



Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي



**BADJI MOKHTAR ANNABA UNIVERSITY**  
**UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA**



جامعة باجي مختار عنابة

**ANNEE 2016**

**Faculté des Sciences de la Terre**

**Département de Géologie**

# **THESE**

**Présentée en vue de l'obtention du diplôme de DOCTORAT**

**INTITULE**

---

## **Modélisation de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier d'Annaba. Apport des analyses salinométriques**

---

**Option : Hydrogéologie**

**Par : AICHOURI Imen**

**DIRECTEUR DE THESE : HANI Azzedine Pr. U.B.M.A. Annaba**

**DEVANT LE JURY**

<b>PRESIDENT :</b>	<b>DJABRI Larbi</b>	<b>Pr. U.B.M.A. Annaba</b>
<b>EXAMINATEURS :</b>	<b>CHAFFAI Hicham</b>	<b>Pr. U.B.M.A. Annaba</b>
	<b>BAALI Fethi</b>	<b>Pr.U.Larbi Tebessi. Tébessa</b>
	<b>FEHDI Chemseddine</b>	<b>Pr.U.Larbi Tebessi. Tébessa</b>
	<b>DEMDOUM Salim</b>	<b>M.C.A. U. Sétif I</b>

---

## 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.

La gestion des ressources en eau dans le bassin de l'oued Seybouse est étroitement soumise à des conflits d'usage dans la région. L'augmentation rapide de la population et l'expansion des secteurs agricoles et industriels entraînent une demande toujours croissante de nouvelles ressources en eau. Dans cette recherche, le système d'évaluation et de planification de l'eau (WEAP), a été développé pour simuler les bilans hydriques actuels et évaluer les stratégies de gestion des eaux dans la région d'Annaba. WEAP traite la demande en eau et les problèmes d'approvisionnement d'une manière globale et intégrée. La méthode des scénarios permet une représentation flexible des conséquences des modes de développement alternatifs et dynamique de l'offre. Cette recherche décrit ensuite quatre scénarios alternatifs d'approvisionnement en eau pour la région étudiée : l'augmentation de l'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation, le changement climatique, et deux scénarios en combinant changement climatique et réutilisation croissante des eaux usées et modification des modes de l'agriculture pour calculer l'impact sur l'écart entre l'offre de la demande d'ici l'an 2050.

Nous présentons enfin, l'application d'un modèle non linéaire de type « Boite noire » pour la prévision hydrologique au niveau d'un bassin versant situé en zone semi-aride et méditerranéenne de l'Algérie. L'approche proposée est basée sur l'utilisation des réseaux de neurones artificiels (RNA) issues du domaine de l'intelligence artificielle et qui constituent une nouvelle approche d'approximation de systèmes complexes, particulièrement utile lorsque ces systèmes sont difficiles à modéliser à l'aide des méthodes statistiques classiques.

Les performances des RNA dans la modélisation non linéaire ont été prouvées dans plusieurs domaines de la science et de l'ingénierie. Les résultats obtenus aboutissent à de bonnes prévisions des débits journaliers par les réseaux de neurones au sein d'un bassin versant en zone semi-aride et méditerranéenne en comparaison avec d'autres modèles plus classiques (Régression linéaire multiple). Ceci confirme la généralisation de cette méthode neuronale dans la prévision hydrologique et dans tous autres types de prévision.

*Les débits simulés constituent un élément important pour la prévision des inondations et un paramètre indispensable pour la modélisation des écoulements souterrains dans la plaine d'Annaba. La station de jaugeage de Mirbeck peut constituer en effet le débit de sortie de la haute et moyenne Seybouse mais surtout le débit d'entrée au système aquifère de la plaine d'Annaba (basse Seybouse).*

**Mots clés :** La cote, Nappe profonde, Intrusion marine, Minéralisation, Chlorure, Weap, Réseaux de neurones,

---

## ABSTRACT

Annaba region which is situated in the North-East of Algeria contains in its subsoil very important resources of water, these resources represent a great interest for people supply with water for agriculture and industry. Nowadays, this site undergoes progressive anthropogenic pressure that becomes upsetting. In fact, the continued exploitation of the groundwater led to degradation in the quality of water and influenced negatively the hydrodynamic balance of the aquifer. Besides, it had another consequence which is the appearance of salty bevels threatening even with short term the exploitation of the groundwater and the good functioning of humid zones.

Based on analytical results obtained for series of sampling, of a plus or minus regular periodicity, achieved under principal networks of measures, we have tempted to identify the main factors that influence the evolution of the physico-chemical quality of waters and to delimit the advance of salty bevel.

In this research, the models of numerical simulation are proved as tools of high performance to understand the hydrodynamic functioning of aquifers of Annaba region which is situated in the North-East of Algeria, taking into account the heterogeneities of the environment. They permitted also to display a vulnerability of aquifers in the coastal sector where we observe flow entering by the sea and flux of a quite important concentration of chlorides. The negative impacts on underground waters and on ecosystems could become catastrophic if no measure is taken to deal with the problem.

The models based on networks of artificial neurons are appeared as very strong means to elaborate predictive relations between different indicators of the management of resources of water in the region.

In this context of strong demand of water, only an integrated step offers the possibility to manage these resources with respect to the natural environment, interests of citizens and those of the economic actors. The carried out researches answer this necessity of integration from the localization and evaluation of on underground waters until the protection of their quality, but all these by evaluating the possible harmful effects. In this research, a new model of integrated management of water was developed based on the relation of cause with effect tackling the entire cycle of water. Hydrologic variables were developed and classified into five categories which are of socio-economic; pollution constraints; quality of water; impact of human activity; and management of urban and agricultural space order. The relevant variables were characterized by using networks of artificial neurons. It has been demonstrated that a combination of practical measures is necessary to ensure a durable management of water.

The management of water resources in the basin of Seybouse valley is accurately submitted to conflicts of usage in the region. The rapid increase of population and the expansion of agricultural and industrial sectors result always in increased demand of new resources of water. In this research, the system of evaluation and of planning of water (WEAP) is developed to simulate the real hydraulic appraisals and to evaluate the strategies of management of waters in Annaba region. WEAP deals with water demand and the problems of supply in a global integrated manner. The method of scenarios permits a flexible representation of the consequences of the alternative and dynamic modes of development of the offer. After that, this research describes the four alternative scenarios of water supply for the studied region: the increase of the use of treated sewage waters for irrigation, climate change, and the two scenarios by combining climate change

---

and the increased reuse of sewage waters and the modification of modes of agriculture to calculate the impact on the difference between offer and demand by 2050.

Finally, we present the application of a nonlinear model of type “black box” for the hydrological predictions at the level of a slope basin situated in a semi-arid Mediterranean zone of Algeria. The proposed approach is based on the use of networks of artificial neurons (RNA) coming from the domain of artificial intelligence and which constitute a new approach of approximation of complex systems, particularly useful when these systems are difficult to be modeled with classical statistical methods. The performances of RNA in nonlinear modeling were proved in many domains of science engineering. The obtained results lead to good predictions of daily flow by the networks of neurons at the level of a slope basin in a semi-arid Mediterranean zone compared with other classical models (multiple linear regression). This confirms the generalization of this neuronal method in the hydrological prediction and in all the other types of prediction.

The simulated flow constitutes an important element for the prediction of inundations and an indispensable parameter for modeling of subterranean drainage in Annaba plain. In fact, the gauge station of Mirkbeck can constitute the output flow of high and average Seybousse but especially the input flow for aquifer system of Annaba plain (low Seybousse).

**Keywords:** Coastal, Confined aquifer, Salty intrusion, Mineralization, Chloride, Solute-Transport.

---

## ملخص

في المناطق الساحلية لمدينة عنابة ، تعتبر المياه الجوفية المنبع الرئيسي الذي تستمد منه المياه المستخدمة في جميع المجالات كالزراعة ، الصناعة و مياه الشرب. نظرا للاستهلاك المفرط لهذا المصدر و خصوصا الطبقة الباطنية الأخيرة منه , يمكن لهذا المصدر المائي المهم أن يلوث بمياه البحر.

أظهرت الدراسة الهيدروكيميائية التي طبقت على هذه المياه الجوفية خلال الفترة الممتدة بين عام 1982 و 2001 وجود نسبة كبيرة من العناصر المعدنية التي يعود مصدرها إلى التلوث عن طريق تحلل الصخور و الزراعة و أيضا التلوث بمياه البحر خصوصا في المناطق الساحلية.

بدراسة نموذج حول الموارد المائية، على مساحة قدرها 383 كم<sup>2</sup>، حيث يتكون هذا المجال الباطني من ثلاثة طبقات، حيث تمت الدراسة خلال فترة زمنية ممتدة بين عام 1982 و 2001، و قد أظهرت نتيجة هذا النموذج أن نسبة منسوب المياه في انخفاض مستمر قد يصل إلى 5 م، يعود السبب إلى الاستغلال المفرط و المتواصل خصوصا في المناطق التي تتركز فيها آلات ضخ المياه.

أظهرت نتائج نموذج انتقال المحاليل تضاعف نسبة الكلور نتيجة التلوث بمياه البحر خاصة أين تكمن قوة ضخ المياه المتركرة في المناطق الساحلية من المجال المدروس.

**كلمات المفتاح:** الساحل، طبقة مائية باطنية ، انجذاب مياه البحر، المعدن، الكلور، انتقال المحاليل

## REMERCIEMENT

*Je dédie ce travail à Maman : « Tu es parti mais ton étoile brillera toujours dans le ciel pour éclairer mon chemin...chère mère »*

*J'exprime mes vifs remerciements à mon papa, qui n'a jamais hésité à m'encourager et c'est à lui également que je dédie ce travail.*

*Au terme de ce travail, je tiens à exprimer mes vifs remerciements à :*

*Monsieur le Professeur Azzedine Hani qui m'a encadré durant plusieurs années. Il n'a jamais épargné un effort à me faire profiter de sa grande connaissance, son temps qui m'a toujours réservé, Je ne saurai lui exprimer ma gratitude et ma reconnaissance à une juste valeur.*

*A mon marie Zaki et mes enfants : Wassim et Amir, qui sont la joie de ma vie,*

*A mes sœurs, et leur petite famille,*

*A ma belle-famille et à tous mes amis et collègues.*

---

## TABLE DES MATIERES

ملخص	I
Abstract	II -III
Résumé	IV-V
Remerciement	VI
Tables des matières	VII-IX
Liste des tableaux	X
Liste des figures	XI-XII

INTRODUCTION GENERALE	01-02
-----------------------	-------

### Chapitre I : CADRES GEOLOGIQUE, STRUCTURAL & GEOMETRIQUE

I.1- Introduction	03
I.2- Cadre lithostratigraphique	03
I.2.1- Le Paléozoïque	03
I.2.2- Le Mésozoïque	04
I.2.3- Le Cénozoïque	04
I.3- Cadre structural	06
I.4- Géométrie du système aquifère	10
I.4.1- Les matériaux aquifères et leur comportement hydrogéologique	10
I.4.2- Caractéristiques géométriques du système aquifère	11
I.4.2.1- La nappe des sables fins superficiels (ou nappe superficielle)	13
I.4.2.2- La nappe des graviers (ou nappe profonde)	13
I.4.2.3 - La nappe des sables dunaires de Bouteldja	15
I.5- Conclusion	17
Références Bibliographiques	18 19

### Chapitre II : LES APPORTS DE L'OUED SEYBOUSE A L'AQUIFERE COTIER : des ressources superficielles importantes à protéger

II.1- Introduction	20
II.2- RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS	20
II.2.1- Présentation de la méthode neuronale	20
II.2.2- Connections entre les neurones	21
II.2.3- Perceptron multicouche (MLP)	22
II.3- APPLICATION DU MODELE DE RNA (ou ANN)	23
II.3.1- Architecture du réseau	23
II.3.2- Collecte des données	24
II.3.3- Critère de performance du modèle	25
II.4- Résultats et discussions	26
II.4.1- Sélection des entrées du réseau	26
II.4.2- Prévision des débits	27
II.4.3- Comparaison avec le modèle de régression linéaire multiple	29
II.5- Conclusion	30



Références Bibliographiques	30
-----------------------------	----

### **Chapitre III : DES RESSOURCES EN EAU SOUTERRAINE IMPORTANTES MAIS VULNERABLES**

III.1 - Modélisation du système aquifère	31
III.1.1- Rappel hydrogéologique	31
III.1.2- Rappel climatologique	32
III.1.3- Données d'entrée	33
III.2- Résultats du calage du modèle	35
III.2.1- Régime permanent	35
III.2.2- Calage en régime transitoire	37
III.3- Conclusion	39
Références Bibliographiques	39 40

### **Chapitre IV:L'INTRUSION MARINE : L'ERREUR EST-ELLE HUMAINE ?**

IV.1- Mécanismes de l'intrusion marine	42
IV.1.1- Généralités	42
IV.1.2 - Rôle des facteurs hydrodynamiques et de l'exploitation	42
IV.2- Méthodologie	44
IV.3- Résultats et discussion	44
IV.3.1 - Mise en évidence des intrusions marines vers les aquifères étudiés	44
IV.3.2- Evolution de la minéralisation des eaux souterraines en fonction de la distance à la mer	50
IV.3.3 - Modélisation de l'intrusion marine	52
IV.4 – Conclusion	58
Références Bibliographiques	59 - 61

### **Chapitre V : ANALYSE MULTICRITERE ET CARACTERISATION DU MODELE DE GESTION INTEGREE DES RESSOURCES EN EAU DANS LA REGION D'ANNABA**

V.1- Introduction	62
V.2- Méthodologie	63
V.3- Résultats	64
V.3.1- Application des réseaux neuronaux artificiels	64
V.3.2- Application de la matrice de corrélation	66
V.3.3- Application des analyses multivariées	66
V.3.4- Analyse en Composantes Principales (ACP)	67
V.4- Discussion et conclusions	70
Références Bibliographiques	72

### **Chapitre VI : EVALUATION DU RISQUE SUR LA SANTE HUMAINE**

VI.1- Les risques liés à la mise en dépôt des déchets domestiques et industriels et des boues de dragage des cours d'eau	73
VI.2- Résultats	78
VI.2.1- Evaluation des risques pour un usage agricole	78
VI.2.1.1- Lors d'activité agricole	78

---

VI.2.1.2- Consommation de légumes cultivés sur le dépôt	79
VI.2.2- Evaluation des risques dans le cas de l'élevage	80
VI.3- Synthèse et conclusion	82
Références Bibliographiques	82

**Chapitre VII : CONFRONTATION APPROVISIONNEMENT - DEMANDE EN EAU  
DANS LA BASSE VALLEE DE LA SEYBOUSE : les causes des pénuries d'eau**

VII.1- Introduction	83
VII.2- Données et Méthodes	84
VII.2.1- Topologie du réseau	85
VII.2.2- Approvisionnements et demandes en eau	86
VII.2.3- Validation des prélèvements dans la nappe de la plaine d'Annaba	86
VII.2.4- Validation des niveaux piézométriques	87
VII.2.5- Analyse des scénarios	87
VII.3- Résultats et Discussion	88
VII.4- Conclusion	89
Références Bibliographiques	89-90

<b>CONCLUSIONS GENERALES</b>	91-93
<b>ANNEXES</b>	94-100

---

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau II.1: Analogie entre les neurones biologiques et artificiels	22
Tableau II.2: Comparaison entre les paramètres statistiques pour la phase d'apprentissage et la phase de test du modèle de réseau de neurones de l'oued Seybouse	28
Tableau II.3: paramètres statistiques du modèle de réseau de neurones de l'oued Seybouse	28
Tableau III.1: Bilan hydrique (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ) de la nappe des graviers en régime permanent (1982)	36
Tableau IV.1: Bilan des entrées et sorties de la nappe pour les années 1989-1999-2002 et 2005	57
Tableau V.1: Paramètres de la régression statistique pour la variable sortie (WAB) – Variables socio-économiques	65
Tableau V.2: Analyse de la sensibilité des variables socio-économiques	65
Tableau V.3: Classification des variables socio-économiques – Opinion des experts	65
Tableau V.4: Matrice de corrélation des variables de l'étude	66
Tableau V.5: Valeurs propres de la matrice de corrélation: active socio-économiques uniquement.	68
Tableau V.6: Facteurs de corrélation entre variables (saturations) - Variables socio-économiques	68
Tableau V.7: Les saturations des variables socio-économiques (Varimax normalisé) extraction: composantes principales (les chargements sont > 700 000)	70
Tableau VI.1: Concentration de métaux en mg/kg Voies d'exposition pour les usagers (adulte et enfant) du site Évaluation des risques pour un « usage agricole » : Scénario « usage agricole »	76
Tableau VI.2: Voies d'exposition pour les usagers (adulte et enfant) du site	76 77
Tableau VI.3 : Évaluation des risques pour un « usage agricole » : Scénario « usage agricole » : Lors d'activité agricole	78 79
Tableau VI.4: Indices de risque cumulés pour les trois voies d'exposition	79
Tableau VI.5: Estimation des concentrations dans les légumes	79
Tableau VI.6: Dose Journalière d'Exposition / Évaluation des risques pour un « usage agricole » Scénario « usage agricole » : Ingestion de légumes	80
Tableau VI.7 : Indices de risque pour usage agricole – Ingestion de légumes	80
Tableau VI.8 : Estimation des concentrations dans les Vaches (mg/kg)	81
Tableau VI.9 : Dose Journalière d'Exposition / Évaluation des risques pour un Scénario Élevage	81
Tableau VI.10 : Indices de risque – élevage	81
Tableau VII.1: Bilan approximatif pour une année moyenne (en millions de m <sup>3</sup> )	84

## LISTE DES FIGURES

Figure I.1 : Situation géographique et géologique des plaines de la région de Annaba-Bouteldja (d'après Strojexport, 1975, modifié)	03
Figure I.2 : Esquisse structurale des plaines de Annaba-Bouteldja (Sonatrach, 1969, modifiée)	06
Figure I.3 : Log micropaléontologique du sondage BAD 3 (Sonatrach, 1969)	07
Figure I.4 : Bloc diagramme au travers de la plaine de Annaba (Hani, 2003, modifié)	09
Figure I.5 : Extension des différents aquifères dans les plaines de Annaba-Bouteldja (D'après Gaud, 1976)	11
Figure I.6 : Coupes au travers de la plaine d'Annaba (ANRH, 1976, modifiées)	12
Figure I.7 : Carte des isopaches de la nappe phréatique	13
Figure I.8 : Carte des isobathes du toit de la nappe des graviers	14
Figure I.9 : Carte des isobathes du substratum de la couche de graviers	14
Figure I.10 : Carte des isopaches des couches de graviers et galets	15
Figure I.11 : Carte des isopaches du niveau semi-perméable	15
Figure I.12 : Carte des isopaches des sables dunaires	16
Figure I.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)	16
Figure I.14 : Coupe au travers de la plaine et du massif dunaire de Bouteldja (ANRH, 1976, modifiées)	17
Figure II.1: Architecture du modèle de réseau neuronal	21
Figure II.2: Schéma d'un neurone biologique	21
Figure II.3: Architecture du modèle de réseau neuronal dans cette étude	24
Figure II.4: Localisation du bassin de l'oued Seybouse	25
Figure II.5 : comparaison entre les débits observés et les débits simulés par le modèle de RNA pour les phases d'apprentissage et de test	27 28
Figure II.6: Comparaison entre les débits observés et les débits simulés par le modèle de la Régression Linéaire Multiple	29
Figure III.1: Les pluies efficaces calculées sur une période de 27 ans de 1978 à 2005	33
Figure III.2: Discrétisation et conditions aux limites du système aquifère de la plaine d'Annaba	34
Figure III.3: Carte en courbes isopièzes de la nappe des graviers du système aquifère de la plaine de Annaba	35
Figure III.4: Carte des piézométries : mesurée et calculée (régime permanent) de la nappe des graviers	36
Figure III.5: Répartition des conductivités hydraulique à l'issu du calage en régime permanent	37
Figure III.6: Piézométrie calculée vs piézométrie mesurée en régime transitoire	38
Figure IV.1: Schéma de la relation eau douce-eau salée dans un aquifère côtier (Ledoux, 1986)	41
Figure IV.2 : Schéma hydrodynamique d'un aquifère côtier à nappe libre selon la relation de Ghyben-Herzberg	44
Figure IV.3 : Géométrie des graviers dans le système aquifère d'Annaba	45
Figure IV.4: Représentation des résultats d'analyse des échantillons d'eau dans le diagramme de Piper	46
Figure IV.5 : Diagramme de Stiff de l'eau douce	47
Figure IV.6 : Diagramme de Stiff de l'eau de mer	47
Figure IV.7 : Diagramme de Stiff des eaux de l'aquifère d'Annaba	47

(Nappe des graviers)	
Figure IV.8 : Relation entre : Na- Cl / Ca- Cl / Mg- Cl / NO <sub>3</sub> - Cl / SO <sub>4</sub> - Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer	48
Figure IV.9 : Variation des rapports Mg <sup>2+</sup> /Ca <sup>2+</sup> et SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /Cl en fonction des teneurs en chlorures (méq/l)	49
Figure IV.10 : Evolution temporelle de la minéralisation selon 3 profils orthogonaux à la mer	51
Figure IV.11 : – 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.	55
Figure IV.12 : Concentrations des chlorures : calculées vs mesurées	56
Figure IV.13 : Prévisions du front salé pour l'année 2035	57
Figure V.1 : Modèle conceptuel de gestion intégrée des ressources en eau dans les régions semi-arides de la Méditerranée	62
Figure V.2 : Esquisse géologique de la plaine de la région d'Annaba	63
Figure V.3 : Méthodologie et outils de traitement des données	64
Figure V.4: Un MLP à trois couches pour les variables socio-économiques	64
Figure V.5 : (a) les résultats des analyses de cluster pour les variables socio-économiques, et (b) cluster des communes en fonction des facteurs socio-économiques	67
Figure V.6 : Projection des variables dans le plan I-II et (b) la projection des communes dans le plan I-II	69
Figure V.7:Caractérisation du modèle conceptuel de gestion intégrée de la région d'Annaba	71
Figure V.8 : Découpage du bassin en unités	72
Figure VI.1 : Localisation de la décharge d'Annaba	74
Figure VI.2 : Scénario Agricole	74
Figure VI.3 : Scénario Elevage	74
Figure VI.4 : Les différentes étapes de l'évaluation des risques sur la santé	75
Figure VI.5 : Schéma conceptuel, scénario usage agricole	75
Figure VI.6 : Schéma conceptuel, zone ouverte au public	75
Figure VI.7 : Schéma conceptuel, scénario culture	75
Figure VI.8: Schéma conceptuel, scénario élevage	75
Figure VII.1 : Le bassin de la Seybouse	83
Figure VII.2 : Modèle conceptuel de la répartition de l'eau dans le bassin de la basse Seybouse	86
Figure VII.3: Comparaison des valeurs simulées par WEAP et les pompages mesurés (en millions de mètres cubes par mois)	87
Figure VII.4 : Comparaison des niveaux simulés par WEAP et les niveaux dans les forages captant l'aquifère graveleux « profond » d'Annaba	87
Figure VII.5 : Projections de l'échelle du bassin de la demande annuelle non satisfaite pour quatre différents scénarios socio-économiques et un scénario climatique	88

## INTRODUCTION GENERALE

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).

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.

