 000 : le risque cancérigène est jugé comme «certainement acceptable ».

Dans cette étude il a été retenu une probabilité de 1/100 000 :

1. Si ERI <1/100 000 : le risque cancérigène est acceptable,
2. Si ERI >1/100 000 : risque cancérigène est inacceptable.

   Les ERI sont calculés pour chaque substance et pour chaque voie d'exposition.

Résultats

L'évaluation détaillée des risques pour la santé humaine sur la décharge communale d'Annaba été réalisée selon la méthodologie décrite précédemment et pour deux types de *scenarii* : usage et élevage. Les deux *scenarii* sont différents par leurs voies d'exposition.
Dans le cadre du scénario ***"agricole"***, l'exposition des individus se divise en deux étapes :

1. lors d'activité agricole : inhalation de poussières, ingestion de sol et contact cutané avec les boues,
2. suite à l'ingestion de végétaux cultivés sur les boues.

Dans le cadre du scénario ***"élevage"***, l'exposition des individus se limite à l'ingestion de viande bovine et à l'ingestion de lait de vache. Les animaux sont eux-mêmes exposés par 'ingestion de sol et de végétaux contaminés par les boues.

1. Evaluation des risques pour un usage agricole :

La méthodologie suivie ainsi que les équations utilisées dans cette évaluation sont présentées en Annexe.

1.1. Lors d'activité agricole : Les doses journalières d'exposition (DJE) sont estimées sur la base des concentrations observées dans les boues, du taux d'ingestion et d'inhalation, de la fréquence d'exposition et du poids du corps. Le

Tableau 36 fournit les DJE pour une exposition pour les adultes. La comparaison des DJE avec les DJA pour les composés non cancérigènes et avec les ERU pour les composés cancérigènes (seul le cadmium est considéré comme cancérigène par voie d'inhalation) permet d'estimer le risque. Le Tableau 36 fournit le détail des résultats de l'estimation des risques.

Tableau 36 : Évaluation des risques pour un « usage agricole » : Scénario « usage agricole » : Lors d'activité agricole.

Composés	Adulte		
	DJE ingestion boues (mg/kg.j)	**DJE** contact cutané (mg/kg.j)	**DJE** inhalation poussières (mg/kg.j)
Cadmium	1,92 e^{-5}	1,58 e^{-5}	2,68 e^{-7}
Cuivre	1,48 e^{-4}	1,22 e^{-5}	2,07 e^{-6}
Plomb	3,55 e^{-4}	2,92 e^{-5}	4,97 e^{-6}
Zinc	1,55 e^{-3}	1,27 e^{-4}	2,16 e^{-5}

Composés	Adulte				
	IR ingestion boues	**IR** contact cutané	**IR** inhalation poussières	**IR** total	**ERI** inhalation poussières
Cadmium	1,92 e^{-2}	1,58 e^{00}	2,68 e^{-4}	1,59 e^{00}	9,67 e^{-7}
Cuivre	2,96 e^{-4}	2,43 e^{-5}	2,07 e^{-3}	2,39 e^{-3}	
Plomb	1,01 e^{-1}	8,35 e^{-3}	4,97 e^{-3}	1,15 e^{-1}	
Zinc	1,55 e^{-3}	2,11 e^{-3}	2,16 e^{-2}	2,52 e^{-2}	

Les résultats montrent que les risques liés à l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané (pour chacune des voies et pour la somme des voies d'exposition) sont acceptables pour le cuivre, le plomb et le zinc. Le risque lié à l'ingestion et l'inhalation de cadmium est acceptable. Le risque lié au contact cutané avec le cadmium est inacceptable, en ce qui concerne ses effets non cancérigènes. Le risque lié à l'inhalation de poussières de cadmium, en tant que composé cancérigène, est acceptable, en effet l'excès de risque unitaire est inferieur à 1.10^{-5}. A titre indicative, le Tableau 37 résume les indices de risque cumulés pour les trois voies d'exposition.

Tableau 37 : Indices de risque cumulés pour les trois voies d'exposition

	Adulte	
Composé	**IR**	**ERI**
Cadmium	**1,6***	$9{,}67.10^{-7}$
Cuivre	0,0024	
Plomb	0,115	
Zinc	0,025	

* indices de risques inacceptables, c'est-à-dire supérieurs à 1.

Les risques de chaque composé non-cancérigène sont examinés de façon individuelle car les composés étudiés n'ont pas la même action toxique, ni les mêmes organes cibles. Le risque cancérigène est acceptable.

1.2. Consommation de légumes cultivés sur le dépôt

L'évaluation des doses journalières d'exposition nécessite l'estimation des concentrations en polluants dans les végétaux. Elle prend en compte les propriétés physico-chimiques des composés, en particulier le facteur de bioconcentration dans les plantes. L'estimation des concentrations de métaux dans les plantes est donnée dans le tableau 38

Tableau 38 : Estimation des concentrations dans les légumes

Composés	**Concentration dans les légumes feuille** (mg/kg poids sec)	**Concentration dans les légumes racine** (mg/kg poids sec)
Cadmium	4,20 E+00	1,96E+01
Cuivre	3,24E+00	6,47E+00
Plomb	5,18 E+01	1,55E+01
Zinc	2,26E+02	9,02E+02

Les doses journalières d'exposition sont estimées sur la base des concentrations estimées dans les végétaux, de taux d'ingestion de légumes, de la fréquence d'exposition et du poids du corps. La comparaison des DJE avec les DJA pour les composés non cancérigènes permet d'estimer le risque. Le Tableau 39 fournit le détail des doses d'exposition et des risques estimés.