Le présent manuscrit s'articule autour de 7 chapitres :

- ✓ **Chapitre I :** Cadre géologique, structural et géométrique
  - ✓ **Chapitre II :** *Les apports de l'oued Seybouse à l'aquifère côtier* : des ressources superficielles importantes mais qui peuvent à l'origine des inondations
  - ✓ **Chapitre III :** *Des ressources en eau souterraine très importantes mais vulnérables*
  - ✓ **Chapitre IV :** *L'intrusion marine* : l'erreur est-elle humaine ?
  - ✓ **Chapitre V :** *Analyse multicritère et caractérisation du modèle de gestion intégrée des ressources en eau dans la région d'Annaba*
  - ✓ **Chapitre VI :** *Evaluation du risque sur la santé humaine*
  - ✓ **Chapitre VII :** *Confrontation approvisionnement - demande en eau dans la basse vallée de la Seybouse* : les causes des pénuries d'eau
-

# 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<sup>2</sup> et occupent le nord-est de l'Algérie (Figure I.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.

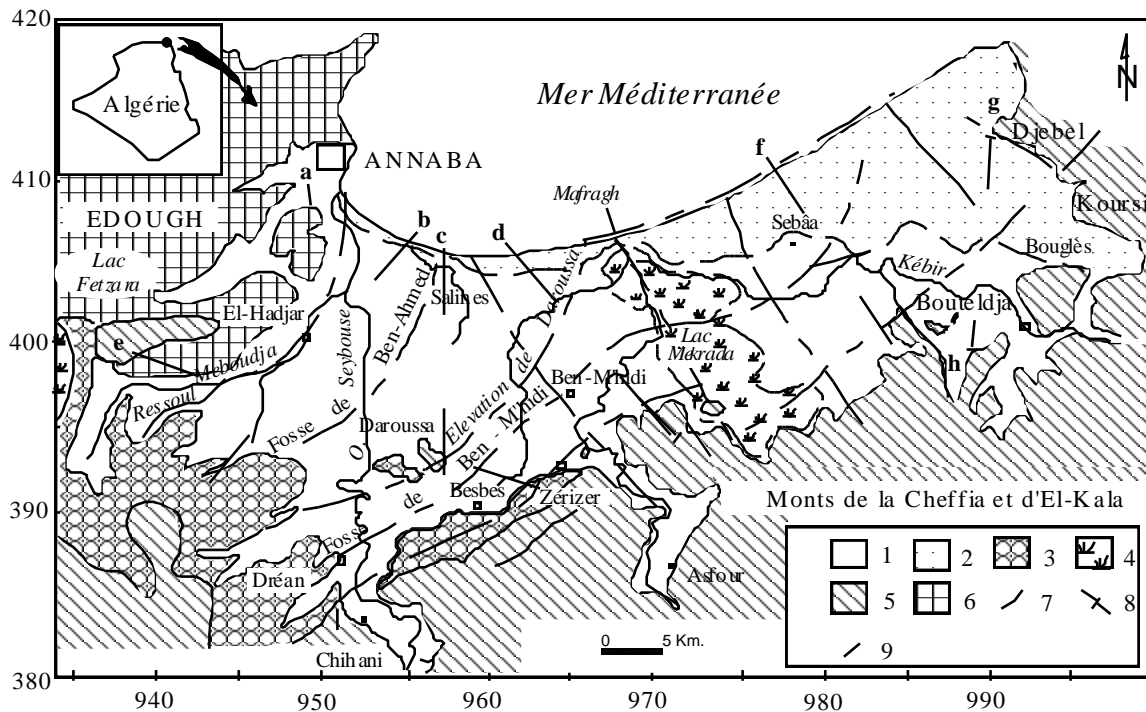


Figure I.1 : Situation géographique et géologique des plaines de la région de Annaba-Bouteldja (d'après Strojexport, 1975, modifié).

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.

## I.2- Cadre lithostratigraphique

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 I.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 ocellés, 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 aquitainien (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-Bouteldja.

- 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-gréseux 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<sub>3</sub> 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 fer oxyde 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 I.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.

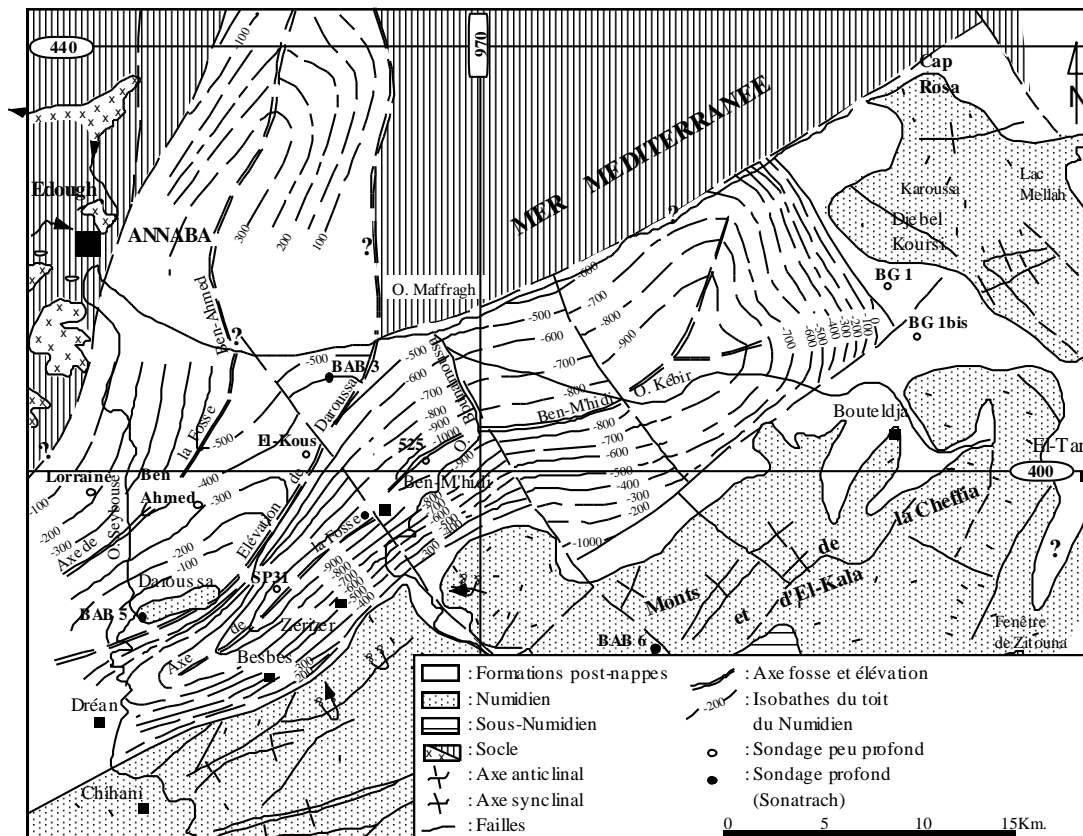
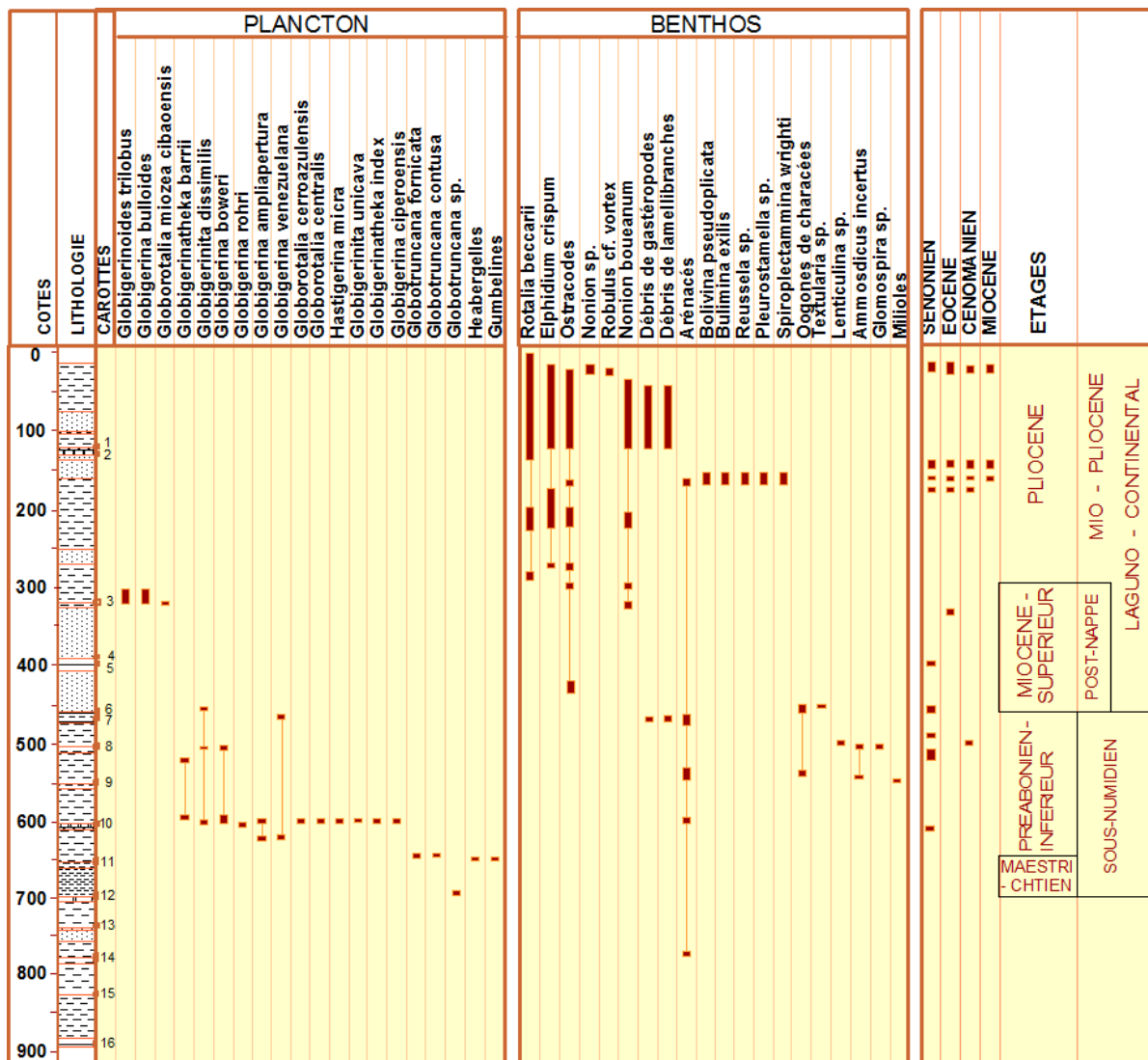


Figure I.2 : Esquisse structurale des plaines de Annaba-Bouteldja (Sonatrach, 1969, modifiée).

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



**Figure I.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-continentale. 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 microgravier, 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-continentale 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 I.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-quadernaires, 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.

---

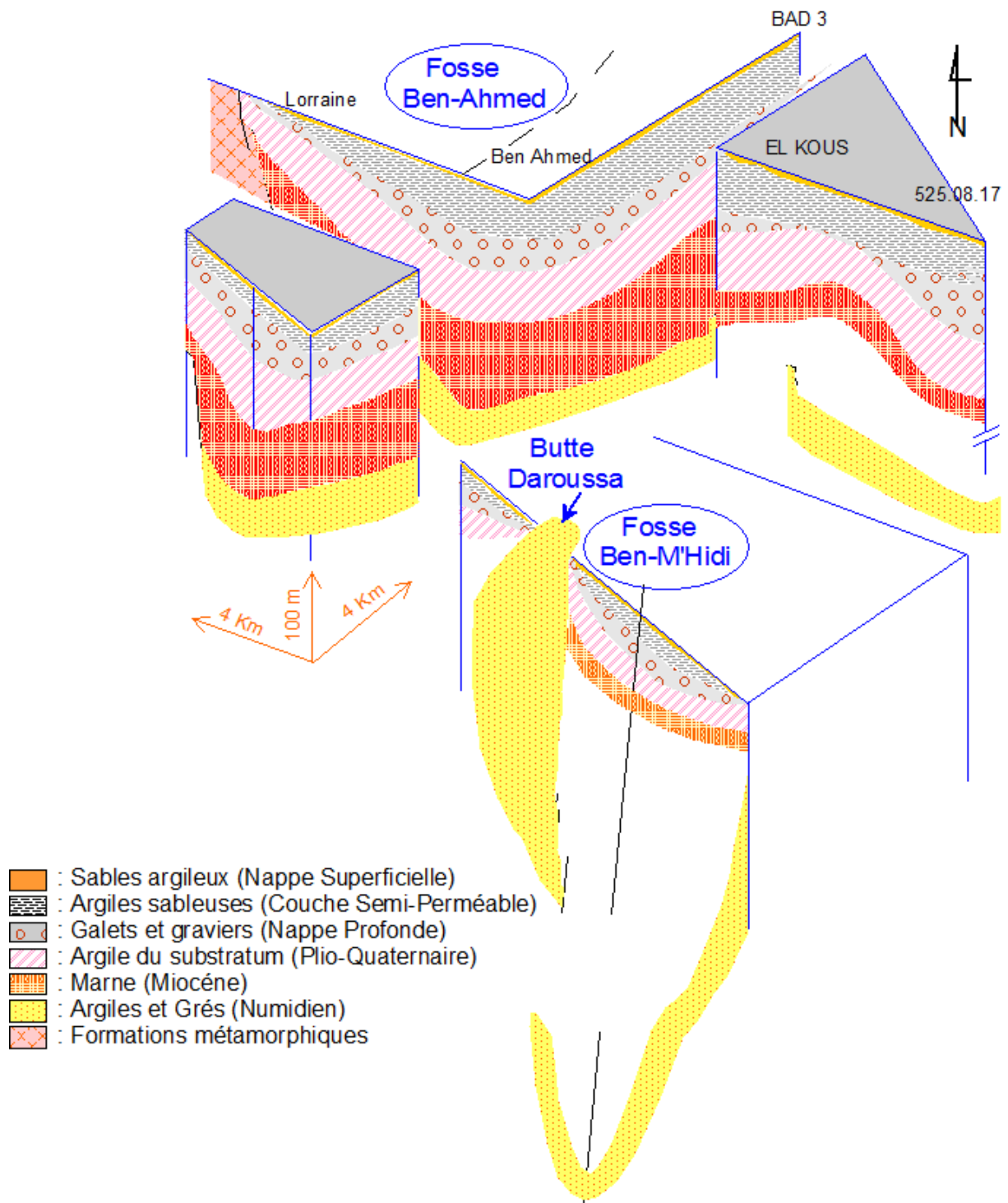


Figure I.4 : Bloc diagramme au travers de la plaine de Annaba (Hani, 2003, modifié).

## **I.4- Géométrie du système aquifère**

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 I.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 d'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 monoclinale 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 Aïssa,

■ 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.

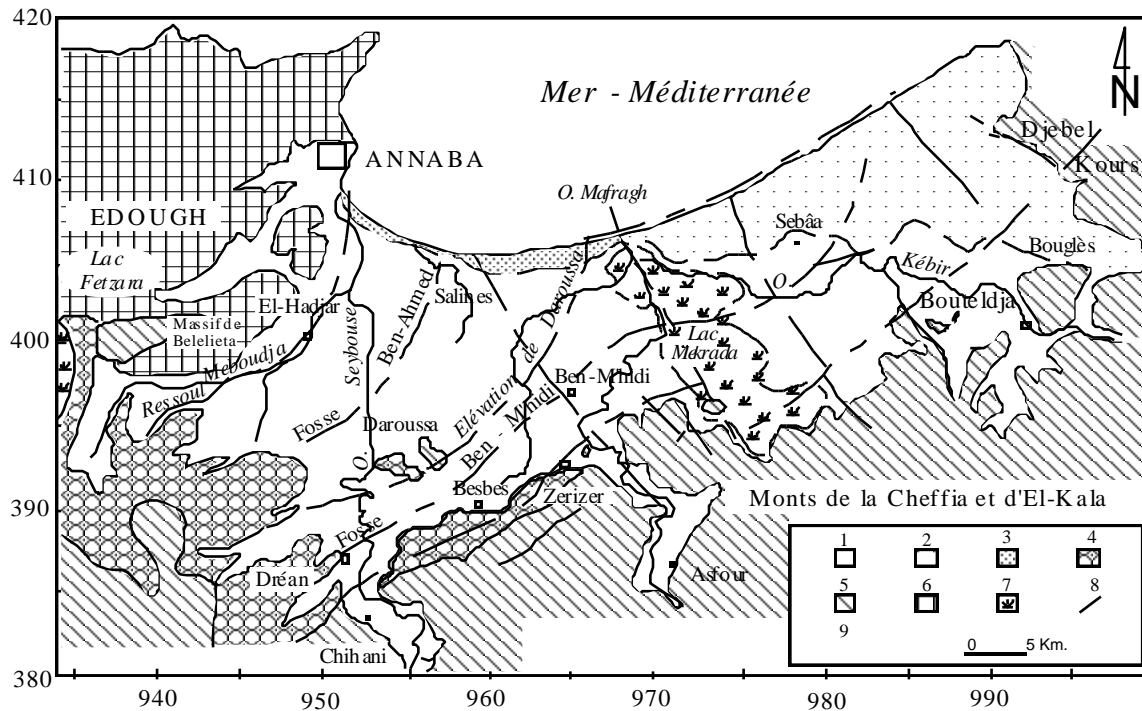


Figure I.5 : Extension des différents aquifères dans les plaines de Annaba-Bouteldja (D'après Gaud, 1976).

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 d'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 I.6 l'ensemble de ces horizons aquifères successivement de l'Ouest vers l'Est.



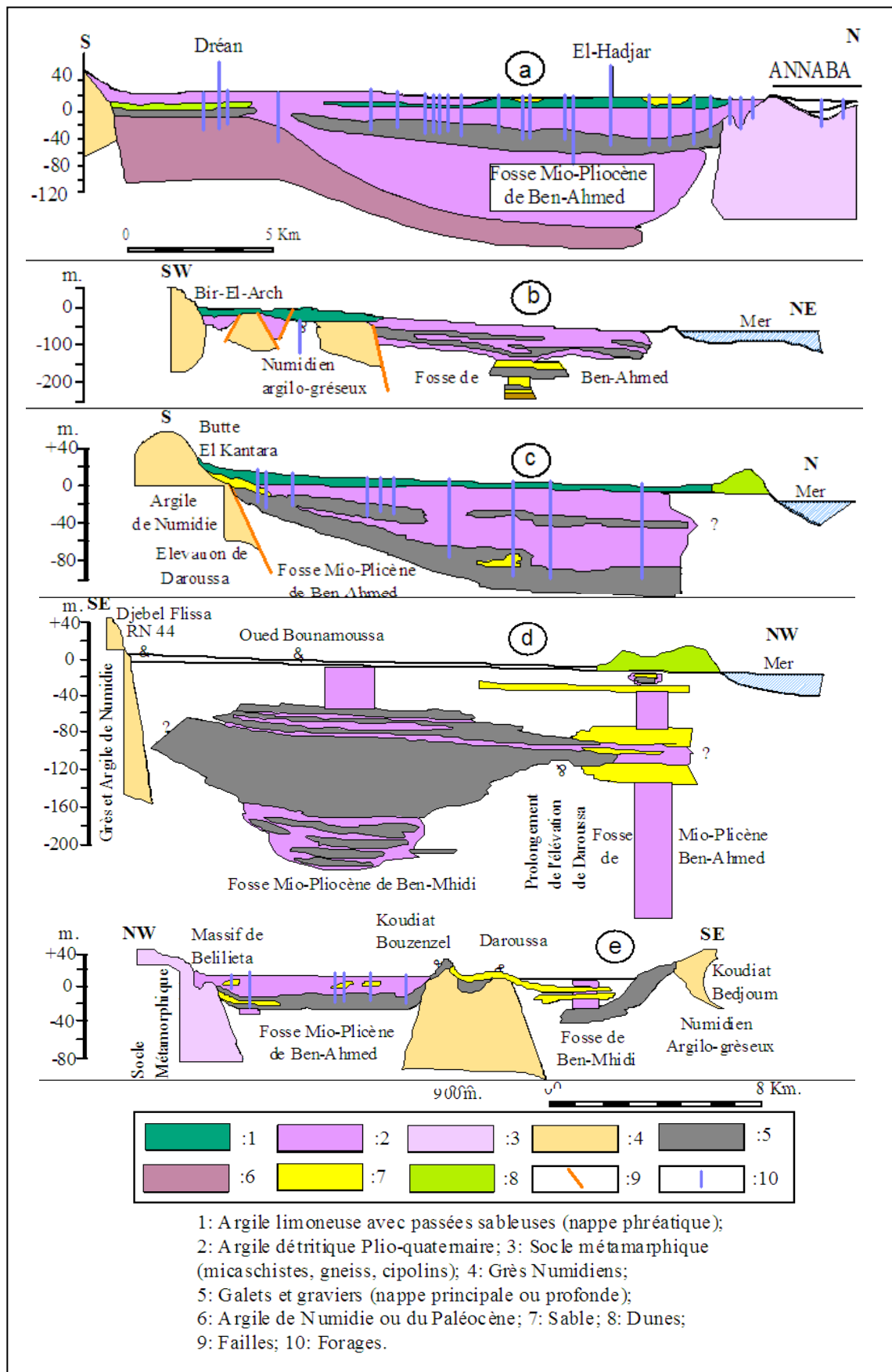
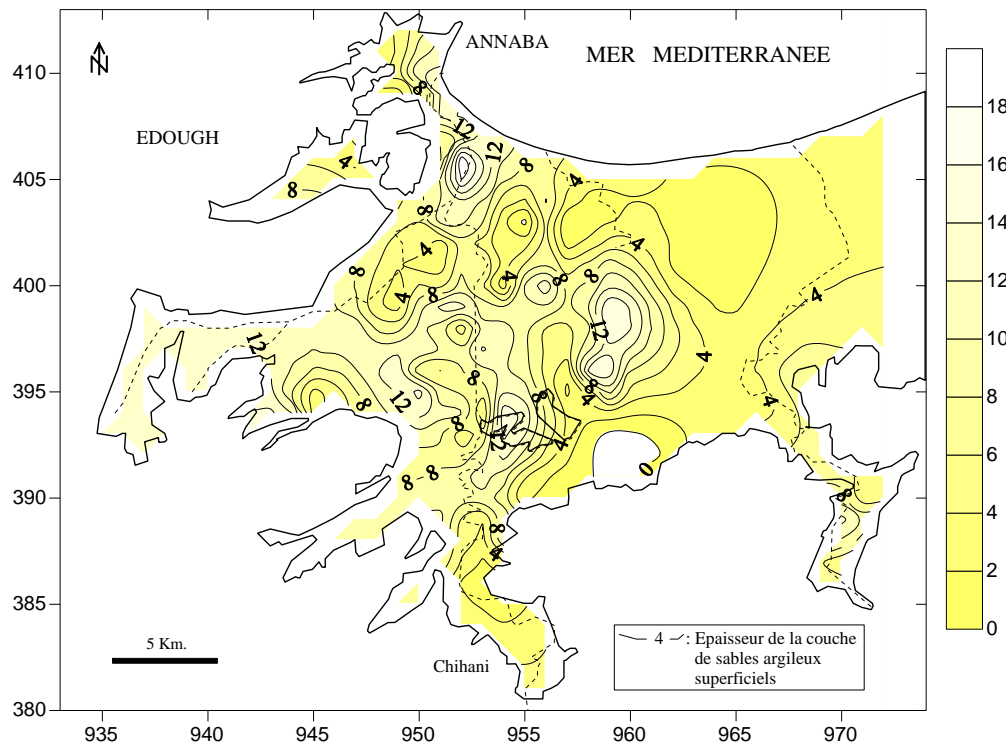


Figure I.6 : Coupes au travers de la plaine d'Annaba (ANRH, 1976, modifiées).

#### 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 et discontinue (Figure I.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 18m (Figure I.7).



#### 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 I.6a à e). Les isolignes des côtes du toit (Figure I.8) et du mur (Figure I.9) révèlent un affleurement des niveaux graveleux au Sud de Dréan et d'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 I.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).

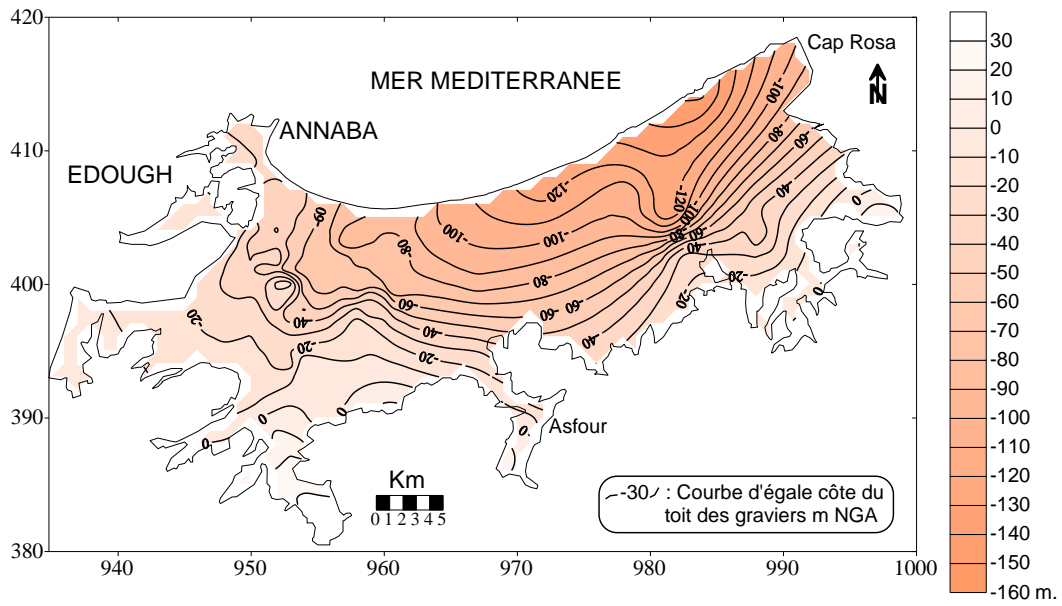


Figure I.8 : Carte des isobathes du toit de la nappe des graviers.

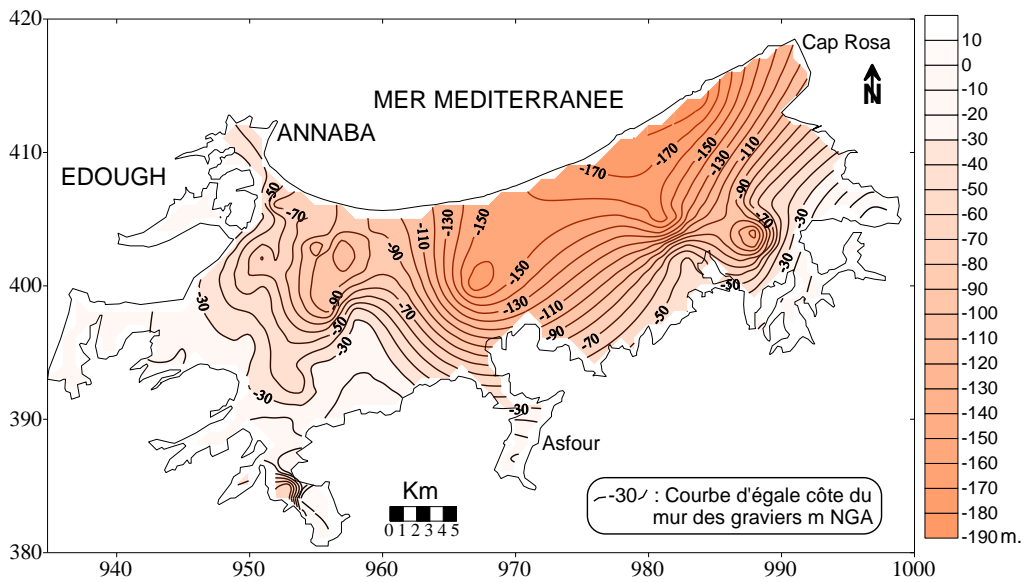


Figure I.9 : Carte des isobathes du substratum de la couche de graviers.

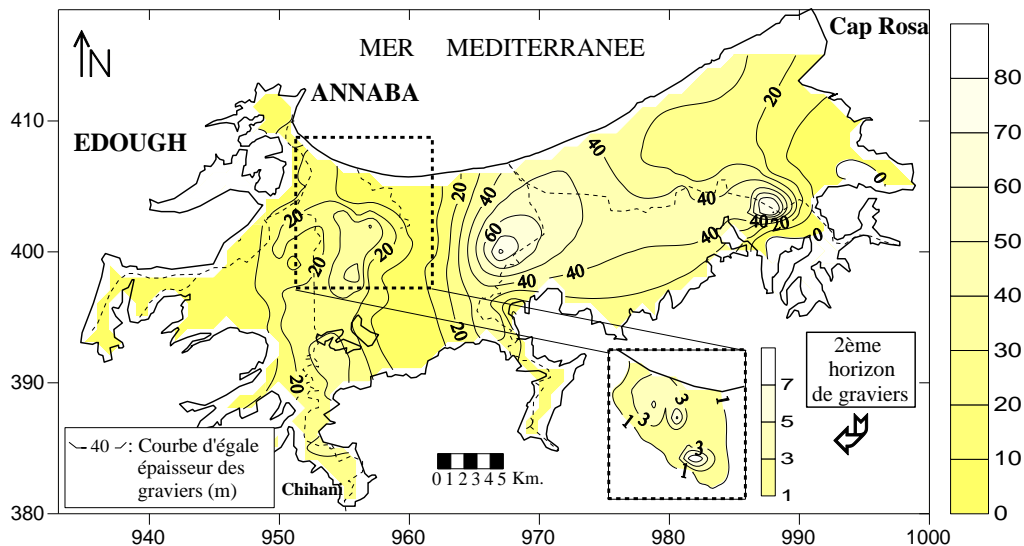


Figure I.10 : Carte des isopaches des couches de graviers et galets.

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 I.11).

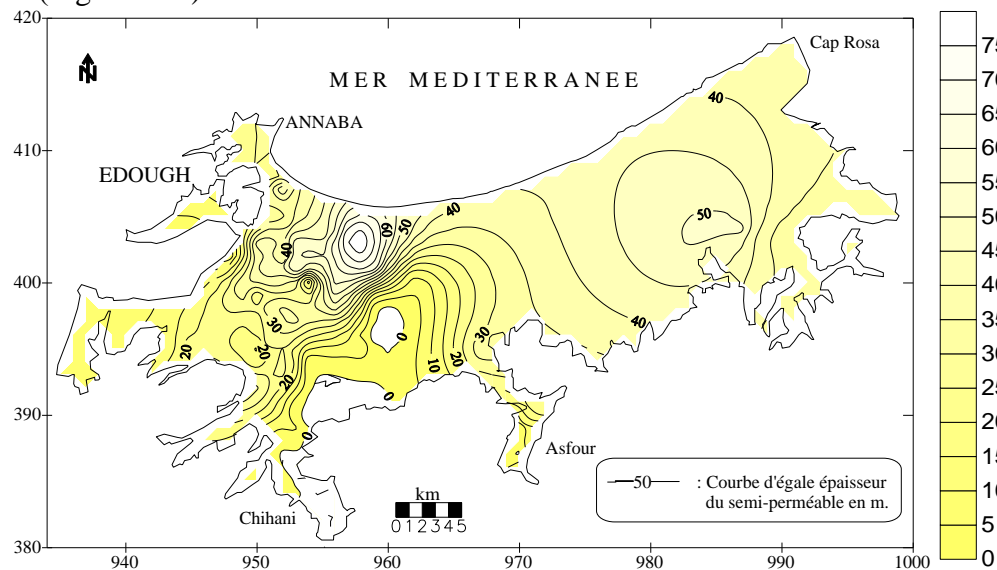


Figure I.11 : Carte des isopaches du niveau semi-perméable.

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 I.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 épaisissements très importants des alluvions notamment à l'aplomb des thalwegs reconnus par la prospection géophysique (Toubal, 1998 ; Khérici, 1985 ; Ramdani, 1996) (Figure I.13).

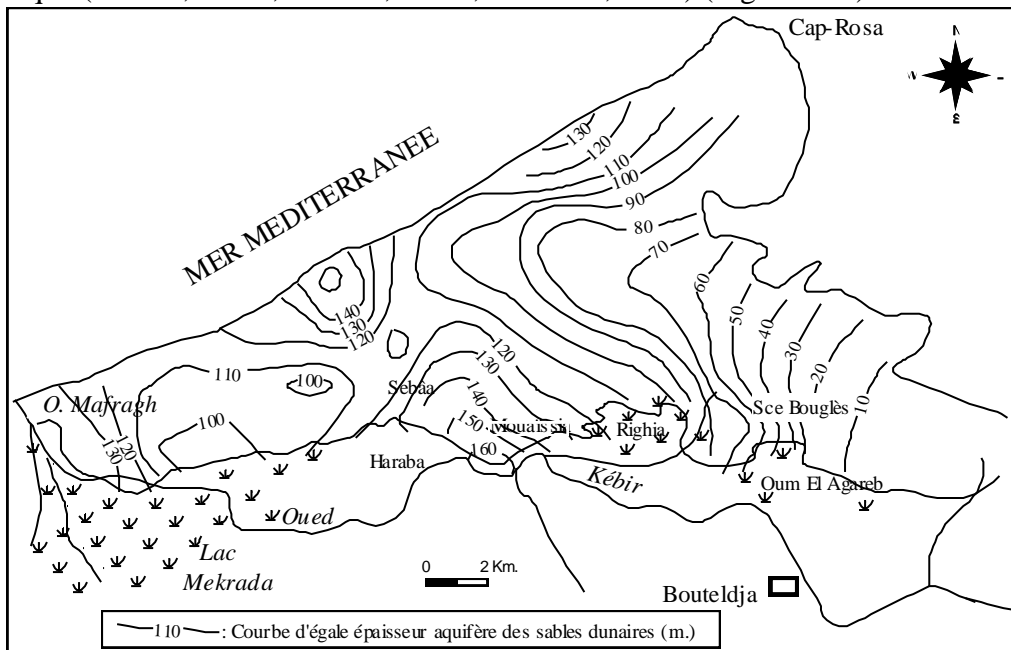


Figure I.12 : Carte des isopaches des sables dunaires.

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 I.14 f-g).

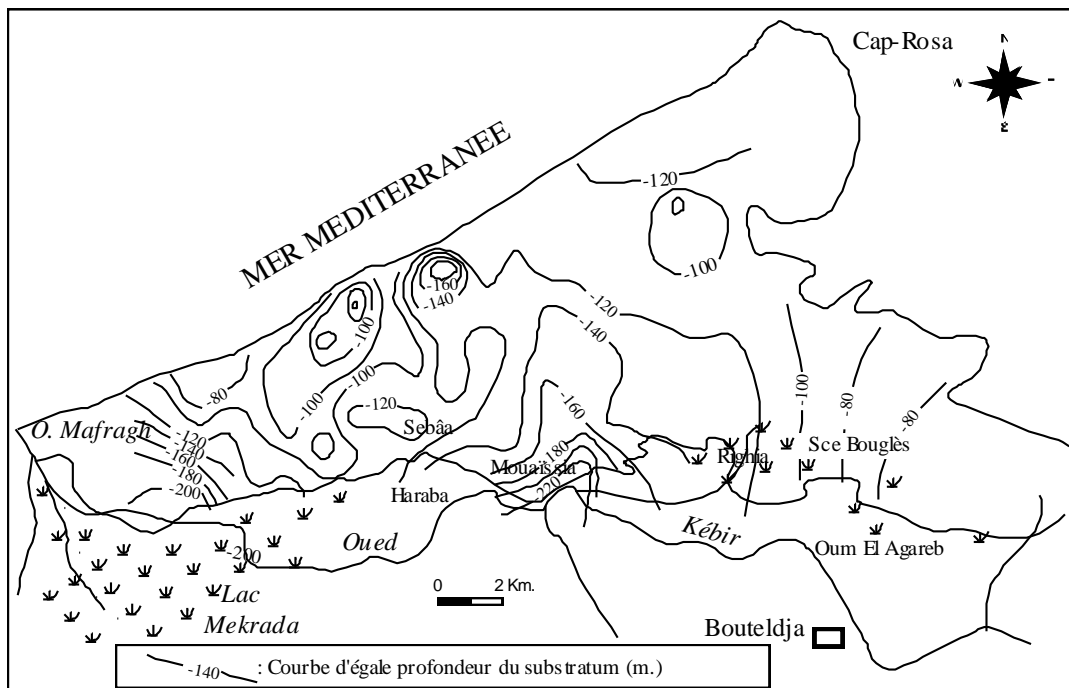


Figure I.13 : Carte des courbes d'égalité de profondeur du substratum de la nappe dunaire de Bouteldja d'après la prospection géophysique (d'après données Strojexport, 1975).

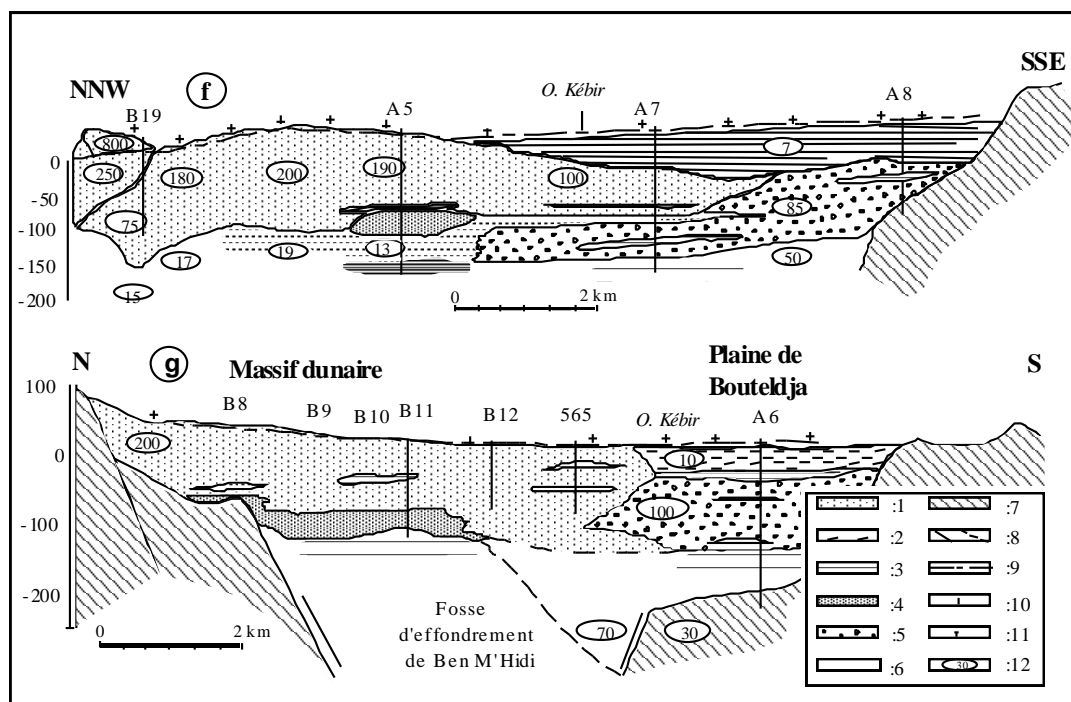


Figure I.14 : Coupe au travers de la plaine et du massif dunaire de Bouteldja (ANRH, 1976, modifiées)

1 : Sables dunaires ; 2 : Argiles grises (couverture de la nappe des graviers) ; 3 : Sable très argileux ; 4 : Lentille argileuse ; 5 : Gravier 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-quadernaires 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 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). Retraces par la pétrologie, la tectonique et la géochronologie (U/Pb, Rb/Sr, Sm/Nd et <sup>39</sup>Ar/<sup>40</sup>Ar). 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. 2° 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 3<sup>ème</sup> 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 Docteurs sciences. Université de Pierre et Marie- Curie. Paris VI, France, pp.58-68.
-



## **Chapitre II : LES APPORTS DE L'OUED SEYBOUSE A L'AQUIFERE COTIER : des ressources superficielles importantes à protéger**

Nous présentons dans ce Chapitre, l'application d'un modèle non linéaire de type « Boîte noire » pour la prévision hydrologique au niveau d'un bassin versant situé en zone semi-aride et méditerranéenne de l'Algérie. L'approche proposée est basée sur l'utilisation des réseaux de neurones artificiels (RNA) issues du domaine de l'intelligence artificielle et qui constituent une nouvelle approche d'approximation de systèmes complexes, particulièrement utile lorsque ces systèmes sont difficiles à modéliser à l'aide des méthodes statistiques classiques.

Les performances des RNA dans la modélisation non linéaire ont été prouvées dans plusieurs domaines de la science et de l'ingénierie. Les résultats obtenus aboutissent à de bonnes prévisions des débits journaliers par les réseaux de neurones au sein d'un bassin versant en zone semi-aride et méditerranéenne en comparaison avec d'autres modèles plus classiques (Régression linéaire multiple). Ceci confirme la généralisation de cette méthode neuronale dans la prévision hydrologique et dans tous autres types de prévision.

*Les débits simulés constituent un élément important pour la prévision des inondations et un paramètre indispensable pour la modélisation des écoulements souterrains dans la plaine d'Annaba. La station de jaugeage de Mirbeck peut constituer en effet le débit de sortie de la haute et moyenne Seybouse mais surtout le débit d'entrée au système aquifère de la plaine d'Annaba (basse Seybouse).*

### **II.1- Introduction**

A l'instar des pays du Nord du bassin méditerranéen, l'Algérie, pays à climat semi-aride à Méditerranéen, est confronté au problème du développement et de la gestion durable de ses ressources en eau. Caractérisées par une grande disparité géographique et une forte sensibilité aux aléas climatiques, ces ressources essentiellement superficielles sont limitées vis-à-vis d'une forte demande qui résulte de la croissance de la population. Une gestion intégrée de ces ressources en eau s'impose donc pour accompagner un développement durable qui puisse concilier le développement économique et la préservation de l'environnement. Cette gestion exige l'élaboration de méthodes adéquates et l'usage d'outils afin de minimiser les risques d'inondation.

Pour une meilleure gestion hydraulique, une prévision des débits s'avère très importante. Nous proposons dans cette recherche une méthode de prévision hydrologique basée sur le modèle de réseaux de neurones artificiels (RNA). Les performances de ces derniers dans la modélisation non linéaire ont été prouvées dans plusieurs domaines de la science et de l'ingénierie (Najjar *et al.*, 1997 ; Najjar and Zhang., 2000 ; Dawson et Wilby., 2001). Dans le domaine de l'hydrologie, les réseaux de neurones sont utilisés pour la prévision de la qualité de l'eau (Maier et Dandy, 1996) et pour la prévision du débit (Imrie *et al.*, 2000 ; Rajurkar *et al.*, 2002 et 2004). D'autres auteurs ont appliqué des méthodes neuronales pour étudier les séries chronologiques dans différents domaines (Hu *et al.*, 2001). Nous appliquons le modèle des RNA pour prédire le débit de l'oued Seybouse situé au nord-est de l'Algérie et caractérisé par un climat méditerranéen à semi-aride, en utilisant des données journalières de pluie et de débit enregistrées à la station hydrologique de Pont Bouchet (pluie) et à la station de Mirbek (débit), pour la période d'observation de (1986-2003).

### **II.2-RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS**

---

### II.2.1- Présentation de la méthode neuronale

Les réseaux de neurones artificiels (RNA ou ANN) est une nouvelle approche de modélisation des systèmes complexes, particulièrement utile lorsque ces systèmes sont difficiles à modéliser à l'aide des méthodes statistiques classiques. Les réseaux de neurones artificiels sont issus des premiers travaux réalisés dans le domaine de l'intelligence artificielle pour modéliser le fonctionnement du cerveau humain (McCulloch et Pitts, 1943) en se basant principalement sur le concept des neurones. Il s'agit d'un modèle empirique non linéaire (fortin *et al.*, 1997). Il se compose d'éléments de traitement interconnectés (neurones) travaillant conjointement pour résoudre un problème spécifique. Hecht Nielsen (1990) donne la définition suivante : un réseau de neurones est un système de calcul composé d'éléments de traitement simples fortement interconnectés, qui traitent l'information par leur changement d'état dynamique en réponse à une entrée externe.

### II.2.2- Connexions entre les neurones

Les réseaux de neurones sont organisés en couches ; ces couches se composent d'un certain nombre de neurones interconnecté qui contiennent une fonction d'activation. Des entrées ( $X_1, X_2, \dots, X_n$ ) sont présentées au réseau par l'intermédiaire de la couche d'entrée, qui les communique aux couches où le traitement s'effectue en utilisant des connexions pondérées.

Puis, les couches cachées transmettant la réponse à la couche de sortie (S). Les connexions entre les neurones se font par des poids ( $W_1, W_2, \dots, W_n$ ), (figure II.1).

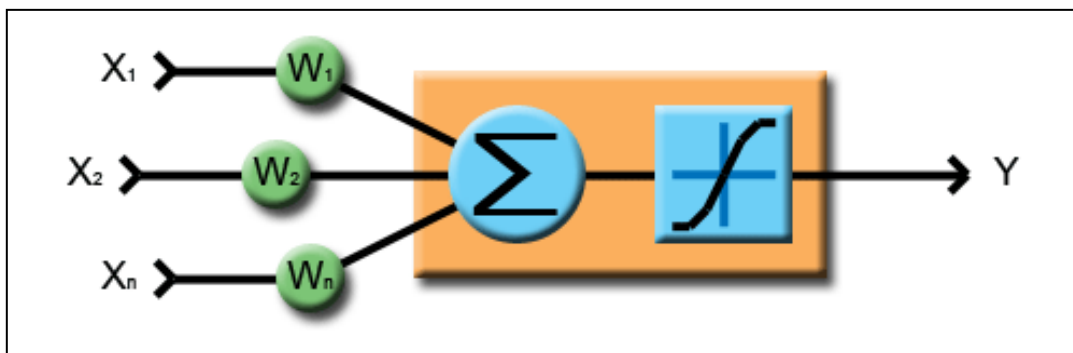


Figure II.1: Architecture du modèle de réseau neuronal

Le fonctionnement d'un neurone artificiel s'inspire du fonctionnement schématisé du neurone humain (figure II.2).