Tableau 39 : Dose Journalière d'Exposition / Évaluation des risques pour un « usage agricole »

Scénario « usage agricole » : Ingestion de légumes

Composés	Adulte **DJE** ingestion végétaux (mg/kg.j)	Enfant **DJE** ingestion végétaux (mg/kg.j)	Adulte IR ingestion végétaux	Enfant IR ingestion végétaux
Cadmium	1,37 e^{-2}	3,19 e^{-2}	1,37 e^{+1}	3,19 e^{+1}
Cuivre	5,35 e^{-3}	1,19 e^{-2}	1,07 e^{-2}	2,38 e^{-2}
Plomb	9,55 e^{-3}	2,32 e^{-2}	2,73 e^{00}	6,44 e^{00}
Zinc	6,44 e^{-1}	1,49 e^{00}	6,44 e^{-1}	1,49 e^{00}

Le Tableau 40 résume les indices de risque pour la voie d'exposition «ingestion de légumes».

Tableau 40 : Indices de risque pour usage agricole – Ingestion de légumes

	Adulte			Enfant		
Composé	**IR Légume feuille**	**IR Légume racine**	**IR**	**IR Légume feuille**	**IR Légume racine**	**IR**
Cadmium	**1,91***	**11,7***	**13,7***	**3,09***	**28,8***	**31,9***
Cuivre	0,00295	0,0077	0,0107	0,00476	0,019	0,0238
Plomb	0,0674	**2,66***	**2,73***	0,11	**6,53***	**6,64***
Zinc	0,103	0,54	0,645	0,16	**1,33***	**1,49***

* indices de risque inacceptables, c'est-à-dire avec IR supérieurs à 1.

Les résultats montrent que les risques liés à l'ingestion de végétaux contaminés par des métaux ne sont pas acceptables pour le plomb, le cadmium et le zinc ; en effet les indices de risque sont supérieurs à l. Les risques sont plus élevés pour l'ingestion de légumes à racines que pour les légumes à feuilles.

Les risques de chaque composé non-cancérigène sont examinés de façon individuelle car les composés étudiés n'ont pas la même action toxique, ni les mêmes organes cibles. Les risques liés au cadmium et au plomb sont élevés. Le risque lié à l'ingestion de légumes racines contaminés par le zinc est aussi légèrement supérieur à 1 chez l'enfant.

2. Evaluation des risques dans le cas d'un élevage :

L'évaluation des doses journalières d'exposition nécessite l'estimation des concentrations en polluants dans les tissus musculaires du bœuf et dans le lait de vache. Elle prend en compte les propriétés physico-chimiques des composés, en particulier leur facteur de bio transfert dans les bovins.

L'estimation des concentrations en métaux dans les tissus musculaires et dans le lait de vache est donnée dans le Tableau 41. Les concentrations dans la vache sont estimées à partir d'un taux d'ingestion d'herbe contaminée, d'un taux d'ingestion de boues et d'une fraction du temps passé sur le terrain.

Tableau 41 : Estimation des concentrations dans les Vaches (mg/kg).

Composés	**viande**			Lait		
	Conc dans la viande suite à l'ingestion de plante	**Conc dans la viande suite à l'ingestion de boues**	**Conc totale dans la viande**	**Conc dans la lait suite à l'ingestion de plante**	**Conc dans la lait suite à l'ingestion de boues**	**Conc totale dans le lait**
Cadmium	1,97E-2	1,01E-2	2,98E-2	4,91E-2	2,52E-2	7,43E-2
Cuivre	3,41E-1	1,75E+0	2,09E+0	5,68E-2	2,91E-1	3,48E-1
Plomb	2,43E-3	1,87E-1	1,89E-1	1,82E-3	1,40E-1	1,42E-1
Zinc	2, 64E-2	2, 03E+2	2, 03E+2	2, 64E+1	2, 03E+1	4, 67E+1

Les doses journalières d'exposition sont estimées sur la base des concentrations estimées dans les bovins, de taux d'ingestion, de la fréquence d'exposition et du poids du corps. La comparaison des DJE avec les DJA pour les composés non cancérigènes permet d'estimer le risque. Le Tableau 42 fournit le détail des résultats de l'estimation des risques.

Tableau 42 : Dose Journalière d'Exposition / Évaluation des risques pour un Scénario Élevage.

Composés	Adulte		Enfant	
	DJE ingestion viande (mg/kg.j)	**DJE** ingestion lait (mg/kg.j)	**DJE** ingestion viande (mg/kg.j)	**DJE** ingestion lait (mg/kg.j)
Cadmium	$9{,}50\ e^{-5}$	$2{,}38\ e^{-4}$	$1{,}90\ e^{-4}$	$4{,}75\ e^{-4}$
Cuivre	$6{,}68\ e^{-3}$	$1{,}67\ e^{-2}$	$1{,}34\ e^{-2}$	$3{,}34\ e^{-2}$
Plomb	$6{,}04\ e^{-4}$	$1{,}51\ e^{-3}$	$1{,}21\ e^{-3}$	$3{,}02\ e^{-3}$
Zinc	$1{,}49\ e^{00}$	$3{,}73\ e^{00}$	$2{,}99\ e^{00}$	$7{,}46e^{00}$