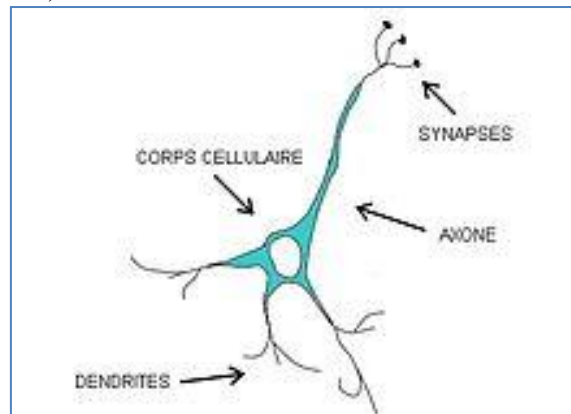


Figure II.2: Schéma d'un neurone biologique

Le tableau suivant résume l'analogie entre les neurones biologiques et artificiels (Tableau II.1) :

Neurone biologique	Neurone artificiel
Soma	Neurone
Dendrite	Entrée (input)
Axone	Sortie (output)
Synapse	Poids

Tableau II.1 : Analogie entre les neurones biologiques et artificiels

### II.2.3- Perceptron multicouche (MLP)

Il existe une grande variété d'agencements possibles de neurones artificiels (Lippmann, 1987), mais le type de réseau le plus utilisé pour la prévision de phénomènes hydrauliques est le perceptron multicouche (MLP). Ce réseau comporte une couche de neurones artificiels pour capter les entrées, une ou plusieurs couches cachées (MLP ou Multilayers perceptron) et une couche pour émettre les sorties du modèle. Chaque couche contient des unités de calcul (neurones) connectées à d'autres neurones par la voie des poids ( $W_{ij}$  et  $W_{jk}$ ) (Najjar and Zhang, 2000 ; Najjar and Ali, 1998a et 1998b).

La fonction de transfert ou d'activation de non-linéarité peut avoir plusieurs formes différentes. La fonction la plus utilisée est en général une somme pondérée de type sigmoïde car il s'agit d'une fonction continue, non décroissante, différentiable et bornée, mais aussi elle introduit de la non-linéarité et dérivée d'elle-même.

A chaque connexion entre les neurones de deux couches successives est associé un poids modifiable au cours de l'apprentissage en fonction des jeux de données en entrée et en sortie. Un MLP peut contenir autant de couches cachées que l'on désire mais il a été montré que quel qu'en soit le nombre, il existe un MLP équivalent avec une seule couche cachée. Ainsi, on se limitera dans cette étude à l'utilisation du MLP comportant une seule couche cachée.

Si les états des neurones de la couche d'entrée sont déterminés par les variables à l'entrée du réseau, les autres neurones (de la couche cachée et de sortie) doivent évaluer l'intensité de la simulation en provenance des neurones de la couche précédente par la relation suivante :

$$S_j = \sum_{i=1}^n X_i W_{ij} + b_j. \quad (1)$$

Avec  $S_j$  : Somme des poids entre les entrées du  $j^{\text{ème}}$  neurone de la couche cachée ;  $X_i$  : valeur de sortie du  $i^{\text{ème}}$  neurone de couche précédente ;  $W_{ij}$  : poids synaptique du neurone  $i$  de la couche d'entrée au neurone  $j$  de la couche cachée,  $b_j$  est le biais ou le seuil d'activation du neurone  $j$ .

La réponse des neurones est une fonction d'activation non linéaire de type sigmoïde qui est défini par la formule suivante :

$$f(S_j) = \frac{1}{1+e^{-S_j}}. \quad (2)$$

$f(S_j)$  est pratiquement linéaire entre 0 et 1.

Les valeurs des variables d'entrée ont été normalisées entre [0,1] par le modèle selon l'équation suivante :

$$\bar{X} = \frac{X - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (3)$$

Avec :  $X$  est la valeur de la variable d'entrée,  $X_{min}$  est sa valeur minimale,  $X_{max}$  est sa valeur maximale et  $\tilde{X}$  est la valeur de la variable normalisée.

### **II.3- APPLICATION DU MODELE DE RNA (ou ANN)**

Les réseaux de neurones artificiels, connus généralement sous l'acronyme ANN (Artificial Neural Network), sont des modèles mathématiques non linéaires de type « boîte noire » capables d'établir des relations entre les entrées et les sorties d'un système.

Les performances des RNA dans la modélisation non linéaire ont été prouvées dans plusieurs domaines de l'ingénierie et de la science. Dans le domaine de l'ingénierie essentiellement en géotechnique on peut citer Najjar et al., 1996, Najjar et al., 1998a et Najjar et Zhang, 2000 qui ont appliqué les RNA pour l'évaluation de la perméabilité des argiles et la liquéfaction des sols.

En hydrologie de surface, les réseaux de neurones sont utilisés pour la prévision de la qualité de l'eau (Maier et Dandy, 1996), pour la prévision de la demande en eau (Cubero, 1991), pour la prévision du débit (Karunanithi *et al.*, 1994, Dimopoulos *et al.*, 1996, Lek *et al.*, 1996, Coulibaly *et al.*, 2000, Imrie *et al.*, 2000, Sivakumar *et al.*, 2002) et pour la prévision des précipitations (French *et al.*, 1992, Luk Kin *et al.*, 2001). En outre, les réseaux de neurones sont utilisés pour modéliser la relation pluie-débit (Hsu *et al.*, Smith et Eli., 1995, Minns., 1996, Shamseldin, 1997, Dawson et Wilby, 1998 et 2000, Sajikumar et Thandaveswara, 1999, Tokar et Johnson, 1999) et pour la prédiction de l'évaporation (Sudheer *et al.*, 2002).

D'autres auteurs ont appliqué avec succès les méthodes neuronales pour la prévision des séries chronologiques dans différents domaines (Chen *et al.*, 1990, Chakraborty *et al.*, 1992, Hoptroff, 1993, Zhang, 1994, Hu *et al.*, 2001) et dans la caractérisation des pollutions de sol (Dan *et al.*, 2002). Dans le domaine de l'hydrogéologie, les réseaux de neurones sont utilisés pour la prévision de la turbidité de l'eau dans un milieu karstique (Beaudeau *et al.*, 2000), et pour déterminer les paramètres qui influencent les débits des sources et la prévision des débits dans un milieu crayeux fissuré (Lallahem et Mania, 2002a et 2002b).

#### **II.3.1- Architecture du réseau**

L'architecture du réseau présente le nombre de couches qui le composent et le nombre de neurones dans chaque couche, ainsi que le poids de connexions. Un réseau de neurones artificiels est organisé en couches, chacune de ces couches comportant plusieurs neurones. Chacun de ces neurones qui se présente comme unité de calcul autonome, est relié à la tonalité ou à certains neurones de la ou des couches précédentes par l'imposition de poids.

Le réseau de neurone utilisé dans notre recherche est un réseau à trois couches : une couche d'entrée qui recevra les données que l'on veut utiliser pour l'analyse, une seule couche cachée constituée par l'ensemble de neurones des sorties de la couche d'entrée et une couche de sortie qui donne le résultat obtenu après compilation par le réseau des données entrant dans la première couche (figure II.3).

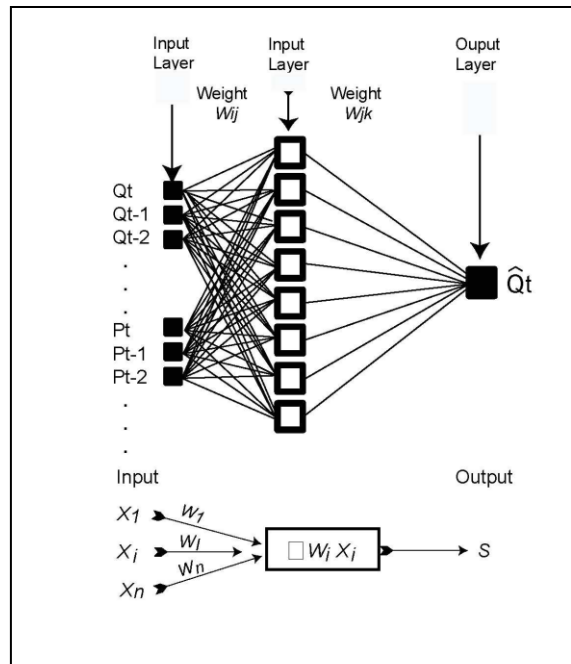


Figure II.3: Architecture du modèle de réseau neuronal dans cette étude

La fonction de transfert appliquée est de type sigmoïde. Le réseau de neurones utilisé est l'algorithme de rétropropagation de l'erreur qui correspond au perceptron multicouche (Rumelhart et al., 1986).

Dans ce travail, l'utilisation d'une seule couche cachée est suffisante pour le modèle de RNA (Cybenko, 1989, Hornick *et al.*, 1989). Dans la majorité des cas, pour limiter le temps de calcul et surtout lorsque les résultats sont satisfaisants, c'est un réseau à une seule couche cachée qui est utilisé. Ce type de réseau de neurones est appelé un réseau multicouche ou feedforward (FNN).

Parfois l'addition d'une couche cachée n'a pas diminué l'erreur et elle fait décliner la performance et la convergence du modèle. Les meilleurs résultats de la simulation avec bonne convergence et performance du modèle sont obtenus dans le cas d'utilisation d'une seule couche cachée (Lallahem, 2002).

### II.3.2- Collecte des données

L'application de ce modèle a été effectuée sur les données journalières de pluie (P) et de débit (Q) du bassin versant de l'oued Seybouse à la station de Pont Bouchet (pluie) et la station de Mirbek (débit).

Le bassin versant de l'oued Seybouse est un bassin versant parmi les plus importants bassins de l'Algérie. Il draine une superficie de 6471 km<sup>2</sup>, il est située dans la partie nord-est de l'Algérie et a une population d'environ 1.300.000 habitants.

Le bassin de la Seybouse se situe dans les territoires des wilayas de Guelma, El-Tarf (par Drean) et Annaba. Il est limité au nord par la Méditerranée, au sud par le Wilaya de Souk-Ahras, à l'ouest par le Massif Edough, le lac Fetzara, Ain Berda et à l'est par oued Mafragh.

L'oued Seybouse, de 240 km de longueur totale, est une importante source d'eau, utilisé principalement pour l'irrigation des grandes plaines agricoles, allant de la région de Guelma à la ville d'Annaba. Globalement, le bassin s'étend sur les frontières administratives des 68 municipalités situées dans sept wilayas. Le bassin versant de l'oued Seybouse est caractérisé par un climat méditerranéen à semi-aride, avec des précipitations annuelles

moyennes qui varient entre 400 et 700 mm par an, Il présente un grand intérêt socio-économique dans la région nord-est de l'Algérie.

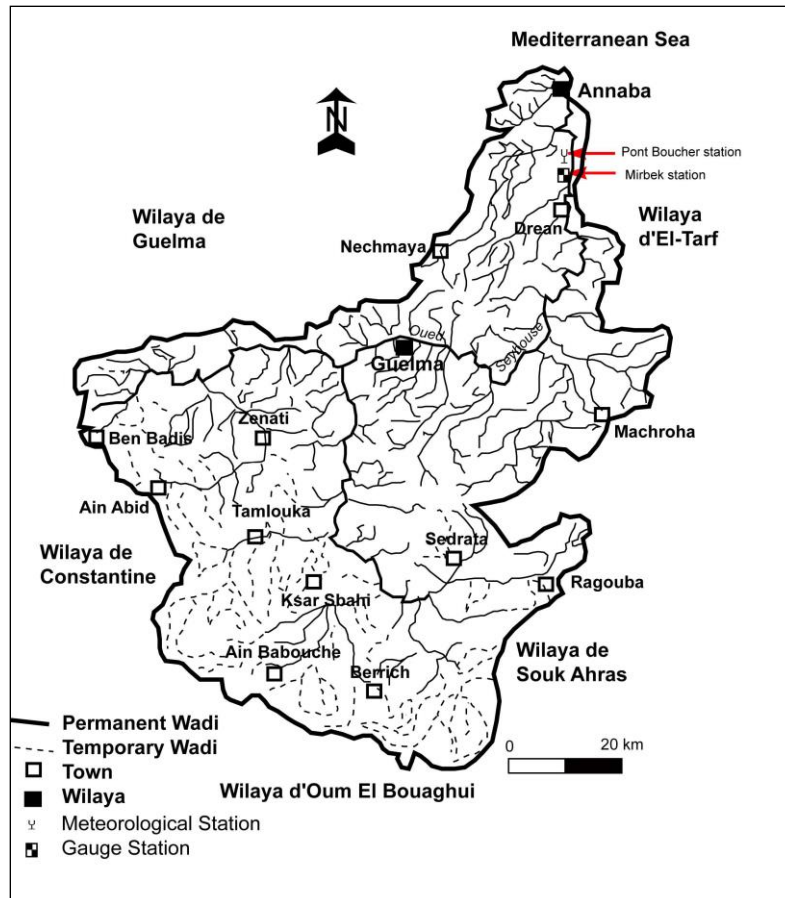


Figure II.4: Localisation du bassin de l'oued Seybouse

Pour notre étude, pour prédire le débit nous avons utilisé à l'entrée du réseau des valeurs des débits et des pluies observées à des instants précédents ( $t-1, t-2, t-3, \dots$ ). En conséquence, la sortie du réseau représente la valeur prévue de débit pour le jour suivant  $t+1(Q_{t+1})$ .

La structure du modèle RNA peut être représentée par la forme suivante :

$$\{Q_{t+1}\} = \text{ANN} [P_t, P_{t-1}, P_{t-2}, P_{t-3}, \dots, P_{t+1}, Q_t, Q_{t-1}, Q_{t-2}, Q_{t-3}, \dots]$$

La base des données a été divisée en trois phases : la phase d'apprentissage, la phase de test et la phase de validation. L'intérêt du test est d'arrêter l'apprentissage (la minimisation) au bon moment. Une fois le réseau calculé, il faut procéder à des tests pour vérifier que le réseau réagit bien comme on le souhaite : c'est la validation. La méthode la plus simple pour faire la validation est de garder une partie de l'échantillon réservé à l'apprentissage pour la validation et faire ainsi une validation hors-échantillon.

Entre 60 à 80% de cet ensemble de données est utilisé pour la phase d'apprentissage, 10 à 20% de données constituent la phase de test et 10 à 20% de données restantes sont réservées pour la phase de validation. La majeure partie des données est utilisée dans la phase d'apprentissage pour fournir des résultats très satisfaisants et adéquats.

### II.3.3- Critère de performance du modèle

La modélisation par le réseau de neurones artificiels consiste à trouver le nombre optimal de neurones dans la couche cachée ainsi le nombre d'itérations pour aboutir au

modèle le plus performant qui est déterminé par le minimum du nombre de nœuds et d'itérations. La performance du modèle de RNA est aussi validée par d'autres paramètres statistiques de phases d'apprentissage et du test et qui correspondent au nombre optimal de neurones de la couche cachée et du nombre d'itération.

Les paramètres statistiques utilisés dans ce travail sont : L'erreur moyenne des carrés *ASE* (Average Square Error), le coefficient de détermination  $R^2$  et l'erreur moyenne absolue et relative *MARE* (MeanAbsolute Relative Error). Ces paramètres sont donnés par les relations suivantes :

$$ASE = \sum_{i=1}^n (Q_{t_i} - \hat{Q}_{t_i})^2 / n \quad (4)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{t_i} - \hat{Q}_{t_i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{t_i} - \bar{Q}_{t_i})^2} \quad (5)$$

$$MARE = \frac{\sum_{i=1}^n \left| \left( \frac{\hat{Q}_{t_i} - Q_{t_i}}{Q_{t_i}} \right) \right|}{n} \cdot 100 \quad (6)$$

Où  $Q_{t_i}$  est la valeur mesurée du débit,  $\bar{Q}_{t_i}$  est le débit moyen mesuré et  $n$  est le nombre de données de l'ensemble de calage.

La valeur de l'*ASE* donne une indication sur l'erreur de prévision obtenue lors de la phase de test de la modélisation et  $R^2$  montre la variation de la valeur du débit calculé ou estimé par le modèle de la régression linéaire. Les valeurs idéales pour *ASE* et *MARE* sont égales à 0 et  $R$  peut correspondre à 1.

La performance du modèle est aussi déterminée graphiquement par l'alignement du nuage de point autour de la courbe  $y=x$  (droite linéaire à 45°).

## II.4- Résultats et discussions

### II.4.1- Sélection des entrées du réseau

Les variables d'entrée du modèle correspondent aux valeurs moyennes journalières de pluies (P) et de débit (Q) observées à des instants précédents (t-1, t-2, t-3...) du bassin versant de l'oued Seybouse à la station de Pont Bouchet (pluie) et la station de Mirbek (débit).

La première étape de la modélisation consiste à utiliser toutes les données disponibles sur la zone d'étude qui couvre une période de 18 ans (1986-2003). Ce qui correspond à 5400 valeurs journalières des pluies et des débits. Le vecteur d'entrée du modèle est représenté par les précipitations (P) et des débits(Q) pour les 7 jours précédents (t-1, t-2, t-3, t-4, t-5, t-6, t-7) aussi bien que la valeur de pluie prévue pour le jour t+1. Le vecteur de sortie représente la valeur prévue du débit pour le jour t (24 heures).

Le modèle de RNA est représenté par la forme suivante :

$$\{Q_{t+1}\} = ANN [P_{t-6}, P_{t-5}, P_{t-4}, P_{t-3}, P_{t-2}, P_{t-1}, P_t, P_{t+1}, Q_{t-6}, Q_{t-5}, Q_{t-4}, Q_{t-3}, Q_{t-2}, Q_{t-1}, Q_t]$$

Le choix de la période de décalage a été basé sur la relation pluie-débit, c'est-à-dire sur le temps de réponse du bassin suite à une telle pluie pour générer un débit enregistré à l'exutoire.

Les résultats obtenus montrent une meilleure convergence du modèle et donc des bonnes prévisions.

La deuxième étape de modélisation consiste à déterminer le nombre optimal d'années à retenir ainsi que le décalage dans le temps (le passé des variables d'entrée ou pas de temps)

des paramètres de la couche d'entrée (nombre de jour) par le modèle RNA. Ce qui permet à l'utilisateur de faire des bonne prévisions à partir des données de courte période d'enregistrement car l'acquisition et la disponibilité des données pour une longue période réside un grand problème.

Un autre avantage est que le calcul sera allégé avec une base de données moins puissante par comparaison avec celle utilisée dans la première étape de modélisation. Les variables d'entrée ont été sélectionnées par le modèle de RNA en calculant l'erreur moyenne *ASE* de la phase de test de telle manière qu'elle soit le minimum possible.

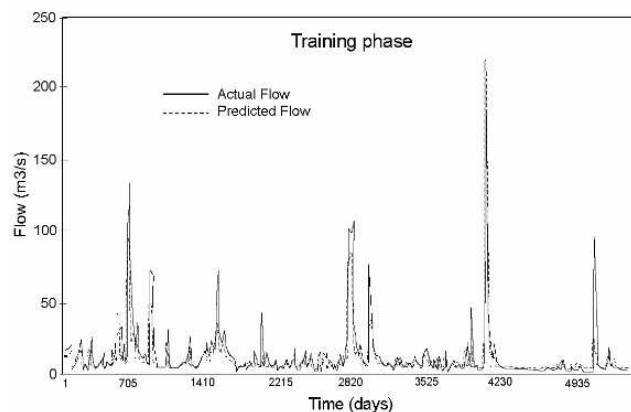
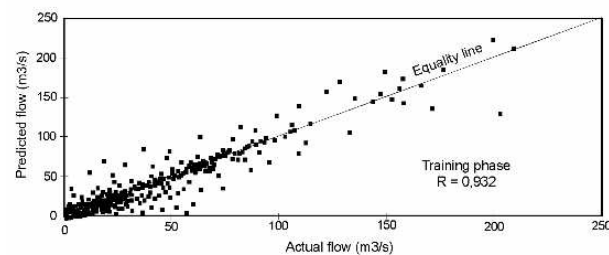
Les résultats révèlent que l'erreur minimum *ASE* de la phase de test a été obtenue en utilisant un nombre de deux années (2002 et 2003) pour la phase d'apprentissage.

#### II.4.2- Prévision des débits

Pour la première étape de modélisation, les données sont subdivisées en deux parties : 16 ans (1986-2001) sont utilisés pour l'apprentissage et les deux dernières années (2002-2003) pour le test du modèle RNA.

L'apprentissage du réseau a été effectué de façon que la moyenne des carrés des erreurs (*ASE*) Soit minimale essentiellement pour la phase de test. Le calage et la convergence du modèle ont été testés donc par rapport à l'erreur moyenne *ASE* de la phase de test. Dans ce cas, le modèle converge pour un nombre de neurone de 10 dans la couche cachée avec 540 itérations et par conséquent on enregistre une valeur minimale d'erreur de l'*ASE* pendant la phase de test.

Les résultats obtenus sont représentés dans la figure II.5 qui illustre une comparaison entre les diagrammes de données de débits observés et simulés à  $t+1$  pour les phases de modélisation respectivement l'apprentissage et le test.





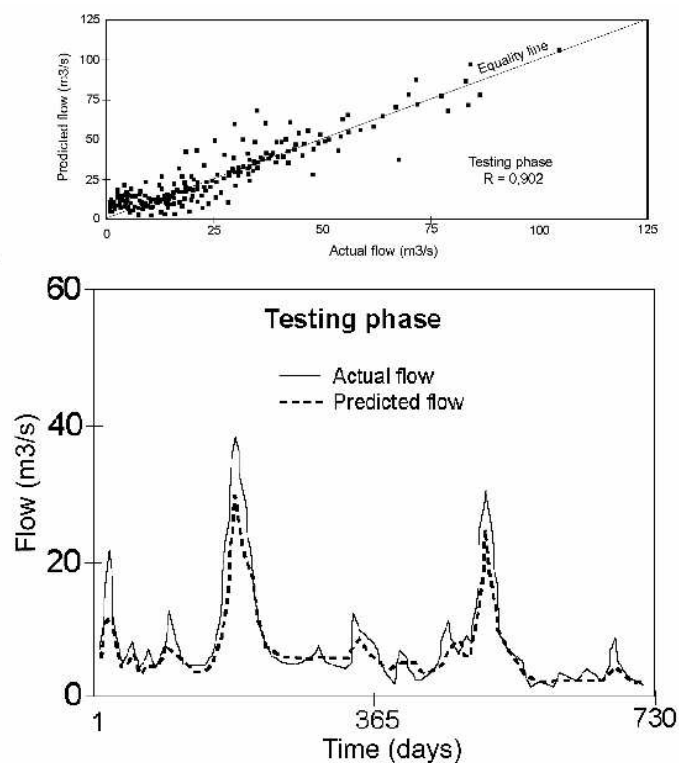


Figure II.5 : comparaison entre les débits observés et les débits simulés par le modèle de RNA pour les phases d'apprentissage et de test

Tableau II.2. Comparaison entre les paramètres statistiques pour la phase d'apprentissage et la phase de test du modèle de réseau de neurones de l'oued Seybouse

Paramètres statistiques	phase d'apprentissage		Phase de test	
	Débit réel (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Débit prévu (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Débit réel (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Débit prévu (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )
<b>Moyenne</b>	24.84	22.34	9.89	9.57
<b>écart type</b>	23.2	21.7	16.78	15.67
<b>Minimum</b>	0.00	3.18	4.34	4.30
<b>Maximum</b>	220.38	217.34	39.03	32.25
<b>Coefficient de variation</b>	3.86	5.67	2.31	2.73

Les paramètres statistiques pour la phase d'apprentissage et la phase de test sont donnés dans le tableau II.3 suivant :

	<b>ASE</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>MARE</b>
<b>phase d'apprentissage</b>	0.00009	0.932	1.132%
<b>Phase de test</b>	0.00001	0.902	1.453%

Tableau II.3 : paramètres statistiques du modèle de réseau de neurones de l'oued Seybouse

La comparaison des données simulées et observées forment un nuage de points situé autour de la droite linéaire ( $y = x$ ) pour les différentes phases du modèle de RNA. La figure II.6 illustre les diagrammes de données de débits simulés à  $t+1$  pour les deux phases de modélisation respectivement l'apprentissage et le test. La droite de nuage de points est répartie statistiquement selon une orientation de  $45^\circ$  (autour de la droite  $y=x$ ). Les résultats obtenus montrent une très bonne concordance expliquée par un coefficient de corrélation élevé pour la phase d'apprentissage et la phase de test. Ce qui indique que ces résultats sont très satisfaisants.