Composés	Adulte			Enfant		
	IR Ing. viande (mg/kg.j)	**IR** Ing. lait (mg/kg.j)	**IR total**	**IR** ing. viande (mg/kg.j)	**IR** Ing. lait (mg/kg.j)	**IR total**
Cadmium	$4{,}75\ e^{-2}$	$1{,}19\ e^{-1}$	$1{,}67\ e^{-1}$	$9{,}50\ e^{-2}$	$2{,}38\ e^{-1}$	$3{,}33\ e^{-1}$
Cuivre	$6{,}70\ e^{-3}$	$1{,}67\ e^{-2}$	$2{,}34\ e^{-2}$	$1{,}34\ e^{-2}$	$3{,}34\ e^{-2}$	$4{,}68\ e^{-2}$
Plomb	$8{,}65\ e^{-2}$	$2{,}16\ e^{-1}$	$3{,}02\ e^{-1}$	$1{,}73\ e^{-1}$	$4{,}32\ e^{-1}$	$6{,}04\ e^{-1}$
Zinc	$7{,}45\ e^{-1}$	$1{,}87\ e^{00}$	$2{,}61\ e^{00}$	$1{,}50\ e^{00}$	$3{,}73\ e^{00}$	$5{,}23\ e^{00}$

Le Tableau 43 résume les indices de risque pour les composés non cancérigènes **Tableau 43**.

Tableau 43 : Indices de risque - élevage

	Adulte			Enfant		
Composé	**IR Ingestion viande**	**IR Ingestion lait**	**IR**	**IR Ingestion viande**	**IR Ingestion lait**	**IR**
Cadmium	0,0475	0,119	0,167	0,095	0,238	0,333
Cuivre	0,0067	0,0167	0,0234	0,0134	0,0334	0,0468
Plomb	0,0865	0,216	0,302	0,173	0,432	0,604
Zinc	0,745	**1,87***	**2,61***	**1,5***	**3,73***	**5,23***

* indices de risque inacceptables, c'est-à-dire avec IR supérieurs à 1.

Les résultats montrent que les risques liés à l'ingestion de viande bovine et de lait de vache sont inacceptables pour le zinc; en effet les indices de risque sont supérieurs à 1.
La voie d'exposition principale est l'ingestion de lait de vache.

Comparaison des résultats de l'analyse en composantes principales et l'analyse hiérarchique :

L'analyse en composantes principales donne plus de détails sur les groupes de variables (facteurs) et les variables correspondantes (les municipalités). Elle donne le poids de chaque groupe de variables (facteurs) reflété par la valeur de la variance et présente l'importance et la priorité de chaque facteur. Par conséquent, les résultats de l'analyse ACP peuvent être appliqués pour la formulation des programmes de stratégie prioritaire pour gérer le problème de l'eau dans les zones géographiques déterminées. Toutefois, l'analyse Cluster peut être utilisée comme un outil exploratoire pour enquêter sur la hiérarchie et les formes de cas et de groupes possibles ainsi que de leurs variables correspondantes.

Les conclusions de l'analyse des données en utilisant les techniques connexistes, statistiques de base, l'analyse multivariée et l'évaluation du risque pour la santé peut être résumée comme suit :

- Les résultats obtenus dans l'analyse ANN indiquent qu'un modèle Perceptron multicouche (MLP) s'avère être la meilleure structure ANN pour modéliser et prédire la relation entre la quantité et la qualité des eaux souterraines d'une part et les catégories de variables indépendantes, d'autre part. Ces catégories sont d'ordre socio-économique, les pressions de pollution, l'état de qualité de l'eau, l'impact de la réponse des gestionnaires. Les réseaux MLP permettent également de caractériser et de hiérarchiser les variables en vigueur dans chaque catégorie.
- La caractérisation des paramètres prioritaires des variables socioéconomiques indiquent que les gestionnaires de l'eau et les planificateurs devraient inclure dans leur politique la gestion de la demande en eau autant, sinon plus, que la gestion de l'offre. Complémentaire aux politiques de l'offre (barrages, pompages, transferts, adductions et dessalement), la gestion de la demande en eau vise en effet à réduire les pertes physiques et économiques, et à mieux satisfaire les besoins des populations, économiques et environnementales (en quantité et en qualité) des générations actuelles et futures.

  Selon un scénario du Plan Bleu, la gestion de la demande en eau pourrait permettre de récupérer 70,4 km^3 d'eau d'ici à 2025 par réduction des pertes et l'amélioration des efficiences, d'éviter d'aggraver des problèmes déjà constatés comme la dégradation des réseaux faute de systèmes appropriés de gestion et de recouvrement des coûts.

Dans notre étude c'est le facteur rôle de la femme qui représente la première priorité, suivi par les fuites d'eau. Une démarche participative et responsabilisante des femmes pourrait aider à mieux utiliser la ressource. Des mesures de réhabilitation et de recherche des fuites sur les réseaux, l'instauration d'une tarification progressive mettant à contribution les consommateurs, devrait également diminuer la croissance de la demande en eau.

- La sélection des paramètres déterminants de la pollution des eaux souterraines aide les gestionnaires de l'eau et les planificateurs à prendre des mesures préventives fondées sur des politiques de gestion de l'eau souterraine au lieu de techniques d'ingénieries assez onéreuses existantes fondées sur des actions de protection des eaux. L'accent devrait être mis sur les eaux usées industrielles comme source de pollution la plus influente en renforçant les normes et réglementations et en mettant en place des dispositifs de suivi et des systèmes de pénalités. Le deuxième facteur à prendre en considération dans le cadre de la pollution c'est l'intrusion marine qui peut être évité en exploitant les nappes d'eaux souterraine avec modération et mettant en place des périmètres de protection.