Les paramètres statistiques des valeurs estimées par le modèle du réseau neuronal et ceux des valeurs observées sont très proches avec une amélioration notable du coefficient de variation pour les débits simulés.

#### II.4.3- Comparaison avec le modèle de régression linéaire multiple

Pour évaluer la performance du modèle de RNA, une comparaison avec d'autres modèles plus classiques essentiellement le modèle de la régression linéaire multiple a été utilisé.

L'application de ce modèle a été faite sur les mêmes données utilisées dans la méthode neuronale pour les deux phases de modélisation.

Pour cette étape de modélisation, nous avons pris l'ensemble des données utilisés pendant l'apprentissage et le test pour l'application de la régression linéaire multiple. Les résultats de cette démarche sont représentés dans la figure II.6.

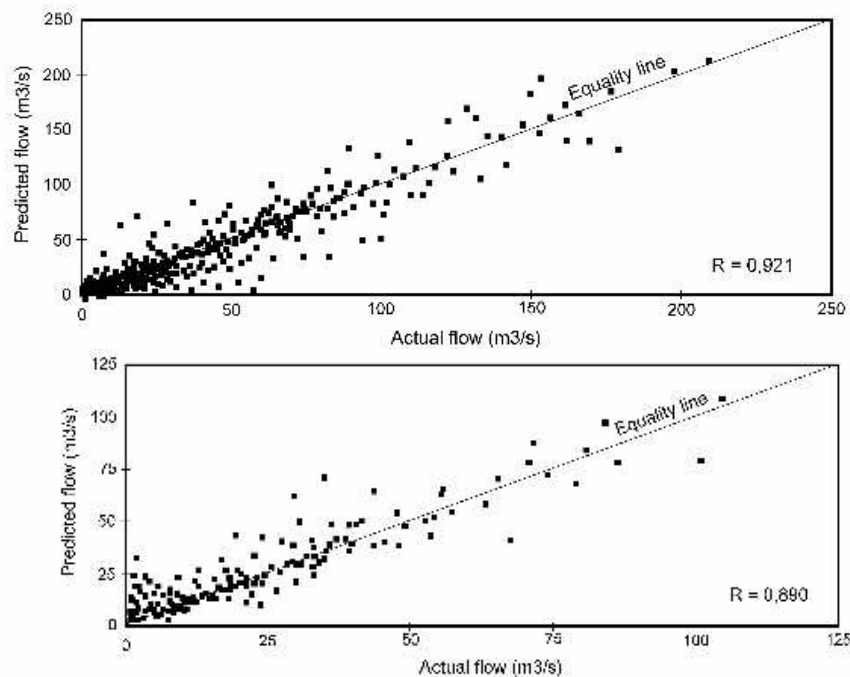


Figure II.6: Comparaison entre les débits observés et les débits simulés par le modèle de la Régression Linéaire Multiple

La figure II.6 illustre la comparaison des coefficients de corrélation entre les valeurs observées et les valeurs estimées obtenus par les deux modèles de prévision. Les coefficients de corrélation indiquent la meilleure performance et convergence du modèle de réseaux de neurones par rapport à la régression multiple.

La modélisation par les réseaux de neurones artificiels indique une bonne corrélation entre les valeurs observées et les valeurs estimées. Il en découle que le modèle de RNA possède un meilleur pouvoir prévisionnel en comparaison avec les modèles classiques.

## II.5- CONCLUSION

L'application du modèle des réseaux de neurones artificiels à des données pluviométriques et de débits journaliers du bassin versant de l'oued Seybouse à la station de Pont Bouchet (Pluie) et la station de Mirbek (débit) permet d'obtenir de bonnes prévisions du débit à court terme (24 heures). Ce qui explique la haute performance du modèle dans la simulation des débits des oueds situés en climat semi-aride à méditerranéen.

Cette prévision, qui est basé sur des informations des débits et des pluies du passé et du présent, permettrait une meilleure gestion hydraulique afin de minimiser les risques d'inondation au sein du bassin versant étudié. Le modèle RNA possède un bon pouvoir prévisionnel de type pluie-débit pour le système hydrologique étudié.

Des applications de la méthodologie neuronale ont été faites pour d'autres bassins versants qui présentent de très faibles débits. Les résultats obtenus montrent que le modèle diverge avec une augmentation de l'erreur ASE et une très faible corrélation entre les débits observés et simulés (une valeur minimale de  $R^2$ ). Cette divergence est expliquée par la capacité du modèle RNA de faire des prévisions pour les forts débits (cas des inondations).

Les réseaux de neurones constituent, pour la plupart des bassins versants, la meilleure approche de modélisation pour la prédiction des débits.

L'originalité de ce travail de modélisation réside dans l'utilisation des réseaux neuronaux (approche connexionniste) qui sont fondés sur des modèles qui tentent d'établir des relations entre les paramètres d'entrée et de sortie par interconnexions des neurones, pour les prévisions des débits des bassins versants situés en zone semi-arides et méditerranéenne de l'Algérie.

## Références

- Riad S., Mania J., Bouchaou L., Najjar Y. (2004) Rainfall-Runoff Model Using an Artificial Neural Network Approach. *Mathematical and Computer Modelling* 40 (2004) 839-846.
- Lallahem S., Mania J., Hani A., Najjar Y. On the use of neural networks to evaluate groundwater levels in fractured media. *Journal of Hydrology* 307; 2005.p. 92-111.
- Smith I. and Eli R.N. (1995) Neural-network models of rainfall-runoff process, *Journal of Water Resources Planning and Management* 121 (6), 499-508.
- Maier H.R. and Dandy G.C. (1996) The use of artificial neural network for the prediction of quality water parameters, *Water Resources Research* 32 (4), 1013-1022.
- Sudheer K.P., Gosain A.K., Mohana Rangan D. and Saheb S.M. (2002) Modelling evaporation using an artificial neural network algorithm, *Hydrol. Process.* 16, 3189-3202.
- Minns A.W. and Hall M.J. (1996) Artificial neural networks as rainfall-runoff models, *Hydrological Sciences Journal* 41 (3), 399-418.
- Wei Y., Xu W., Fan Y. and Tasi H.T. (2002) Artificial neural network based predictive method for flood disaster, *Computers & Industrial Engineering* 42, 383-390.
- Hu T.S., Lam K.C. and Ng S.T. River flow time series prediction with a range-dependent neural network. *Hydrological Science Journal* 46 (5), 2001.p. 729-745.
- Lippmann R.P. (1987) An introduction to computing with neural nets, *IEEE ASSP Magazine*, 4-22.
-

## **Chapitre III : DES RESSOURCES EN EAU SOUTERRAINE IMPORTANTES MAIS VULNERABLES**

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 transmissivité et estimer la quantité de la ressource. Le module MT3D a été utilisé pour simuler l'intrusion marine

### **III.1 - Modélisation du système aquifère**

#### **III.1.1- 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.

### **III.1.2- 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 la station des salines 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 Thornthwaite 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 III.1). La pluie efficace annuelle moyenne est de 167mm.

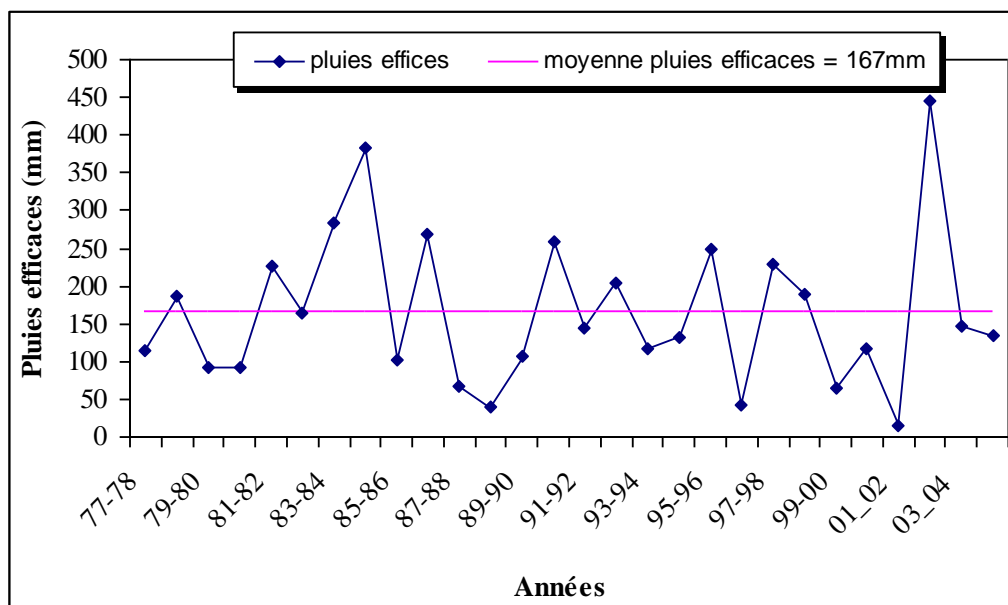


Figure III.1: Les pluies efficaces calculées sur une période de 27 ans de 1978 à 2005

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

### III.1.3- Données d'entrée

#### 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 III.2).

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

### Condition aux limites

Le système aquifère d'Annaba est caractérisé par (Figure III.2) :

- 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.

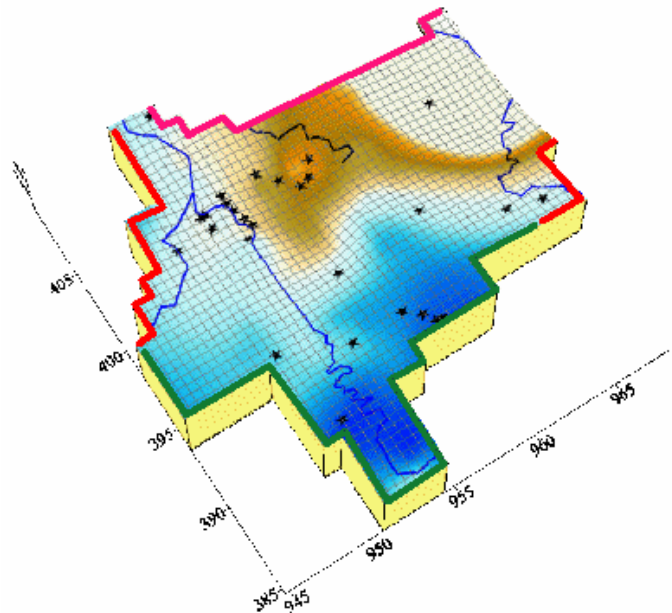


Figure III.2: Discretisation et conditions aux limites du système aquifère de la plaine d'Annaba

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

### Les données hydrodynamiques

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

- 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.

### 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 III.3).

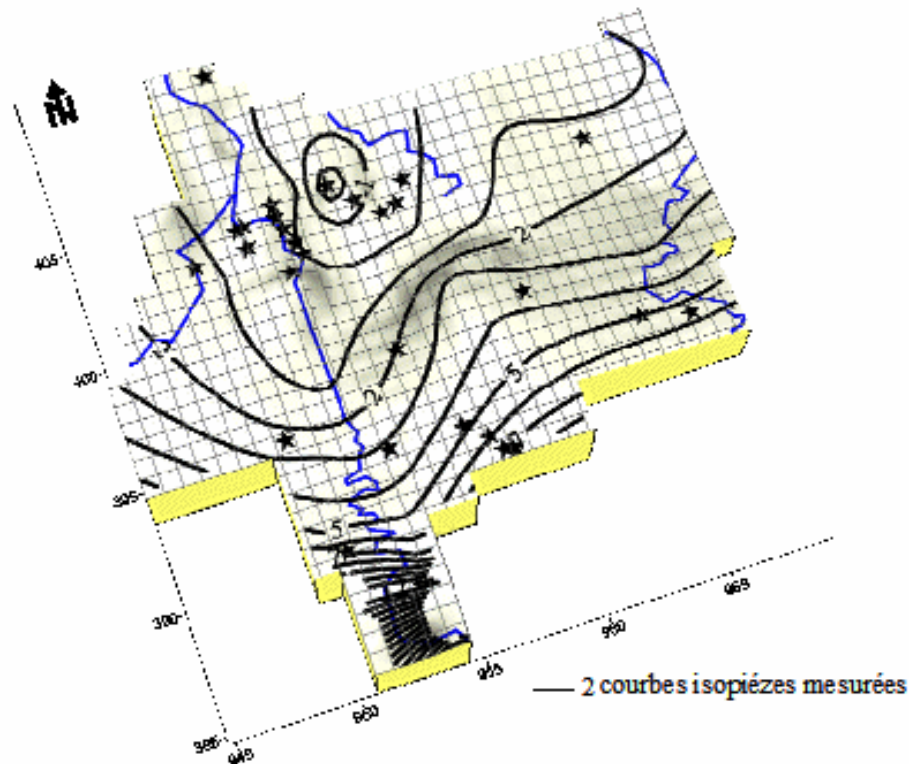


Figure III.3: Carte en courbes isopièzes de la nappe des graviers du système aquifère de la plaine de Annaba

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 drainage par les oueds Seybouse et le Khelidj est bien mise en évidence.

## III.2- Résultats du calage du modèle

### III.2.1- 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 où les différences atteignent 2m. Les différences observées entre la piézométrie calculée et celle observée (Figure III.4) 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.



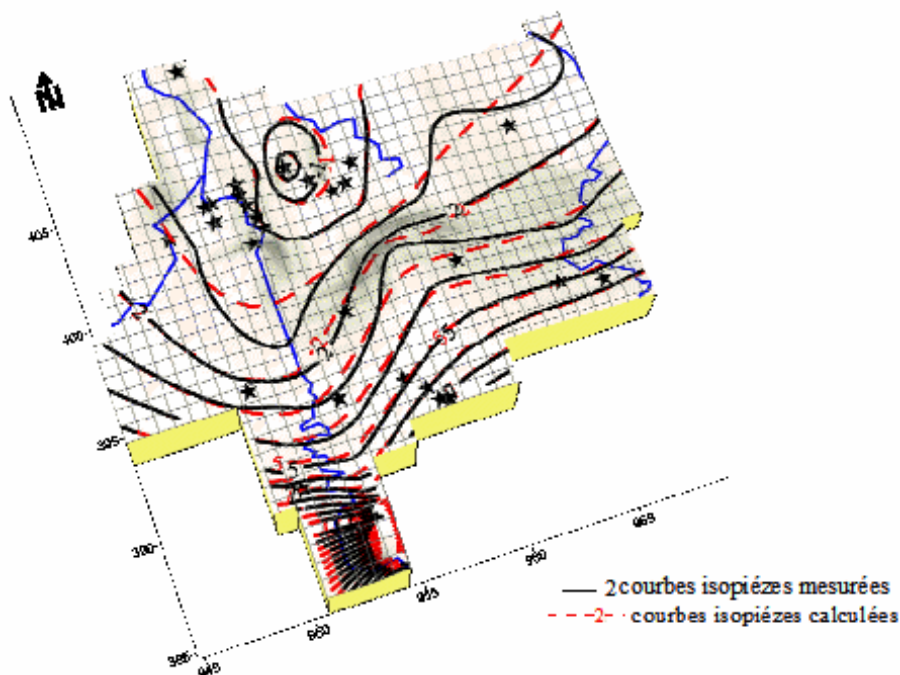


Figure III.4: Carte des piézométries : mesurée et calculée (régime permanent) de la nappe des graviers

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 ) 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 III.1 : 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
<b>Somme</b>	<b>58443</b>	<b>58443</b>
<b>TOTAL</b>	<b>Entrées</b>	<b>Sorties = 0</b>

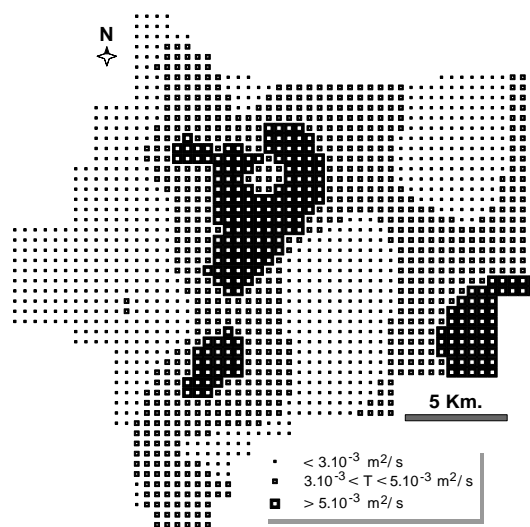


Figure III.5: Répartition des conductivités hydraulique à l'issu du calage en régime permanent

### III.2.2- 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  $1 \cdot 10^{-4}$  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 ), 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.

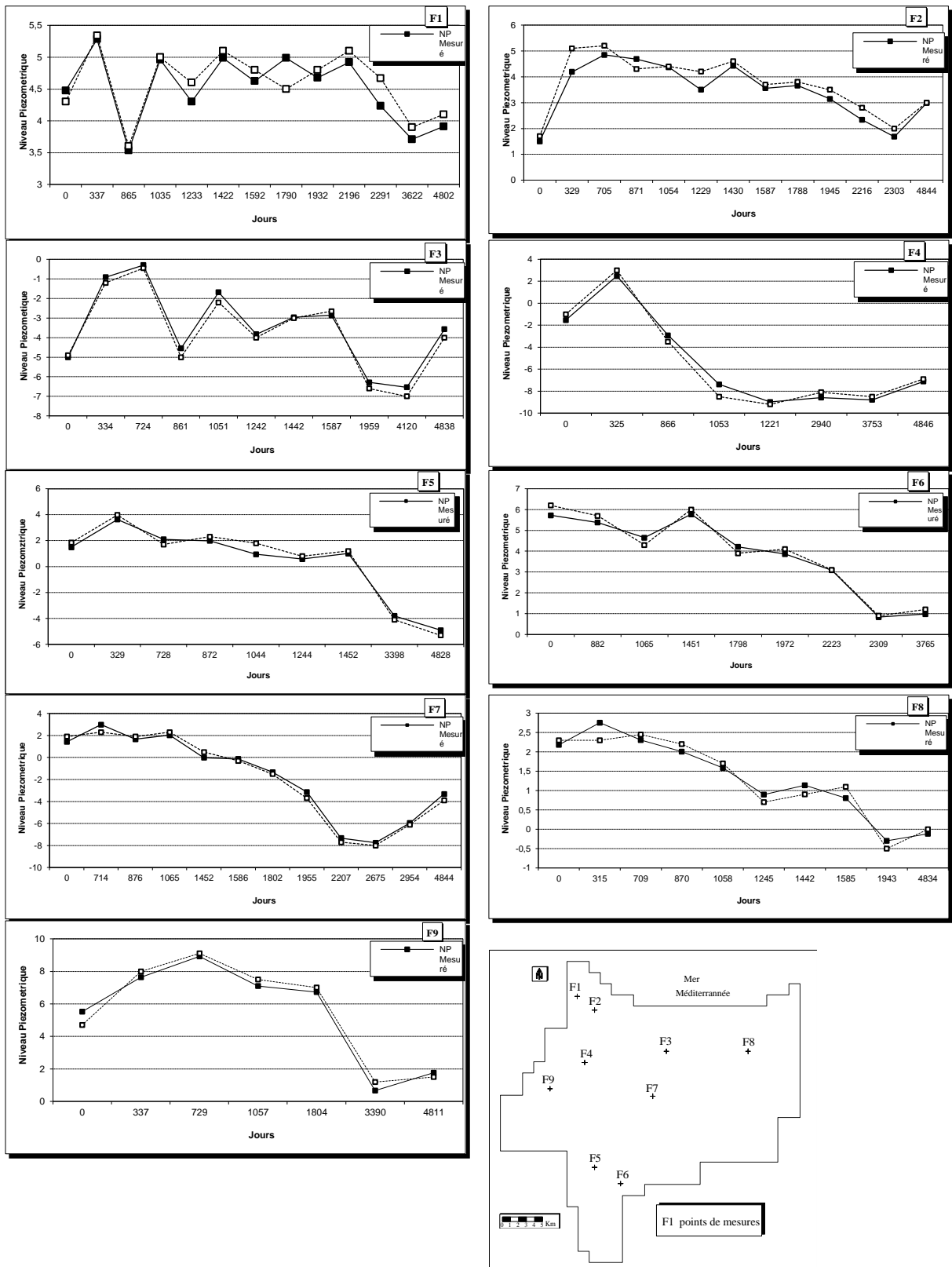


Figure III.6: Piézométrie calculée vs piézométrie mesurée en régime transitoire

### III.3- 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<sup>3</sup>/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. 2° 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 Docteurs sciences. Université de Pierre et Marie- Curie. Paris VI, pp.58-68
-

## Chapitre IV : L'INTRUSION MARINE : L'ERREUR EST-ELLE HUMAINE ?

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 importante. 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 développée.

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 IV.1). 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.

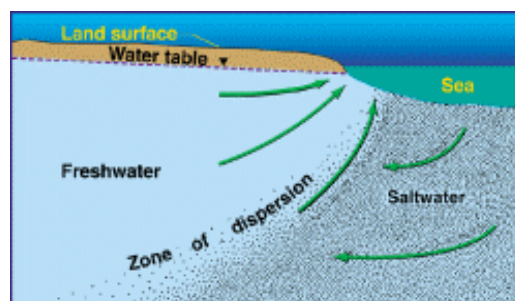


Figure IV.1: Schéma de la relation eau douce-eau salée dans un aquifère côtier (Ledoux, 1986).

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 Algérien (Figure II.4). 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.

## **IV.1- Mécanismes de l'intrusion marine**

### **IV.1.1- 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 IV.1).

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 ( $2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  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.

### **IV.1.2 - 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 IV.2).

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

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

---

où  $\rho$  est la masse volumique de l'eau douce ( $1\text{g/cm}^3$ ) ;

$\rho_s$  est la masse volumique de l'eau salée (en moyenne  $1,025\text{g/cm}^3$ ).

$h_s$  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'écrit sous la forme :

$$h_s \approx 40.h$$

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 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) ;

$K$  est la perméabilité de l'aquifère côtier ( $\text{m/s}$ ) ;

$b$  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 continent est faible voire 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.