- La définition des paramètres pertinents de la qualité de l'eau, qui influencent l'attrait des utilisateurs, met en évidence l'interaction qualité-quantité des eaux souterraines et permet d'ajuster les paramètres les uns aux autres pour progresser vers la fourniture de quantités d'eau appropriées avec une qualité convenable. Le paramètre chlorure, ressort comme facteur principale de la dégradation des eaux, ce qui implique que des mesures adéquates devraient être prises pour stopper cette dégradation.

- Il ressort de l'analyse de la catégorie réponse des gestionnaires que les deux paramètres prioritaires restent la sensibilisation et l'efficacité des systèmes d'information. Effectivement, Le manque d'acteurs professionnels de bon niveau et de données fiables pour agir et analyser la situation constituent un obstacle à la prise de décision. Il est donc nécessaire de s'engager à mobiliser les meilleures techniques, à afficher un cadre clair précisant leur rôle vis-à-vis des autres acteurs et à établir des contrats fixant clairement les objectifs et les responsabilités.

  La diversité des moyens aide donc à mieux appréhender les problèmes mais faut il encore que les connaissances sur l'eau soient bonnes et suffisantes. Pour ce faire, il est

indispensable de mener des campagnes de sensibilisation et d'éducation ainsi que des actions conjuguées et de mettre en place des guides pratiques par type d'usagers.

- La décharge d'Annaba est l'une des nombreuses décharges non contrôlées de l'Algérie. Le site reçoit près de 200 tonnes/jour de déchets solides d'origines urbaine et industrielle stockés directement sur le sol. Connue sous le nom de Berka Zerga, elle est située à 15 km à l'ouest de la ville, dans un environnement très vulnérable (proximité du lac Fetzara, présence d'un réseau urbain assez dense, activité agricole intense etc…). La décharge occupe la vallée de l'oued El Ghereg qui débouche sur la plaine alluviale de l'oued Zied. Cette dernière est exploitée essentiellement pour l'élevage et les activités agricoles. Plusieurs habitations sont implantées à l'intérieur même de la décharge et en aval de cette dernière. Les eaux de surface et le lixiviat qui s'écoulent sur la zone de la décharge se jettent dans l'oued Zied, qui débouche dans le lac Fetzara, un écosystème protégé, depuis 2006, par la convention de Ramsar. Les investigations effectuées sur le site ont permis d'identifier les polluants susceptibles de causer un risque sur la santé humaine, ce sont le Cadmium, le Cuivre, le Plomb et le Zinc.
- La démarche adoptée, inspirée des travaux de l'USEPA, permet d'estimer les risques sur la santé humaine et de proposer des solutions de réhabilitation. Les communes de Sidi Salem, El Bouni, El Hadjar, Annaba sont caractérisées par leur besoin en ressources supplémentaires sous forme d'adduction d'eau. Elles se distinguent aussi par leurs pollutions anthropiques significatives générées par les activités socio-économiques. Ainsi les communes de Sidi Salem et d'Annaba sont différenciées, respectivement par les eaux usées industrielles et domestiques et les communes d'El Bouni, El Hadjar et Sidi Amar sont caractérisées par l'intrusion marine et la forte concentration en Cl. Ces dernières sont également marquées par les quantités importantes de fuites d'eau.
- Les communes de Fedaoui Moussa, Chaibi Larbi, Selmoun, Derraji Rejem, El Karma, El Harrouchi se distinguent par les teneurs en nitrates élevées en raison de l'activité agricole. Elles se caractérisent aussi par l'occupation des sols.

Références bibliographiques

Banque Africaine de Développement. Fonds Africain de Développement, (2000) :- Politique de gestion intégrée des ressources en eau. OCOD. 94p.

Blinda, M. et Thivet, G., (2009) :- Ressources et demandes en eau en Méditerranée : situation et perspectives, Sécheresse vol. 20, n° 1, p. 9-16

Burton, J. (2001). La gestion intégrée des ressources en eau par bassin, manuel de formation, Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie.

Clements, J.T., Creager, C.S., Beach, A.R., Butcher, J.B., Marcus, M.D. et Schueler, T.R. (2000) :- Un cadre pour la gestion par bassin versant tiré de l'expérience des États-Unis, Water Environment Research Foundation et Réseau Environnement, Montréal, 164 p.

Costanza, R., (1992):- Towards an Operation Definition of Ecosystems Health.In R. Constanza, B. G.

De Bentré, A-L. MAGHREB : Le defi de la soif, (en ligne) http://mediterraneen.crdp-aix-marseille.fr/mediter1/maghreb.htm

European Commission, 2002. Towards Environmental Performance Indicators for the European Union (EU). A European system of environmental indicators, First Publication.

Gangbazo, G. et Babin, F. (2000) :- Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles, Vecteur Environnement, vol. 33, n° 4, p. 47-57.

Greeuw, S., Kok, K. and Rothman, D., (2001):- Factors Actors Sectors and Indicators. International Center for Integrative Studies (ICIS). Working paper I01-E004. Maastricht University, Maastricht, the Netherlands.

Hani, A., Djabri, L., Mania, J., et Mudry, J., 2002. Impacts de la surexploitation de l'eau souterraine sur l'aquifère dunaire de Bouteldja, Algérie. Revue *VECTEUR environnement,* volume 35, numéro 6, novembre 2002. 66-71.

Hani, A., Lallahem, S., Mania, J., Djabri, L. & Kachi, S., 2003. Impact of aquifer intensive use on groundwater quality and on wetlands on coastal aquifer. Technologie de l'Intrusion d'eau de mer dans les nappes aquifères côtières : Pays méditerranéens, TIAC'03, Mars 2003, Alicante (Espagne). IGME. Madrid 2003. ISBN. 84-7840-470-8. 777-784.

Kelly, K. L., (1998):-A Systems Approach to Identifying Decisive Information for Sustainable Information. European Journal of Operational Research 109, 452-464.

Norton, and B. D. Haskell (Ed.). Ecosystem Health. New Goals for Environmental Management. Island Press, Covelo, California, USA, pp. 239 – 256.

Plan Bleu, (Janvier 2003) :- Commission Méditerranéenne du Développement Durable, résultats du Forum de Fiuggi sur les "Avancées de la gestion de la demande en eau en Méditerranée" Constats et Propositions

PNUE/PAM-Plan Bleu, (2009) :- Etat de l'environnement et du développement en Méditerranée. PNUE/PAM-Plan Bleu, Athènes.

PNUE/PAM-Plan Bleu, Ulmann, B., (2008) :- Plan Bleu Dossier de Presse. 11p.

République Algérienne Démocratique et Populaire, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (2003) :-Rapport sur l'état et l'avenir de l'environnement, 463p.

Rivm, (1995):- A General Strategy for Integrated Environmental Assessment at the European Environment Agency. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.

Ruf, T. et Valony, M-J., (2007) :- Les contradictions de la gestion intégrée des ressources en eau dans l'agriculture irriguée méditerranéenne, Synthèse Pression sur les ressources et développement durable, Cahiers Agricultures vol. 16, n° 4, p. 294-300

Thibault, H-L., (2009) :- Conférence «Crise alimentaire et raréfaction de l'eau au Maghreb» Salon international de l'agriculture de Paris. Les arbitrages concernant l'eau agricole dans un contexte de raréfaction de la ressource.

CONCLUSIONS GENERALES

La plaine de Annaba est constituée par des sédiments mio-plio-quaternaires comblant une zone d'effondrement. Les travaux réalisés dans la région ont montré qu'il existait deux fosses séparées par un haut-fond qui porte la butte de Daroussa :

- la fosse Ben-Ahmed , orientée S-N,
- la fosse Ben-M'hidi , orientée SW-NE.

Le remplissage de ces fosses comporte plusieurs horizons aquifères lenticulaires à continus sur toute l'étendue des plaines d'Annaba. Ces formations sont très variées tant par la dimension des grains que par la géométrie des couches conférant aux matériaux des propriétés hydrauliques différentes dans l'espace. Dans ce remplissage hétérogène on distingue 2 principales nappes; la nappe superficielle contenue dans les argiles sableuses et la nappe des graviers. Ces deux nappes sont largement exploitées par de nombreux ouvrages de captage destinés à l'alimentation des populations et pour répondre aux besoins de l'industrie et de l'agriculture. Cependant, l'évaluation des transferts hydrauliques à l'intérieur de ces bassins, à partir de la mesure ou de l'estimation des débits qu'ils soient entrants ou sortants, reste difficile à cerner. Pour ce faire, nous tenterons dans le chapitre II d'évaluer les principaux termes du bilan et d'appréhender l'hétérogénéité de la répartition spatiale et temporelle de la recharge des nappes.

L'utilisation du krigeage associé aux régressions et aux réseaux de neurones artificiels et du cokrigeage pour l'estimation des transmissivités en n'importe quel point du système aquifère d'Annaba à partir de valeurs facilement accessibles (résistance transversale et débit spécifique) a permis l'identification de deux grandes classes :

- la première, correspondant aux plus faibles valeurs de transmissivité est formée par les secteurs à passées graveleuses de la bordure Ouest de la plaine d'Annaba et sur le prolongement du horst de Daroussa ;
- la deuxième caractérisée par les plus fortes valeurs, se localise le long de la vallée de la Seybouse et coïncide avec l'axe de la fosse de Ben-Ahmed.

Les résultats obtenus sous forme de cartes des moyennes des transmissivités et de leur variance ont servis de champs d'entrée lors du calage du modèle numérique des écoulements souterrains et pour éviter les simulations redondantes. En effet par cette approche, on cherche à minimiser l'écart entre la piézométrie calculée par le modèle et la piézométrie mesurée en contraignant les paramètres structuraux à rester dans les limites fixées par l'approche probabiliste.

Les réseaux de neurones associés au krigeage et, à un degré moindre, le cokrigeage donnent les meilleurs résultats en fournissant des valeurs moyennes par maille les plus proches des résultats de la simulation numérique. Les deux méthodes exploitent un minimum d'hypothèses et à l'inverse de la méthode régressive, insèrent directement les variabilités spatiales de toutes les variables.

L'analyse des données hydrochimiques identifie trois processus responsables de la salinisation des eaux souterraines : l'intrusion d'eau marine dans la nappe ; la dissolution des formations en place et le retour des eaux d'irrigation.

Les eaux de la nappe sont divisées en trois groupes, en fonction de leur composition chimique. Dans la partie amont de la nappe, les fluctuations de la salinité sont dues principalement au phénomène de dissolution/précipitation des formations gypsifères de la formation réservoir (groupe III). Celles des échantillons du groupe II sont liées à l'effet de l'évaporation capillaire et au mouvement de retour des eaux d'irrigation au cours des périodes sèches. Ces derniers groupes sont le siège de réactions d'échange ionique, particulièrement dans la partie sud de la zone d'étude, et de réactions de mélange par les eaux d'irrigation. Ainsi, ces zones sont des aires de recharge préférentielle, où l'écoulement vertical est facile et plus ou moins rapide, et l'épaisseur de la zone non saturée est faible.