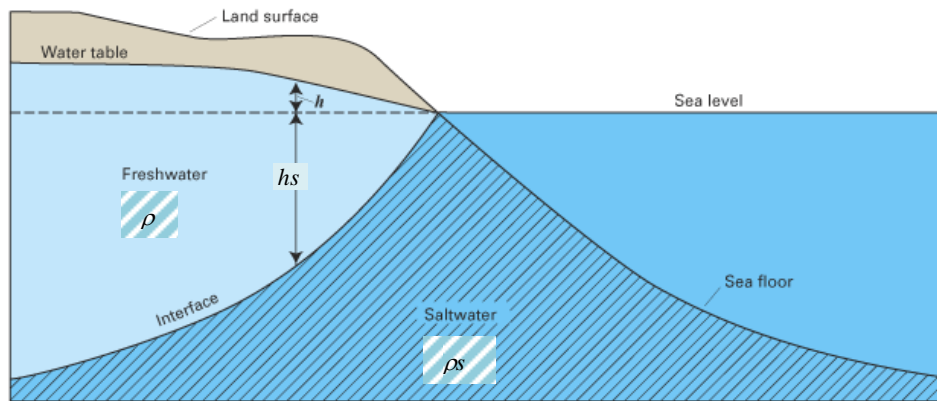


Figure IV.2 : Schéma hydrodynamique d'un aquifère côtier à nappe libre selon la relation de Ghyben-Herzberg.

## IV.2- Méthodologie

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 Cortecchi, 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 Cortecchi, 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.

## IV.3- Résultats et discussion

### IV.3.1 - Mise en évidence des intrusions marines vers les aquifères étudiés

#### - 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 IV.3);

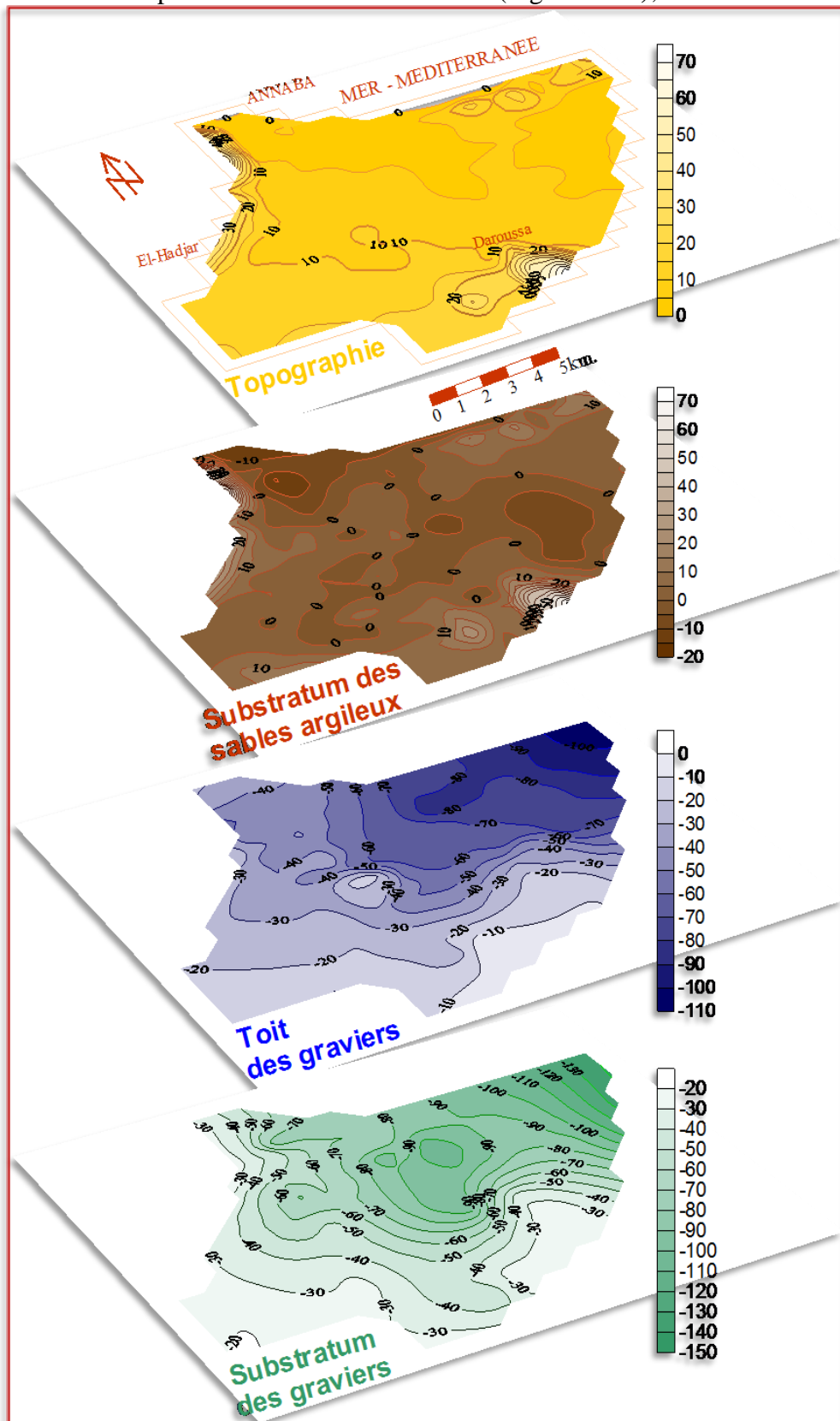


Figure IV.3 : Géométrie des graviers dans le système aquifère d'Annaba.

✓ Gradients hydrauliques faibles ;

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

✓ Baisse des niveaux piézométriques : extension permanente de l'isopièze de cote 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 cotes 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.

#### - 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).

#### - Diagramme Piper

En observant le diagramme (Figure ) on remarque côté 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'échantillons 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.

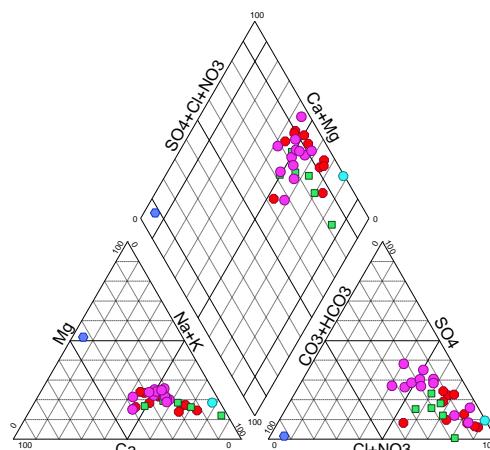


Figure IV.4: Représentation des résultats d'analyse des échantillons d'eau dans le diagramme de Piper

- **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 IV.). 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-HCO<sub>3</sub>, Mg-SO<sub>4</sub> (Figure IV.). Les diagrammes de Stiff obtenus ont permis de diviser les eaux de la nappe en trois groupes chimiques homogènes : groupe I, II et III.

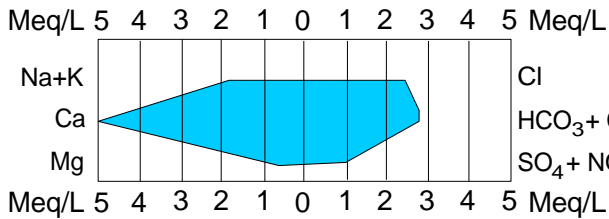


Figure IV.5 : Diagramme de Stiff de l'eau douce

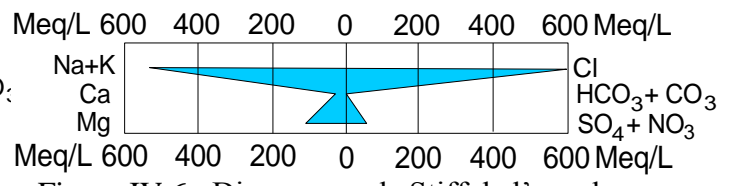


Figure IV.6 : Diagramme de Stiff de l'eau de mer

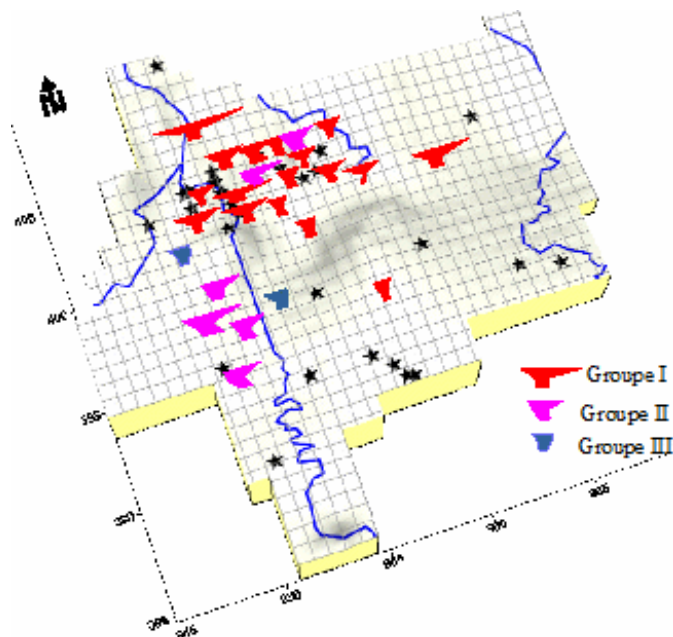


Figure IV.7 : Diagramme de Stiff des eaux de l'aquifère d'Annaba (Nappe des graviers)

- 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 )
- 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.

- **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 ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ ) 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.

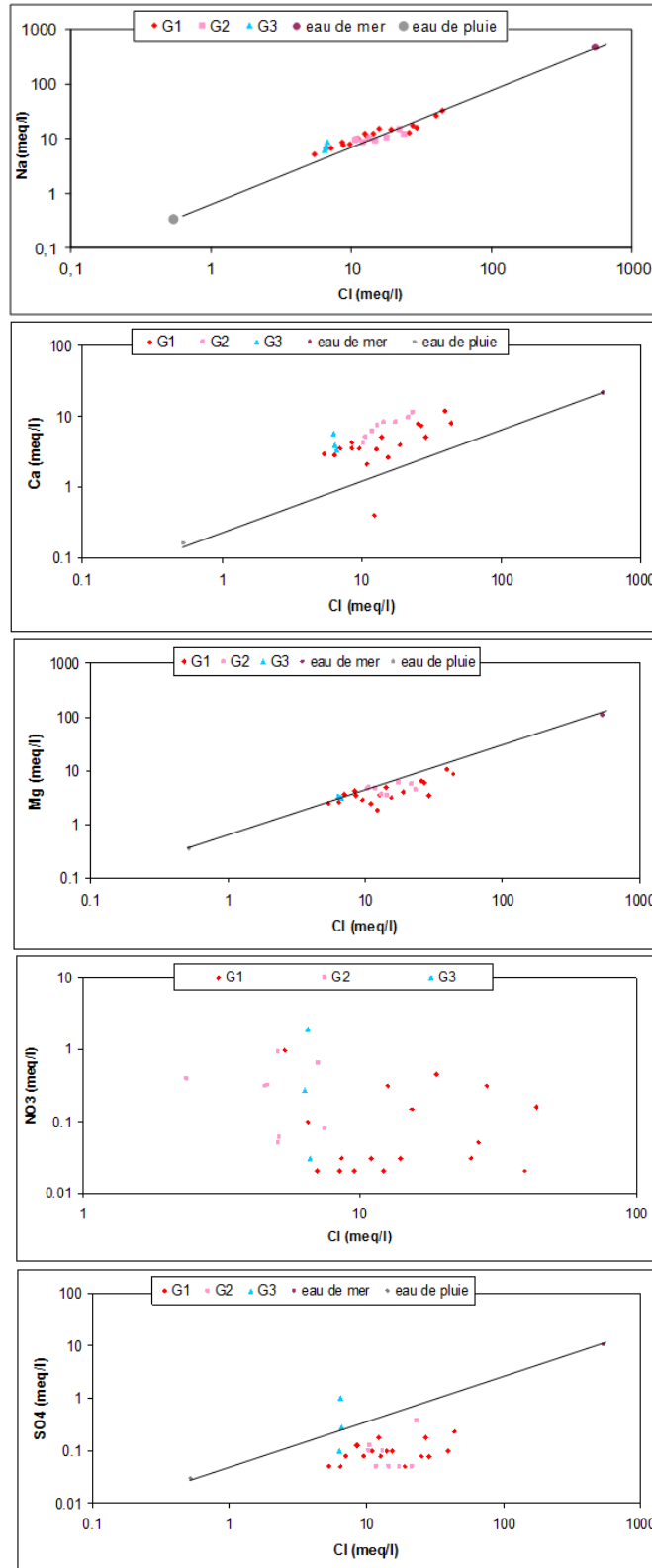


Figure IV.8 : Relation entre : Na- Cl / Ca- Cl / Mg- Cl / NO<sub>3</sub>- Cl / SO<sub>4</sub>- Cl des eaux souterraines et de l'eau de mer.

Le diagramme Na–Cl 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<sup>+</sup> devrait équilibrer la teneur en Cl<sup>-</sup>, le déficit en Na<sup>+</sup> est expliqué par le phénomène d'échange ionique inverse entre l'eau et l'aquifère et se traduisant par une adsorption de Na<sup>+</sup> et une libération de Ca<sup>2+</sup> (El Achheb. *et al.*, 2003).

Le diagramme Ca–Cl 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 IV.9) qui se trouvent sous la droite de mélange sont caractérisés par l'appauvrissement de Mg<sup>2+</sup>. Ceci est expliqué surtout par le phénomène d'interaction eau - roche.

Le diagramme NO<sub>3</sub>–Cl 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<sub>3</sub> et SO<sub>4</sub>, comme résultat de la précipitation, et à une augmentation de Na, Cl et NO<sub>3</sub> (Cardona *et al.*, 2004 ; Richter and Kreitler, 1993).

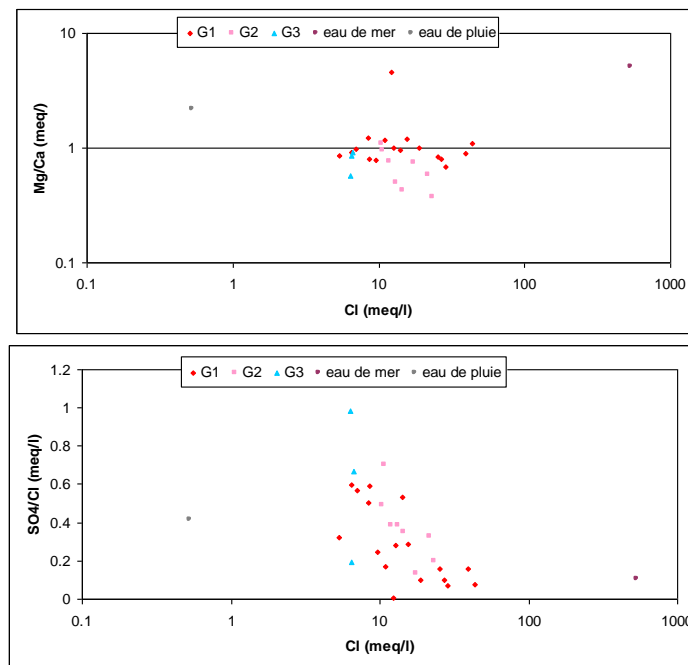


Figure IV.9 : Variation des rapports Mg<sup>2+</sup>/Ca<sup>2+</sup> et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/Cl en fonction des teneurs en chlorures (még/l)

Le rapport Mg<sup>2+</sup>/Ca<sup>2+</sup> 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. 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 II 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  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$  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 IV.9 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  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ , indiquant une autre origine de la minéralisation ; on pense que cette augmentation du rapport des points du groupe III est due à la dissolution du gypse dans le réservoir. (Trabelsi *et al.*, 2005 ).

#### **IV.3.2- 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).

---

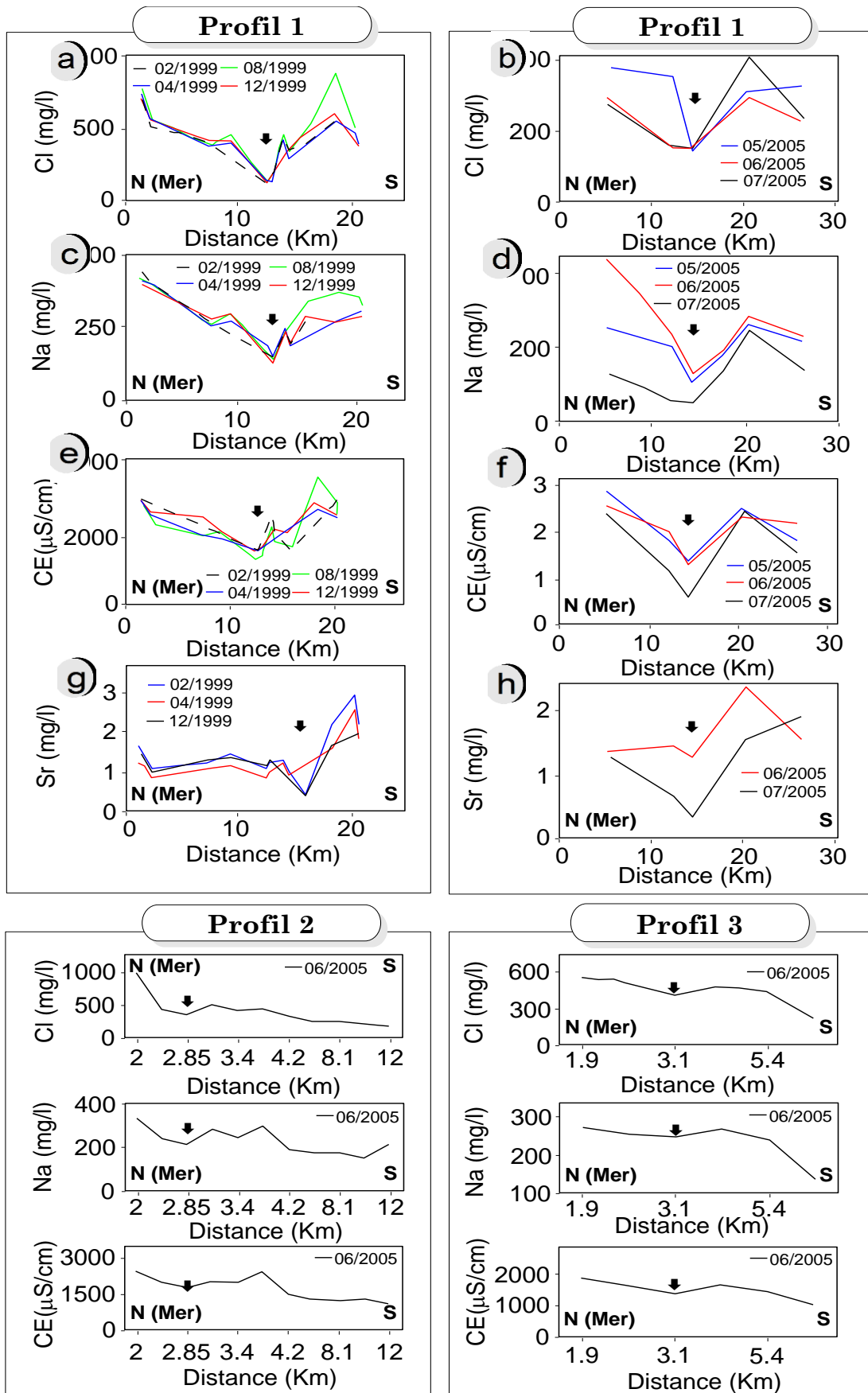


Figure IV.10 : Evolution temporelle de la minéralisation selon 3 profils orthogonaux à la mer



Les graphiques des Figure 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  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . 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 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 ), 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 véhiculées 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 IV.10). 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,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{O}^{18}$ , 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 points d'observation suffisant. Dans les autres secteurs, les mesures sont moins nombreuses et ne permettent guère de tracer de profil représentatif.

### IV.3.3 - Modélisation de l'intrusion marine

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. 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.
-

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.

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.

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 réalisée.

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).

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 dues 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).

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 IV.11 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.

---

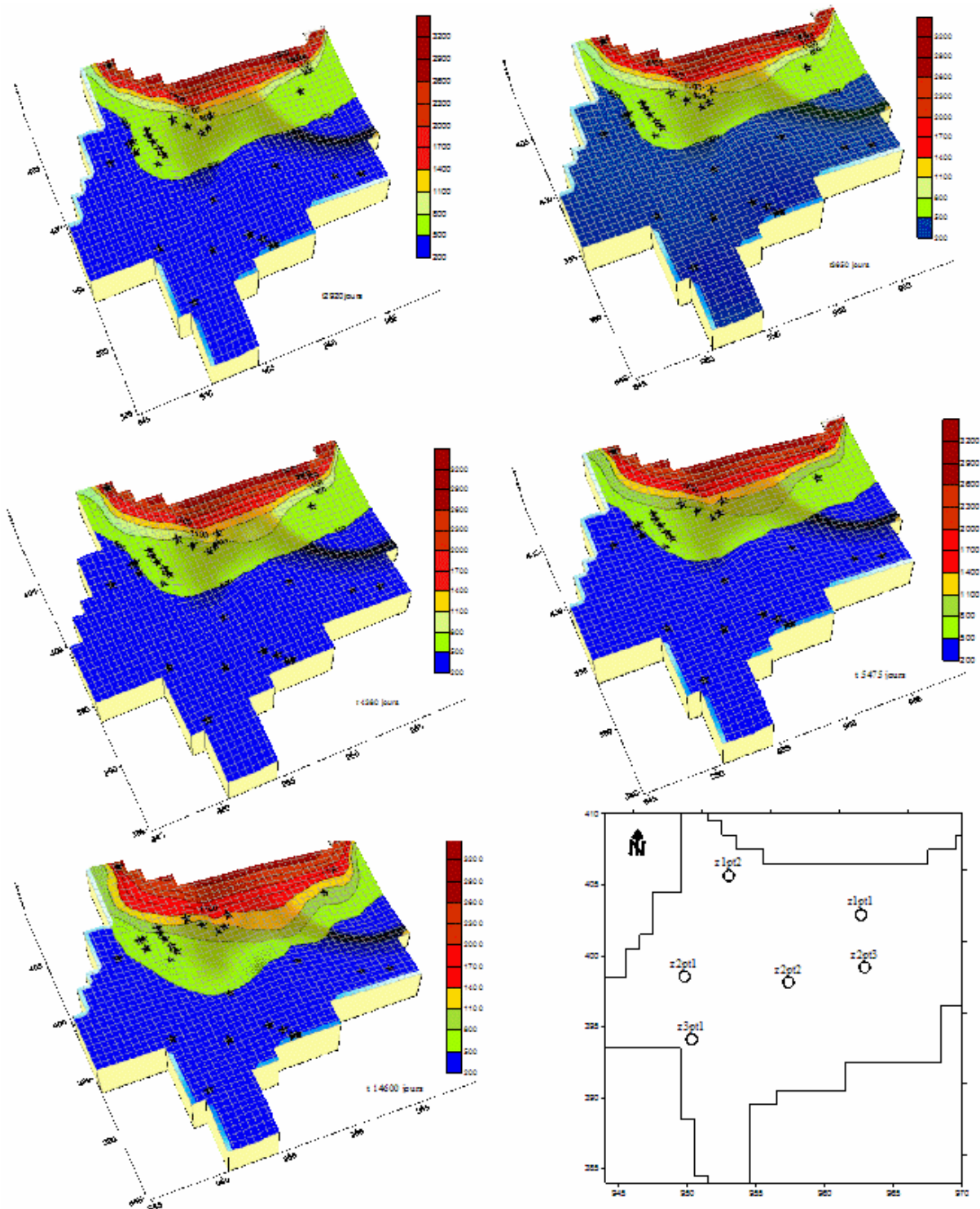


Figure IV.11 : – simulation du front salé : a) 1989, b) 1999, c) 2002, d) 2005, e) 2035 et répartition des points d’observation de la concentration en Cl.