L'anomalie de forte salinité observée sur la carte de salinité au niveau de la zone côtière est expliquée par une contamination de la nappe par les eaux de mer. Cette hypothèse est justifiée par les fortes teneurs en chlorures et la présence des réactions d'échange ionique inverse, qui sont caractéristiques des mouvements de mélange des eaux marine avec les eaux douces.

Les prévisions pour l'année 2035 dans les mêmes conditions climatiques et d'exploitation qu'en 2005 nous permettent de prédire l'étendue du front salé. Ce dernier avancerait à l'intérieur des terre de 200 à 300 m en bordure Est, de 500 m au centre de la plaine et atteindrait 1500 m plus à l'ouest de la plaine.

L'élaboration d'un modèle conceptuel de gestion intégrée de la ressource en eau de la plaine d'Annaba indique que les paramètres prioritaires des variables socio économiques est d'inclure dans les politiques la gestion de la demande en eau autant, sinon plus, que la gestion de l'offre. Complémentaire aux politiques de l'offre (barrages, pompages, transferts, adductions et dessalement), la gestion de la demande en eau vise en effet à réduire les pertes physiques et économiques, et à mieux satisfaire les besoins des populations, économiques et environnementales (en quantité et en qualité) des générations actuelles et futures.

Les analyses statistiques multi variées ont permis de regrouper les communes selon leur besoins et leur environnement, il en ressort que les communes de Sidi Salem, El Bouni, El Hadjar, Annaba sont caractérisées par leur besoin en ressources supplémentaires sous forme d'adduction d'eau. Elles se distinguent aussi par leurs pollutions anthropiques significatives générées par les activités socio-économiques. Ainsi les communes de Sidi Salem et d'Annaba sont différenciées, respectivement par les eaux usées industrielles et domestiques et les communes d'El Bouni, El Hadjar et Sidi Amar sont caractérisées par l'intrusion marine et la forte concentration en Cl. Ces dernières sont également marquées par les quantités importantes de fuites d'eau.

Les communes de Fedaoui Moussa, Chaibi Larbi, Selmoun, Derraji Rejem, El Karma, El Harrouchi se distinguent par l'occupation des sols.

ANNEXE :
Evaluation des risques sur la santé humaine

HYPOTHESES D'EXPOSITION HUMAINE

Le tableau 1 fournit les hypothèses de l'exposition humaine, en fonction des scenarii, relatives aux cibles prises en compte dans cette étude. Il s'agit d'une population comprenant des adultes et des enfants.

Tableau 1. Hypothèses d'exposition humaine

Paramètres	Notation	CULTURES			ELEVAGE	
		Activités agricoles	Ingestion légumes		Activités agricoles	Ingestion légumes
		adulte	adulte	enfant	adulte	enfant
Taux d'ingestion de sol (mg/j)	IR	100				
Poids (kg)	BW	60	60	15	60	15
Fréquence d'exposition (j/an)	EF	150	350	350	350	350
Durée d'exposition (ans/vie)	ED	25	25	5	25	5
Durée d'une vie (j)	L	25550	25550	25550	25550	25550
Surface corporelle (cm^2)	SA	16467				
Adhérence sur peau (mg/cm^2)	SL	1				
Fraction de la peau exposée	FS	50%				
Biodisponibilité	O	1				
Facteur climatique	Z	1				
Concentration en poussières (mg/m^3)	PM_O	0,07				
% Particules de sol en poussières	F_{sd}	100%				
Fraction du temps sur le terrain	t_O	100%				

Taux d'inhalation (m^3/j)	B_O	20				
Taux d'ingestion (kg/j)	V_R	0,075	0,075	0,046		
Fraction de végétaux racines qui proviennent du site	HG_R	0,5	0,5	0,5		
Taux d'ingestion de feuille (kg/j)	V_{NR}	0,057	0,057	0,023		
Fraction de végétaux feuilles qui proviennent du site	HG_{NR}	0,5	0,5	0,5		
Taux d'ingestion de viande bovine (kg/j)	IRboeuf				0,2	0,1
Taux d'ingestion de sol (mg/j)	IR	100				

DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES

Les propriétés physico-chimiques des polluants permettent de définir leur comportement et leur transfert vers la cible (facteur de bioconcentration dans les végétaux, facteur de biotransfert dans les animaux,..). Les propriétés physico-chimiques des composés sont données dans le tableau 2.

Tableau 2. Données Physico-chimiques.

Composés	**BCF Feuille poids sec (mg/kg)/(mg/kg)**	**Réf.**	**BCF racine poids sec (mg/kg)/(mg/kg)**	**Réf**	**BTF viande poids sec (mg/kg)/(mg/kg)**	**Réf.**	**BTF lait (jour/kg)**	**Réf**	**Facteur d'absorption cutanée**	**Réf.**
Cadmium	0,15	a	0,70	a	0,0004	b	0,001	c	0,01	e
Cuivre	0,015	a	0,03	a	0,009	b	0,0015	c	0,001	e
Plomb	0,001	a	0,03	a	0,0004	b	0,000	d	0,001	e

							3			
Zinc	0,1	a	0,4	a	0,1	b	0,01	d	0,001	e

BCF – facteur de bioconcentration, c'est-à-dire un coefficient de partage des métaux entre le sol & la plante.

BTF – facteur de bio transfert, c'est-à-dire un coefficient de partage des métaux entre un milieu & l'animale.

Références :

a- RIVM, Human Exposure to Soil Contamination : a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values, Rijksintituut Voor Volksgezondheid en milieu, 1994.

b- International Atomic Energy Agency, 1994 Handbook of parameter vaues for the prediction of radionuclide transfer in temperate environment. Tech. Rep. Ser. No. 364, Vienna, Austria.

c- A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides trough Agriculture. ORNL-5786 Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennesse.

d- National Council on Radiation Protection Measurement, January 1989. Screening techniques for determining Compliance with Environmental Standards, Release of Radionuclides to the atmosphere. Bethesda, Maryland.

e- United States Environmental Protection Agency, 1995. Supplemental Guidance to RAGS: Region 4 Bulletins, Human Health Risk Assessment. Waste Management Division, Office of Health Assessment.

ÉVALUATION DE LA TOXICITE DES SUBSTANCES

Il s'agit d'établir les doses admissibles envers la santé humaine. Il existe 2 catégories :

1- Les substances cancérigènes (certains métaux). Pour ces substances, il n'y a pas de doses tolérables pour lesquelles le risque est inexistant. Les critères utilisés pour l'analyse des risques sont appelés "excès de risque unitaire" (ERU) (ou "slope factors" - SF dans la terminologie anglo-saxonne) qui sont dérivés des doses d'exposition et de l'observation de l'occurrence d'une tumeur. Le ***cadmium*** est le seul composé considéré comme cancérigène par inhalation dans cette étude. Les autres métaux sont considérés conte ayant des actions non cancérigènes sur l'organisme.

2- Les substances non-cancérigènes. Pour ces substances, il est généralement admis qu'il existe un seuil d'exposition en dessous duquel il existe un risque acceptable pour la santé humaine. Ce seuil s'appelle la dose journalière admissible (DJA). Le ***cadmium***, le ***cuivre***, le ***plomb*** et le ***zinc*** sont considérés comme ayant des actions toxiques par voie orale et par inhalation.

Certaines substances peuvent avoir des effets cancérigènes et non-cancérigènes, exemple du cadmium.

Les ERU et les DJA sont issus de sources telles que l'INERIS, le Ministère de l'Environnement, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ou les bases de données de l'USEPA. Les sources d'informations utilisées pour l'évaluation de la toxicité sont précisées dans le tableau 3 fournissant les valeurs des DJA et des ERU.

Les paragraphes qui suivent décrivent de façon succincte les effets sur la santé que peuvent produire les métaux. Ces informations proviennent de I'OMS, de I'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) et de I'INRS (institut National de Recherche et de Sécurité).

Tableau 3. Données Toxicologiques.

Composés	Ingestion **DJA** poids sec (mg/kg-jour)	Réf.	**Inhalation**				**Contact cutané**	
			DJA (mg/kg-jour)	Réf.	**E**xcès de **R**isque **U**nitaire (mg/kg^{-1}-jour)	Réf.	BTF lait (jour/kg)	Réf.
Cadmium	0,001	a	0,001	a	6,3	b	0,00001	c
Cuivre	0, 5	a	0, 5	a			0, 5	a*
Plomb	0,0035	a	0,0035	a			0,0035	a
Zinc	1	a	1	a			0,06	c

Références :

a- Guidelines for drinking water quality, Scond Edition, Volume 2, Health criteria and other supporting information Organisation Mondiale de la Santé, Geneva 1996.

a*- En l'absence de données pour cette voie d'exposition, les données pour la voie d'exposition orale sont utilises.

b- IRIS – Integrated Risk Information System, US-EPA.

c- United States Environmental Protection Agency, 1995. Supplemental Guidance to RAGS: Region 4 Bulletins, Human Health Risk Assessment. Waste Management Division, Office of Health Assessment.

1. Le cadmium :

Toxicité aiguë : L'ingestion accidentelle de sels minéraux de cadmium est rapidement suivre de troubles digestifs intenses : nausées, vomissements, douleurs abdominales, diarrhées.

Toxicité chronique : Le cadmium est un toxique cumulatif, son élimination est très lente, ce qui explique l'évolution progressive des manifestations pathologiques. Les principaux organes atteints sont les reins, les poumons et le tissu osseux. De façon plus précises, les indications médicales fournies par l'INRS sont les suivantes :

- *Manifestations rénales :* le signe le plus précoce de l'intoxication au cadmium est un dysfonctionnement des tubules proximaux, se traduisant par une élévation de l'excrétion urinaire des protéines de faible masse molaire.
- *Manifestations pulmonaires :* elles sont caractérisées par un emphysème clinique et radiologique, de type centro-lobulaires ainsi que par l'apparition d'un trouble ventilatoire obstructif objectivé par les explorations fonctionnelles respiratoires.
- *Manifestations osseuses :* les pertes rénales phospho-calciques décrites ci-dessus, entraînent des lésions d'ostéomalacie se traduisant par des douleurs du bassin et des membres inférieurs avec parfois des fractures spontanées, suite à la déminéralisation diffuse du squelette, et de stries.

Cancérogenèse : Le cadmium est classé dans le Groupe l, cancérigène chez l'homme principalement par inhalation de vapeur, par le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer).

Cependant, pour toutes les études, les difficultés d'évaluation de l'exposition au cadmium et de prise en compte de facteurs contondants, tels que le tabagisme et l'exposition à d'autres substances, ne permettent pas d'imputer au seul cadmium la survenue d'un cancer.