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 montre le bon ajustement du modèle hydrodispersif pour les années 1989,1999, 2002 et 2005.

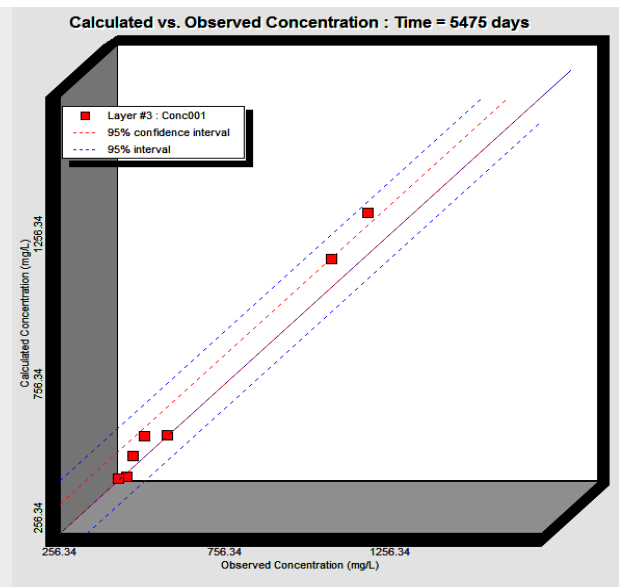
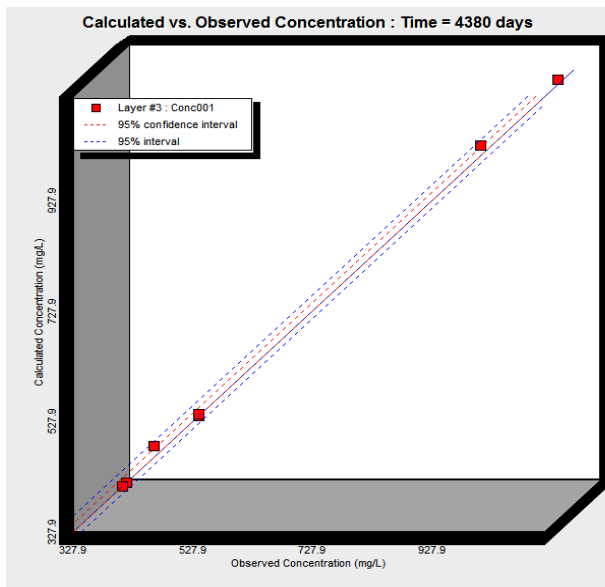
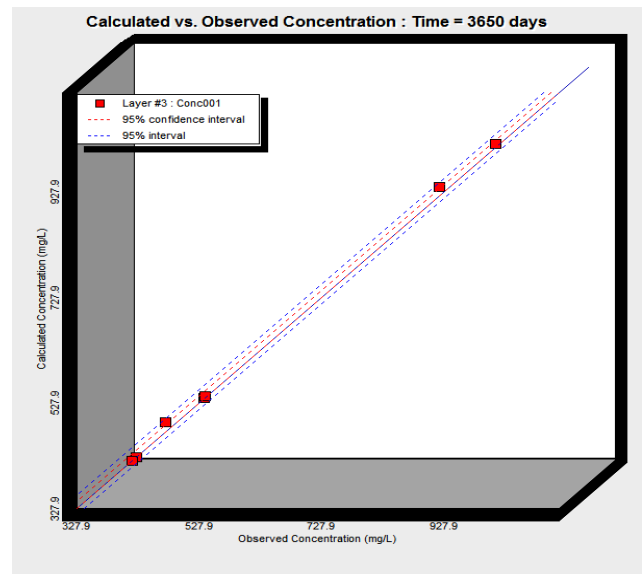
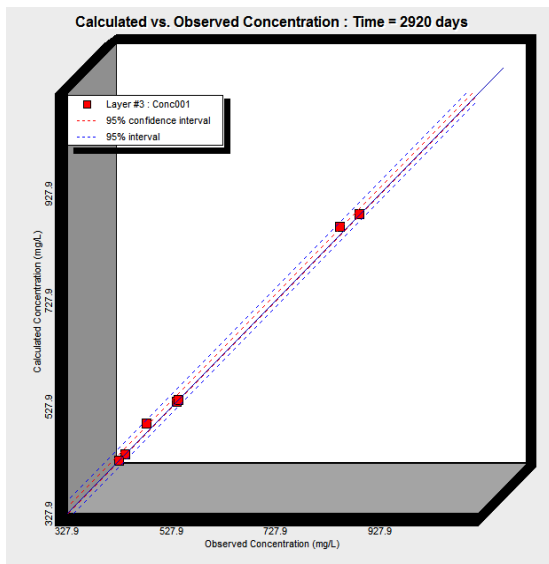


Figure IV.12 : Concentrations des chlorures : calculées vs mesurées

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 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
- pompes ;
  - vers la mer.

années	Débits entrant (m <sup>3</sup> /j)			Débits sortant (m <sup>3</sup> /j)			
	Par les limites	recharge	Intrusion marine	total	pompages	Vers la mer	total
1989	55510	0.13	5475.20	60985	7034.30	293.85	60985
1999	58767	0.08	8118	66885	53657	0.00	66885
2002	54821	0.08	9917.90	64739	53657	0.00	64739
2005	54795	0.13	9810.90	62512	53657	0.00	62512

Tableau IV.1 : Bilan des entrées et sorties de la nappe pour les années 1989-1999-2002 et 2005

Le bilan issu de la modélisation indique que les apports dus 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 entrant 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 l'indique, une augmentation des prélèvements est enregistrée à partir de l'année 1999.

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

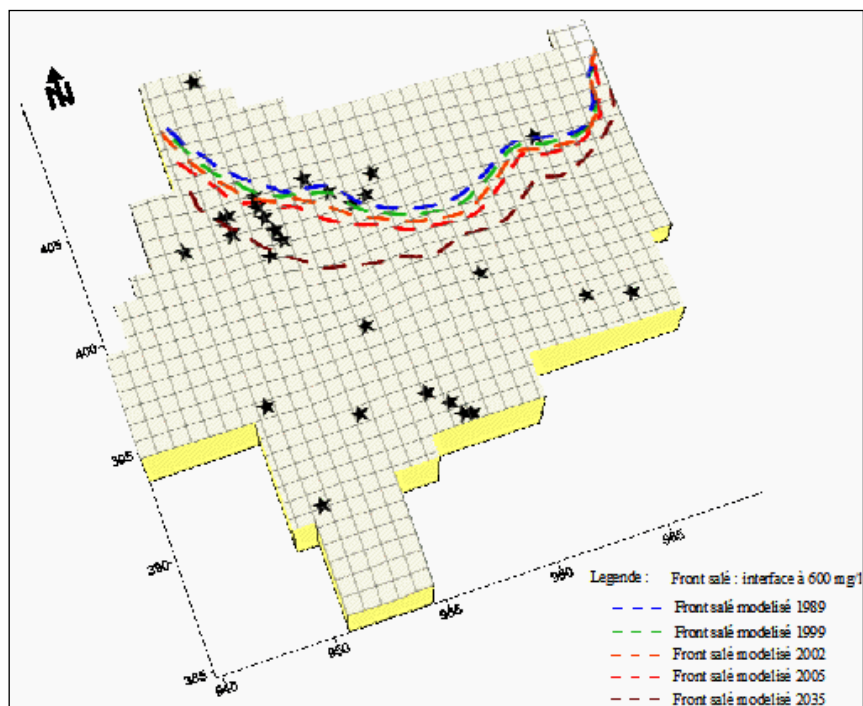


Figure IV.13 : Prévisions du front salé pour l'année 2035

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).

#### IV.4 - 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 prélèvements effectués 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 hydrodispersif 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 terres 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 oueds qui écoulent des volumes importants vers la mer ce qui éviterait 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.

## Références:

- 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 aquitainien, 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.
- Gemil, 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. & Cortecchi, 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 modalités d'alimentation de la nappe libre du Sous (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 eau souterraine 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,  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$  and  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  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 resistivity 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 3<sup>ème</sup> 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
-

# Chapitre V : ANALYSE MULTICRITERE ET CARACTERISATION DU MODELE DE GESTION INTEGREE DES RESSOURCES EN EAU DANS LA REGION D'ANNABA

## V.1- Introduction

Le véritable problème des régions semi-arides est l'absence de politique de gestion intégrée de l'eau (Sharma, 1998). A ce jour, la science n'a pas mis en avant de cadre global abordant les problèmes de l'eau de façon intégrée (Kamp et al.2003). Des recherches complémentaires doivent être menées pour s'assurer du fait que la gestion des ressources en eau est basée sur une science concrète (Bouwer, 2000). Le temps est venu pour les scientifiques travaillant sur le thème de la gestion de l'eau rare de se tourner vers des approches multidisciplinaires (Appelgren et Klohn, 1999).

Un nouveau modèle conceptuel de gestion intégrée de l'eau est proposé pour la gestion de l'eau de la région d'Annaba (Aoun-Sebaiti, 2010). Les variables effectives de la gestion du secteur de l'eau sont caractérisées et les zones géographiques en situation de pénurie d'eau dans la région sont définies.

Le but est de savoir comment établir les relations prévisibles à utiliser comme outils d'aide à la décision. Le modèle CWIMSAM intègre à la fois des données socio-économiques, des données relatives aux pressions de pollution, à la qualité de l'eau, à la santé publique, aux impacts écologiques et aux réponses des décideurs (fig. V 1). Il implique le passage d'une approche par l'offre à une approche par la demande pour la gestion des ressources en eau. Les approches intégrées, préventives et éco systémiques ont été introduites. Nous appliquons le développement de la méthodologie de recherche et la validation du modèle CWIMSAM à la gestion durable des ressources en eau. Nous analysons les méthodes de l'opinion des experts pour le développement et la validation du modèle et des variables et nous les comparons avec des modèles de gestion bien établis.

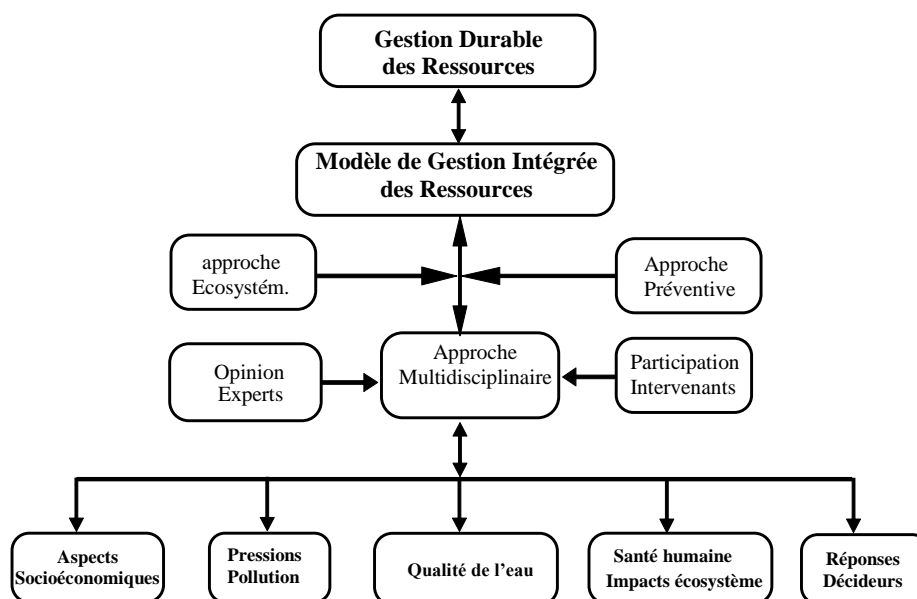


Figure V.1 : Modèle conceptuel de gestion intégrée des ressources en eau dans les régions semi-arides de la Méditerranée

La région d'Annaba est actuellement confrontée à une grave pénurie d'approvisionnement en eau de bonne qualité. Le système aquifère, qui représente la principale ressource dans la région, est limité à l'ouest par le massif métamorphique de l'Edough, dans le sud par le lac Fetzara et l'extension vers l'est par les monts de Cheffia, dans le nord par la mer Méditerranée, et enfin à l'est par les massifs numidiens de Bouteldja, Fig. V 2. La superficie totale de la région d'Annaba est de 760 km<sup>2</sup>. Dans cette recherche, la zone d'étude a été divisée en 21 secteurs principaux: Besbes, ZERIZER, Ben M'hidi, Dréan, Chbaita, Sidi Amar, Hdjar eddiss, Mouaïssia, Sebaa, Daroussa, El Kous, Ben Amar, Denden, El Hadjar, El Kerma, El Gantra, Fetzara et Taref, Salines, Bouteldja et Pont Bouchet.

La population d'Annaba devrait atteindre 2 millions l'an 2020. Cela va aggraver la situation déjà précaire. Toutefois, les prélèvements actuels sont très loin de satisfaire la demande en termes de quantité et de qualité : l'approvisionnement en eau domestique est à seulement 100 litres par habitant et par jour, comparativement aux 150 L/h/j recommandé par l'OMS des normes (World Health Organization, 2004). La surexploitation de l'aquifère a conduit à la baisse du niveau des eaux souterraines et à la détérioration de la qualité de l'eau due à l'intrusion saline. En outre, la dégradation de la qualité des eaux souterraines est aggravée par l'infiltration des eaux usées, eaux de surface polluées, de lixiviats de déchets solides et des produits chimiques agricoles. Les teneurs en Chlorures et en Nitrates sont très élevées, en de nombreux secteurs où ils dépassent les niveaux maximaux établis par l'OMS pour l'eau potable. Au cours de ces dernières années, la pénurie des ressources en eau et la pollution de l'eau ont sévèrement entravé le développement socio-économique de nombreux secteurs de la région d'Annaba. Compte tenu de la multiplication par deux de la population en 2020, la demande en eau va augmenter pour atteindre 300 hm<sup>3</sup>/année. Cette valeur dépassera largement la capacité durable de l'aquifère (Djorfi *et al.*, 2008).

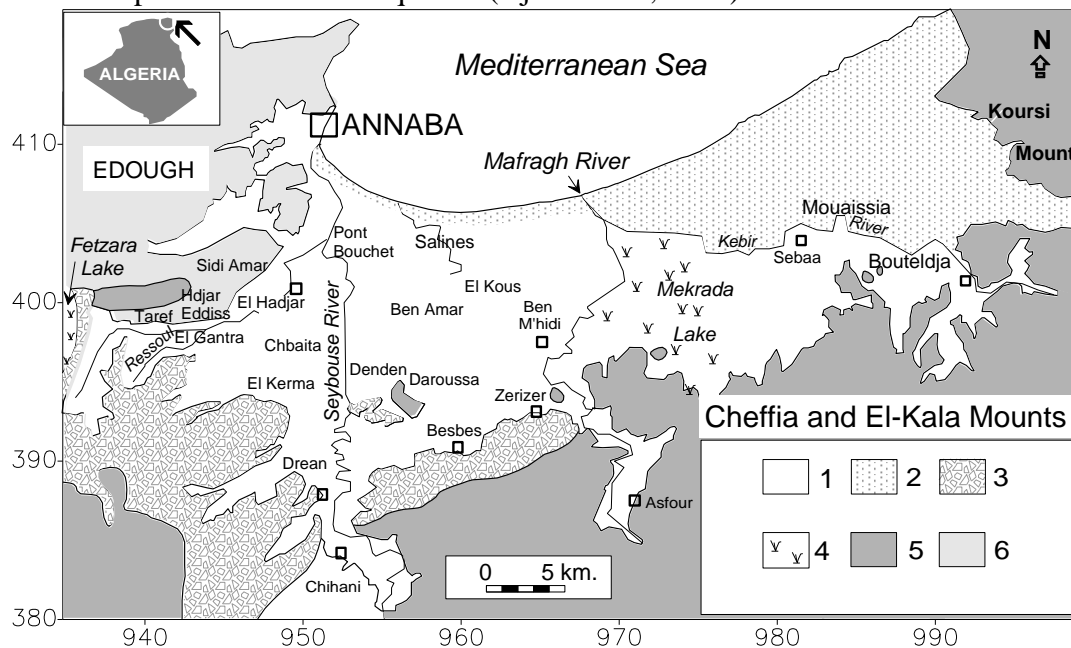


Figure V.2 : Esquisse géologique de la plaine de la région d'Annaba:

(1) alluvions récentes et actuelles; (2) dunes; (3) alluvions anciennes, (4) lac ou un marécage, (5) grès et argile du Numidien, (6) formations métamorphiques (micaschistes, gneiss, marbres).

## V.2- Méthodologie

Les variables pertinentes ont été caractérisées en utilisant les réseaux de neurones artificiels (RNA), l'évaluation du risque sur la santé humaine et de l'opinion des experts. 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 V.3 résume l'ensemble des tâches à réaliser une stratégie pour l'évaluation environnementale des ressources en eau dans la région d'Annaba :

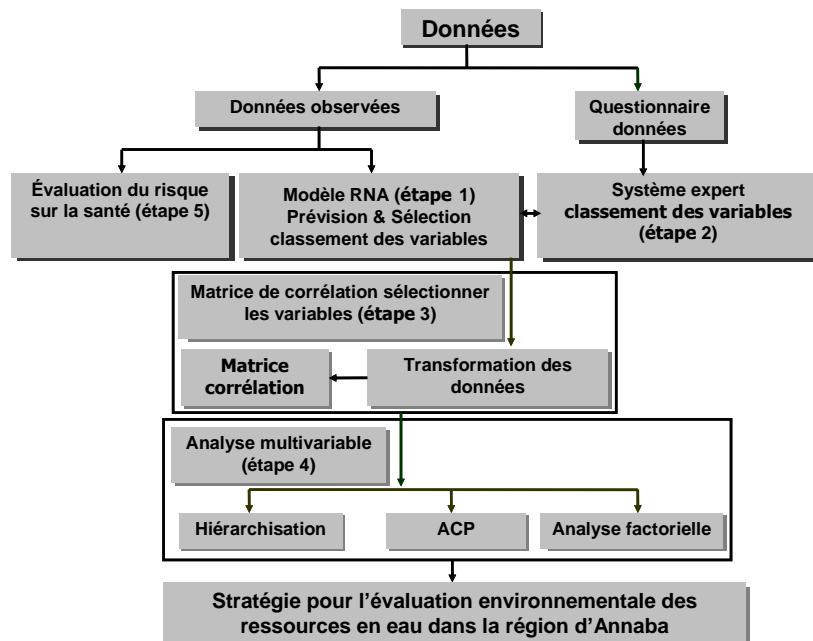
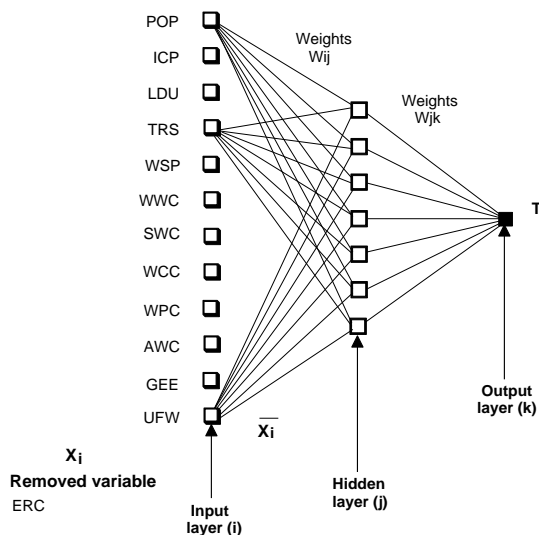


Figure V.3 : Méthodologie et outils de traitement des données.

## V.3- Résultats

### V.3.1- Application des réseaux neuronaux artificiels

Les variables représentant les facteurs socio-économiques: population (POP), le revenu par habitant (ICP), occupation des sols (LDU), tourisme (TRS), l'accès à l'eau potable (WSP), le système des eaux usées(WWC),



#### Légende:

WAB: débit de prélèvement dans l'aquifère ( $\text{hm}^3 \text{ year}^{-1}$ )

POP: Population (numbers)

ICP: Revenu par habitant ( $\text{Euro year}^{-1}$ )

LDU: Occupation du sol rapport zone urbanisée/zone agricole

TRS: Tourisme (nombre de jours)

WSP: Accès à l'eau (pourcentage)

WWC: Couverture eaux usées (pourcentage)

SWC: Couverture collecte eaux pluviales (pourcentage)

WCP: Consommation par habitant ( $1 \text{ cap}^{-1} \text{ d}^{-1}$ )

WPC: Prix eau ( $\text{Euro m}^{-3}$ )

ERC: Efficacité des paiements de facture (pourcentage)

AWC: Consommation Agriculture ( $\text{hm}^3 \text{ year}^{-1}$ )

GEE: Employ des femmes (pourcentage)

UFW: Les pertes en eau (pourcentage)

Figure V.4: Un MLP à trois couches pour les variables socio-économiques.

la couverture des eaux pluviales (SWCC), la consommation d'eau par habitant (WCC), le prix de l'eau (WPC), l'efficacité dans la collecte des recettes (ERC), la consommation d'eau pour l'agriculture (AWC), l'emploi des femmes (GEE), la sensibilisation et l'éducation à l'eau (WAE) et l'eau qui les pertes (UFW), étaient considérés comme des variables d'entrée possible, tandis que la variable de sortie le captage de l'eau (WAbstract). Un schéma de ce réseau est donné dans la figure V.4.

Pendant l'analyse, 500 réseaux ont été testés. Le meilleur modèle optimal ANN trouvé est un MLP (3 couches) avec 7 nœuds cachés et une erreur minimale de 0,089 par rapport aux autres types de réseaux ANN. Le modèle présente de très bonnes performances en termes de vérification, avec un ratio SD de 0,045. Les erreurs quadratiques moyennes (RMSE) pour l'apprentissage, la vérification et la validation sont faibles (tableau V.1). En outre, le coefficient de corrélation est supérieur à 99% pour l'apprentissage, la vérification et de test, ce qui montre un excellent accord entre les variables prélèvements d'eau observés et calculés.

L'analyse de la sensibilité des variables socio-économiques dans la phase de vérification (tableau V.2) indique que le revenu par habitant est le facteur socio économique le plus pertinent, suivi par le tourisme. En fonction de leur classement, les facteurs socio-économiques les plus influents sont dans l'ordre : la consommation d'eau pour l'agriculture, la consommation d'eau par habitant, la population, l'occupation des postes par les femmes, l'approvisionnement en eau, la couverture des eaux usées, le prix de l'eau, la couverture des eaux pluviales, eau non comptabilisée et l'occupation des sols. Le modèle ANN rejette la variable efficacité du recouvrement des recettes en raison de sa faible sensibilité. Les résultats du modèle ANN et des avis des experts, tableau V.3, sont identiques pour la variable approvisionnement en eau et ils diffèrent dans le classement des variables restantes.