2. Le cuivre :

Toxicité aiguë : Le cuivre est un élément essentiel pour l'homme. Cependant de très grosses doses peuvent avoir des effets sur la santé. Une exposition à long terme à des poussières de cuivre peut irriter les sinus, la bouche et les yeux et entraîner des maux de têtes, des nausées et des diarrhées.

Toxicité chronique : Une exposition à de fortes doses peut entraîner des dégâts au niveau du foie et des reins, voir même un décès.

Cancérogenèse : Le cuivre n'est pas considéré comme substance cancérigène.

3. Le plomb :

Toxicité chronique : L'absorption du plomb, et plus généralement des métaux lourds, par l'organisme, est un phénomène complexe : des fortes teneurs en métaux dans les sols ne sont pas toujours synonymes de risques importants pour la santé. En particulier, le niveau de risque dépend étroitement de la forme des métaux (sels, etc).

Une fraction du plomb est absorbée par les poumons, par le tractus gastro-intestinal ainsi que par la peau. Le plomb absorbé passe dans la circulation sanguine, où :

- environ 90% est fixé aux érythrocytes au niveau de la membrane et de l'hémoglobine ;
- environ 10% diffuse dans le plasma et le fluide extra-cellulaire.

Le plomb est ensuite distribué à divers organes et tissus.

La toxicité chronique liée au plomb est connue et décrite depuis longtemps. Une des difficultés qui demeure encore est la détermination du seuil d'apparition de certaines manifestations pathologiques pour les faibles doses. Les manifestations pathologiques du plomb sont résumées ci-après :

- hématologie : l'effet principal est une anémie qui traduit l'effet du plomb sur les enzymes de la synthèse de l'hémoglobine ;
- système nerveux : des encéphalopathies surviennent régulièrement chez des enfants ingérant de petites quantités de plomb ; ces encéphalopathies peuvent comporter des signes cliniques graves (coma) et aller jusqu'à une altération des fonctions supérieures ;
- hypertension : l'effet principal est une augmentation de la pression artérielle.

Cancérogenèse : En 1980, le CIRC a classé le plomb et ses composés inorganiques comme potentiellement cancérigènes pots l'homme (groupe 2B). Une réactualisation de ces données, en 1987, n'a pas modifié le classement.

Les enquêtes épidémiologiques récentes, en milieu professionnel, suggèrent un effet cancérogène chez l'homme. Il n'existe aucune étude ayant examiné cette relation en population générale.

4. Le zinc :

Toxicité aiguë : Lorsque le cops humain absorbe trop de zinc par ingestion d'eau ou d'aliments, il peut y avoir des conséquences sur la santé telles que des problèmes de digestion et des douleurs d'estomac.

Une absorption importante de zinc peut interférer sur le système immunitaire et peut même inhiber l'absorption de minéraux essentiels pour l'homme comme le cuivre et le fer.

Toxicité chronique : Les effets à long terme d'une exposition au zinc sont très peu connus.

Cancérocenèse : Les effets potentiellement cancérigènes du zinc sont très peu documentés.

LES MODELES DE CALCULS

Les modèles de calculs utilisés sont dérivés des modèles de calculs d'exposition de I'USEPA et de I'ASTM (American Society for Testing and Materials).

DEFINITION DES CONCENTRATIONS D'EXPOSITION

- Concentration accumulées dans les légumes :

$$C = C(sol).BCF(sol \rightarrow plante)$$

- Concentration dans les tissus musculaires de la vache :

$$C_{vache} = C_{vache\text{-}plante} + C_{vache\text{-}sol}$$

$$C_{vache\text{-}plante} = C(plante).BTF(plante \rightarrow vache)$$

$$C_{vache\text{-}sol} = C(sol).BTF(sol \rightarrow vache)$$

- Concentration dans le lait de vache :

$$C_{lait\text{-}vache} = C_{vache\text{-}plante} + C_{vache\text{-}sol}$$

$$C_{vache\text{-}plante} = C(plante).BTF(Plante \rightarrow lait\ de\ vache)$$

$$C_{vache\text{-}sol} = C(sol).BTF(Sol \rightarrow lait\ de\ vache)$$

ESTIMATION DES DOSES D'EXPOSITION (DJE)

- DJE pour l'ingestion de sol :

$$DJE = \frac{C_S.IR.0{,}000001.EF.O.Z}{BW.365}$$

- DJE pour l'inhalation des poussières :

$$DJE = \frac{C_S.B_O.0{,}000001.EF}{BW.365} \quad \text{avec} \quad B_O = C_{sol}.0{,}07.10^{-6}$$

- DJE pour l'ingestion des légumes cultivés sur les sols pollués :

$$DJE = \frac{(C_S.((F_R.V_R.HG_R) + (F_{NR}.V_{NR}.HG_{NR})))}{BW}$$

- DJE pour l'ingestion de viande bovine :

$$DJE = \frac{C(vache).IR.EF}{BW.365}$$

- DJE pour l'ingestion de lait de vache :

$$DJE = \frac{C(vache).IR.EF}{BW.365}$$

ESTIMATION DES RISQUES

- Estimation du risque non cancérigène (développement de tumeur, leucémie, …)

$$IR = \frac{DJE}{DJA}$$

- Si IR<1 : le risque de toxicité est considéré comme acceptable,
- Si IR>1 : risque de toxicité est considéré comme inacceptable.

- Estimation du risque cancérigène

$$ERI = DJE.ERU$$

- Si 1/10 000 : le risque cancérigène est jugé comme "certainement inacceptable ",
- Si 1/1 000 000 : le risque cancérigène est jugé comme "certainement acceptable ".