Tableau V.1 : Paramètres de la régression statistique pour la variable sortie (WAB) – Variables socio-économiques

	Tr. WAB	Ve. WAB	Te. WAB
Data mean	3.9907	2.83	7.96
Data S.D.	5.5632	2.1527	13.402
Error mean	0.0356	-0.0159	-0.2827
Error S.D.	0.2494	0.0969	0.59364
Abs. error mean	0.1884	0.0799	0.3847
RMS error	0.2436	0.0881	0.6015
S.D. ratio	0.0448	0.045	0.0443
Correlation	0.9990	0.9997	0.99909

Légende : Tr: Training, Ve: Verification, Te: Testing

Tableau V.2 : Analyse de la sensibilité des variables socio-économiques

POP	ICP	LDU	TRS	WSP	WW	SWC	WCC	WPC	AWC	GEE	UFW
6	2	5	1	3	8	7	11	10	4	12	9
0.83	1.216	1.102	1.764	1.152	0.510	0.764	0.351	0.380	1.115	0.336	0.436
3.43	4.994	4.525	7.243	4.729	2.095	3.138	1.441	1.561	4.578	1.381	1.790
5	1	12	2	<b>7</b>	8	10	4	9	3	6	11
0.46	0.553	0.050	0.553	0.228	0.225	0.106	0.527	0.119	0.543	0.411	0.061
5.29	6.287	0.574	6.281	2.598	2.557	1.199	5.986	1.351	6.162	4.675	0.703

Tableau V.3 : Classification des variables socio-économiques – Opinion des experts

POP	ICP	LDU	TR	WS	W	SWC	WC	WPC	ERC	AWC	GE	UFW
1	6	8	12	<b>7</b>	5	11	3	4	9	2	13	10

### V.3.2- Application de la matrice de corrélation

Une analyse de la matrice de corrélation a été entreprise pour étudier l'importance de la relation entre deux variables dans la même catégorie de jeu de données. La transformation de toute variable, qui n'est pas normalement distribué est une condition préalable, d'où la transformation en logarithme (base e) de l'ensemble des variables étudiées. Le tableau V.4 montre que (ln abstraction de l'eau) présente une relation linéaire significative positive avec ln (couverture des eaux pluviales), le revenu par habitant, ln (consommation d'eau pour l'agriculture), ln (population), ln (eau non comptabilisées) et Ln (tourisme). La corrélation positive est plus grande entre les captages d'eau et les eaux pluviales, et la plus basse avec le tourisme. L'augmentation du revenu par habitant, l'intensification de la consommation d'eau pour l'agriculture, la croissance de la population et la hausse du nombre de touristes sont des facteurs importants qui influencent la demande en eau constitue la seule ressource disponible.

Tableau V.4. Matrice de corrélation des variables de l'étude

	ln (WAB)	ln (POP)	ICP	ln (LDU)	ln (TRS)	WSP	ln (WWC)	ln (SWC)	WCC	WPC	ln (AWC)	GEE	ln (UFW)
ln(WAB)	1.00												
ln(POP)	0.81	1.00											
ICP	0.89	0.81	1.00										
ln(LDU)	-0.05	0.50	0.09	1.00									
ln(TRS)	0.7	0.87	0.68	0.47	1.00								
(WSP)	-0.41	-0.27	-0.20	-0.05	-0.3	1.00							
ln(WWC)	0.21	0.49	0.22	0.56	0.51	0.05	1.00						
ln(SWC)	0.91	0.85	0.96	0.3	0.7	-0.25	0.28	1.00					
WCC	0.21	0.20	0.12	-0.03	0.14	-0.06	0.39	0.17	1.00				
WPC	-0.06	-0.05	-0.13	-0.20	0.04	0.11	-0.14	-0.12	-0.69	1.00			
ln(AWC)	0.80	0.33	0.69	-0.5	0.2	-0.16	-0.04	0.67	0.06	0.11	1.00		
(GEE)	0.10	0.21	-0.01	0.11	0.13	0.01	0.33	0.02	-0.02	0.12	0.11	1.00	
ln(UFW)	0.71	0.69	0.58	0.1	0.61	-0.51	0.28	0.57	0.16	-0.14	0.54	0.1	1.00

Note: les valeurs significatives (à  $p < 0.05$ ) sont en gras.

Les prélèvements d'eau augmentent avec les quantités d'eau non comptabilisé. Le Ln (captage d'eau) a également une relation linéaire négative avec la sécurité d'accès à l'approvisionnement en eau. Si les prélèvements d'eau augmentent alors que la salinité augmente ceci réduit les possibilités pour les utilisateurs d'accéder à une qualité d'eau acceptable. Il existe une relation linéaire positive entre ln (population) et, ln (tourisme), ln (couverture des eaux pluviales), le revenu par habitant, ln (eau non comptabilisées) et Ln (occupation des sols). Le revenu par habitant présente des relations linéaires positives avec ln (couverture des eaux pluviales), ln (tourisme), ln (consommation d'eau pour l'agriculture) et Ln (eau non comptabilisée). Le Ln (utilisation des terres) présente des relations linéaires positives significatives avec le ln (couverture des eaux usées) et le Ln (tourisme), et une relation linéaire négative avec ln (consommation d'eau pour l'agriculture). Le Ln (tourisme) présente des relations linéaires positives avec ln (couverture des eaux pluviales), ln (eau non comptabilisées) et Ln (couverture eaux usées).

L'accès à l'eau potable présente une relation linéaire négative avec ln (eau non comptabilisée). Le Ln (et de système de couverture en eaux pluviales) présente une relation linéaire positive avec ln (consommation d'eau pour l'agriculture) et le Ln (eau non comptabilisée). La consommation d'eau par habitant présente une corrélation négative avec le prix de l'eau. Le Ln (consommation d'eau pour l'agriculture) présente une relation linéaire positive avec le ln (eau non comptabilisée).

### V.3.3- Application des analyses multivariées

**Analyse du Cluster :** L'analyse du cluster a été choisi pour classer les observations et les variables dans la même catégorie de l'ensemble de données, en groupes plus significatifs afin que chaque groupe soit plus ou moins homogènes et distinct des autres clusters.

La figure V.5 montre deux groupes distincts de variables. Le premier groupe de variables comprend le revenu par habitant, la couverture en eau pluviale, le captage d'eau, la population, le tourisme, l'eau non comptabilisée, la consommation d'eau pour l'agriculture et la consommation d'eau par habitant. Il peut être étiqueté comme le captage d'eau. Le deuxième groupe de variables est l'occupation des sols, la couverture des eaux usées, l'emploi des femmes, l'accès à l'eau potable et le prix de l'eau. Il peut être labélisé occupation des sols.

La figure V.5b indique deux groupes dissemblables de communes. Le premier groupe (à droite) se compose de Besbes, Zerizer1, Zerizer2, Ben M'hidi1, Ben M'hidi2, Drean1, Drean2, Chbaita1, Chbaita2, Sidi Amar, eddiss Hdj, Mouaissia, Sebaa, Daroussa, El Kous, Ben Amar, Denden, El Hadjar, El Kerma, El Gantra, Fetzara et El-Tarf. Le deuxième groupe de communes comprend les Salines, Bouteldja et Pont Bouchet.

Le premier groupe de communes est caractérisé par l'occupation des sols et le deuxième groupe est étiqueté se caractérise par le captage des eaux souterraines.

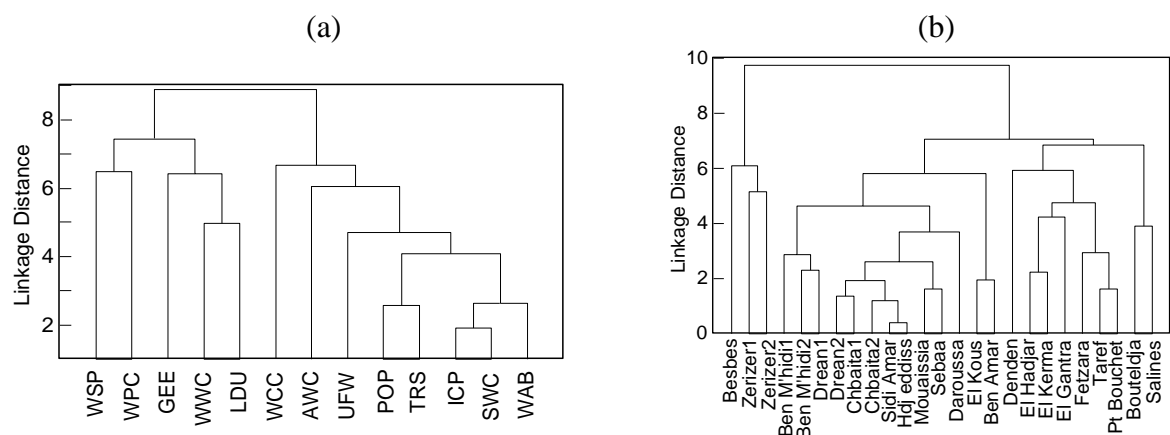


Figure V.5 : (a) les résultats des analyses de cluster pour les variables socio-économiques, et (b) cluster des communes en fonction des facteurs socio-économiques

### V.3.4- Analyse en Composantes Principales (ACP)

Le but de l'application de cette analyse est de réduire le nombre de variables en un nombre restreint (facteurs) et de classer les variables et les communes présentant des caractéristiques similaires en fonction de ces facteurs. En outre, les variables supprimées de l'analyse neuronale ont été pris comme des variables supplémentaires.

L'ACP a été effectué pour les catégories socio-économiques, la pollution de la pression, l'état de qualité de l'eau, l'impact et réponses des gestionnaires.

Le tableau 5 montre qu'il ya 13 variables dans l'analyse, et donc la somme de toutes les valeurs propres est égal à 13. Trois facteurs ont été retenus pour l'analyse avec un écart cumulé de 71%. Les valeurs propres restantes représentent chacune moins de 10% de la variance totale.

Le tableau V.5 présente les variations des facteurs et de leurs chargements à partir de variables. Le premier facteur correspond à la plus grande valeur propre (5.49) et représente environ 42,24% de la variance totale. Il est très fortement corrélé avec le captage d'eau, la récupération des eaux pluviales, la population, le revenu par habitant, le tourisme et les pertes en eau (avec une corrélation négative). Le deuxième facteur, représente 16,2% de la variance totale. Il est fortement corrélé à la couverture des eaux usées, l'occupation des sols (corrélation négative) et le prix de l'eau (corrélation positive). Le troisième facteur, correspondant à la valeur propre 1.65, représente 13%. Il est corrélé significativement avec les prix de l'eau (corrélation négative) et la consommation d'eau par habitant (corrélation positive). Le Prix de l'eau présente une forte opposition avec la consommation en eau par



habitant. Si le prix de l'eau augmente alors la consommation d'eau par habitant diminue et vice versa.

Sur la base des ordres de grandeur du facteur de coordonnées pour les variables dans l'analyse, le 1<sup>er</sup> facteur représente le captage d'eau (Fig. 6a). Le facteur 2 peut être caractéristique de l'occupation des sols et le facteur 3 peut être représentatif de la relation consommation d'eau / prix de l'eau.

Tableau V.5 : Valeurs propres de la matrice de corrélation: active socio-économiques uniquement.

	Eigenvalue	% Total variance	Cumulative eigenvalue	Cumulative %
1	5.492	42.244	5.492	42.244
2	2.101	16.160	7.592	58.403
3	1.647	12.667	9.239	71.070
4	1.145	8.806	10.384	79.876
5	0.970	7.463	11.354	87.339
6	0.519	3.989	11.873	91.328
7	0.393	3.020	12.265	94.348
8	0.300	2.311	12.566	96.659
9	0.208	1.601	12.774	98.260
10	0.085	0.654	12.859	98.915
11	0.082	0.627	12.940	99.542
12	0.045	0.343	12.985	99.885
13	0.015	0.115	13.000	100.000

Tableau V.6 : Facteurs de corrélation entre variables (saturations) - Variables socio-économiques

	Factor 1	Factor 2	Factor 3		Factor 1	Factor 2	Factor 3
WAB	-0.923	-0.338	0.026	SWC	-0.915	-0.129	0.029
POP	-0.913	0.214	-0.208	WCC	-0.281	0.351	0.762
ICP	-0.880	-0.180	0.033	WPC	0.133	-0.327	-0.838
LDU	-0.255	0.765	-0.315	AWC	-0.609	-0.658	0.054
TRS	-0.818	0.251	-0.249	GEE	-0.143	0.262	-0.365
WSP	0.440	0.129	-0.123	UFW	-0.767	-0.049	0.065
WWC	-0.436	0.702	-0.036				

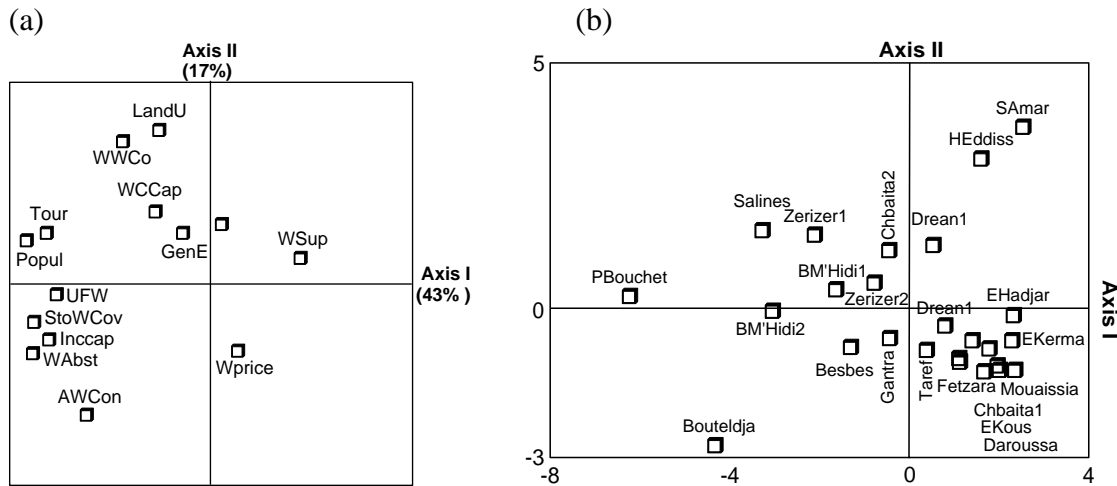


Figure V.6 : Projection des variables dans le plan I-II et (b) la projection des communes dans le plan I-II

De même, la figure V.6b montre que les secteurs de Besbes et Bouteldja sont analogues en termes de prélèvement d'eau, la couverture des eaux pluviales et la consommation en eau pour l'agriculture. Zerizer2, Chbaita2 et Ben M'hidi1 sont similaires en termes de population, occupation des sols, le tourisme, la couverture des eaux usées et l'emploi des femmes. Dreaan2, El Kous, Ben Amar, Taref, Chbaita1, El Kerma et Denden se distinguent par la variable prix de l'eau. El Gantra se distingue par le revenu par habitant et par les quantités d'eau non comptabilisées. Dreaan1 se distingue par un accès sécuritaire à l'approvisionnement en eau et l'efficacité de la collecte des recettes comme une variable supplémentaire. Pont Bouchet, Zerizer1 et Salines sont comparables en termes de consommation en eau par habitant.

Les résultats de l'ACP et de l'analyse des clusters présentent des similitudes et des différences entre les cinq catégories de variables. Les caractéristiques des groupes de variables identifiés dans l'analyse du Cluster sont similaires à ceux de l'ACP. Toutefois, l'ACP identifié un facteur supplémentaire par catégorie (socio-économiques, pollution et réponse des gestionnaires). L'ACP donne plus de détails sur les groupes de variables (facteurs) et l'association des individus (secteurs) et les variables correspondantes. Elle donne le poids de chaque groupe de variables (facteurs) reflété par la valeur de la variance.

Par conséquent, les résultats de l'ACP peuvent être appliqués à la formulation de la stratégie des programmes prioritaires pour gérer le problème de l'eau dans les zones géographiques identifiées. Toutefois, l'analyse cluster peut être utilisée comme un outil à l'amont pour enquêter sur la hiérarchie et les formes des groupes possibles de communes et les variables correspondantes.

L'Analyse des facteurs a été utilisée à des fins de comparaison avec les résultats de l'ACP. Cette analyse permet de réduire le nombre de variables observées par catégorie à un petit nombre de facteurs latents non observé qui ne sont pas corrélées avec les autres, et classe les variables au sein de ces facteurs.

Le nombre de facteurs importants résultant de l'ACP pour les cinq catégories de variables, ont été utilisés pour l'analyse factorielle. Le principe de rotation Varimax normalisée a été adoptée afin de maximiser la variance des facteurs sur les nouveaux axes et d'obtenir un modèle de charges variables sur chaque facteur. L'analyse factorielle a été réalisée pour les catégories socio-économiques, la pollution de la pression, l'état de qualité de l'eau, l'impact et variables relatives aux réponses des gestionnaires.

Le tableau V.7 montre que le 1<sup>er</sup> facteur représente 38,9% de la variance totale. Il contient des variables corrélées, qui sont le captage, la couverture des eaux pluviales, le

revenu par habitant, la consommation en eau pour l'agriculture, la population et l'eau non comptabilisée. Ce facteur exprime le captage des eaux souterraines dans l'aquifère côtier.

Tableau V.7 : Les saturations des variables socio-économiques (Varimax normalisé)  
extraction: composantes principales (les chargements sont > 700 000)

	Factor 1	Factor 2	Factor 3
WAB	0.983	0.012	0.008
POP	0.771	0.573	0.014
ICP	0.887	0.128	0.072
LDU	-0.043	0.863	0.052
TRS	0.668	0.589	-0.020
WSP	-0.460	0.013	-0.117
WWC	0.156	0.753	0.303
SWC	0.901	0.185	0.093
WCC	0.155	0.072	0.868
WPC	-0.028	0.030	-0.909
AWC	0.805	-0.380	-0.135
GEE	0.031	0.422	-0.209
UFW	0.735	0.188	0.138
Proportion of the total variance	0.389	0.185	0.137

Le deuxième facteur représente 18,5% de la variance totale et est identifié par deux variables, qui sont l'occupation des sols et la couverture des eaux usées. Ce facteur représente l'occupation des sols comme un paramètre important pour améliorer les services d'assainissement.

Le troisième facteur, 13,7% de la variance totale, comporte deux autres variables corrélées et inverses qui sont la consommation d'eau par habitant et les prix de l'eau. Si l'un augmente, alors l'autre diminue. Le troisième facteur montre que le prix de l'eau est un paramètre déterminant dans la consommation de l'eau par habitant.

Par comparaison aux résultats de l'ACP pour les variables socio-économiques, l'analyse factorielle révèle un nouvel indicateur important dans le captage des eaux, il s'agit de la consommation en eau pour l'agriculture. Par contre, elle réduit le rôle de la variable tourisme. Les autres variables sont semblables, mais ont des saturations différentes.

#### V.4- Discussion et conclusions

Dans cette recherche, un nouveau modèle conceptuel a été élaboré en fonction de relations de cause à effet, figure V.7. Le nouveau modèle illustre les éléments les plus importants et les techniques pour les caractériser, et indique que le développement de la gestion des ressources en eau doit tenir compte des aspects écologiques et de la protection des ressources en eau disponibles. Le nouveau modèle de gestion intégrée a été appliqué au cycle des ressources en eau dans la région d'Annaba.

Les variables pertinentes ont été caractérisées et hiérarchisées en utilisant l'analyse multicritère avec les réseaux de neurones artificiels, les techniques d'évaluation des risques, et l'opinion des experts. Les variables retenues ont été classées et organisées, à l'aide des techniques d'analyse multivariée du cluster, analyse en composantes principales et l'analyse factorielle.

Les conclusions de l'analyse des données en utilisant les techniques des RNA, les statistiques élémentaires, l'analyse multivariée, l'évaluation des risques sur la santé et de l'opinion des experts peuvent être résumée comme suit:

- La gestion durable de l'aquifère côtier doit tenir compte des techniques d'ingénierie ainsi que des interventions de gestionnaires tels que la priorité absolue doit être accordée à la réutilisation des eaux usées traitées pour l'agriculture suivie par le dessalement de l'eau.
- Le cadmium est le seul produit chimique qui présente un risque cancérigène pour les adultes et les enfants et sa concentration doit être réduite de 20%.

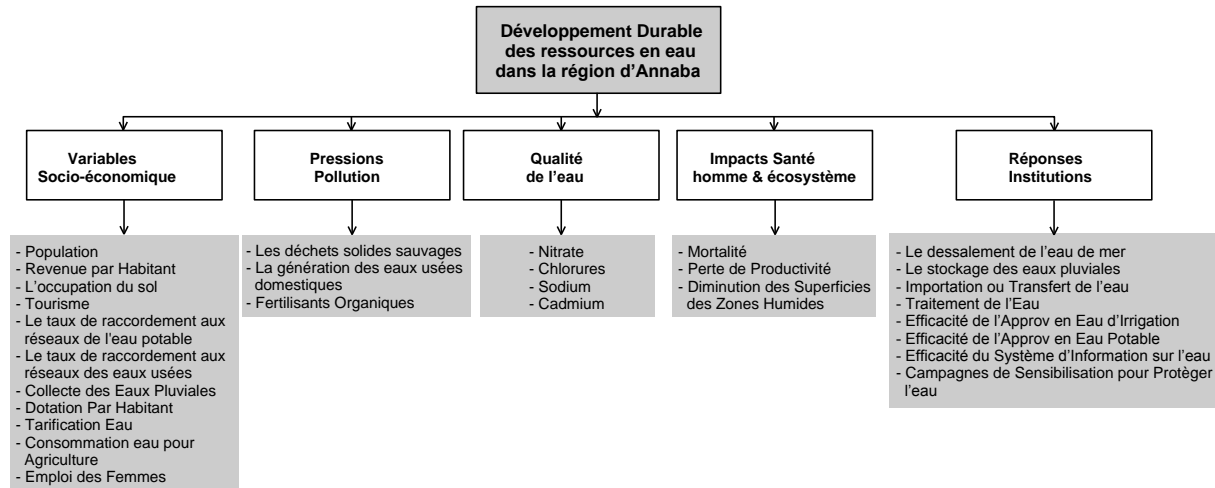


Figure V.7. Caractérisation du modèle conceptuel de gestion intégrée de la région d'Annaba

- Les municipalités de Bouteldja et Pont Bouchet se caractérisent par des prélèvements d'eau élevés et par un besoin en ressources en eau supplémentaires, notamment par le dessalement et le transport régional de l'eau. Ils se distinguent aussi par la pollution anthropique significative générés par les activités socio-économiques de leur forte population.
- Sidi Amar, eddiss Hdj, Ben M'hidi2, Bouteldja et Pont Bouchet s'individualisent par une importante morbidité, induites par les maladies liées à l'eau.
- Les secteurs de Besbes, Zerizer2, Pont Bouchet, Ben M'hidi1 et Mouaïssia sont caractérisées par des écosystèmes due à l'existence d'oueds dans leurs limites.
- Les communes de Ben M'hidi2, Pont Bouchet et Zerizer1 ont des concentrations élevées en NO3, en raison de la surcharge des installations de traitement à l'intérieur de leurs frontières et l'élimination des effluents dans un environnement vulnérable.
- Les communes situées à proximité du littoral sont caractérisés par une importante concentration en Chlorures. Cela est dû à l'intrusion d'eau de mer dans les communes côtières.
- Le plan d'eau devrait être reformulé pour tenir compte des priorités des zones géographiques en fonction de contraintes spécifique de chacune.

Enfin, Le bassin versant a été découpé en unités (les plus homogènes possibles au regard de leur propriétés géologiques, hydrologiques, et socio-économiques), ce qui permettra d'élaborer un modèle conceptuel (Fig. V 8). Celui-ci sera traduit numériquement à l'aide d'un logiciel Matlab. Le simulateur qui sera construit sera validé par comparaison avec des données expérimentales recueillies sur le site et avec des résultats numériques fournis par un modèle maillé.

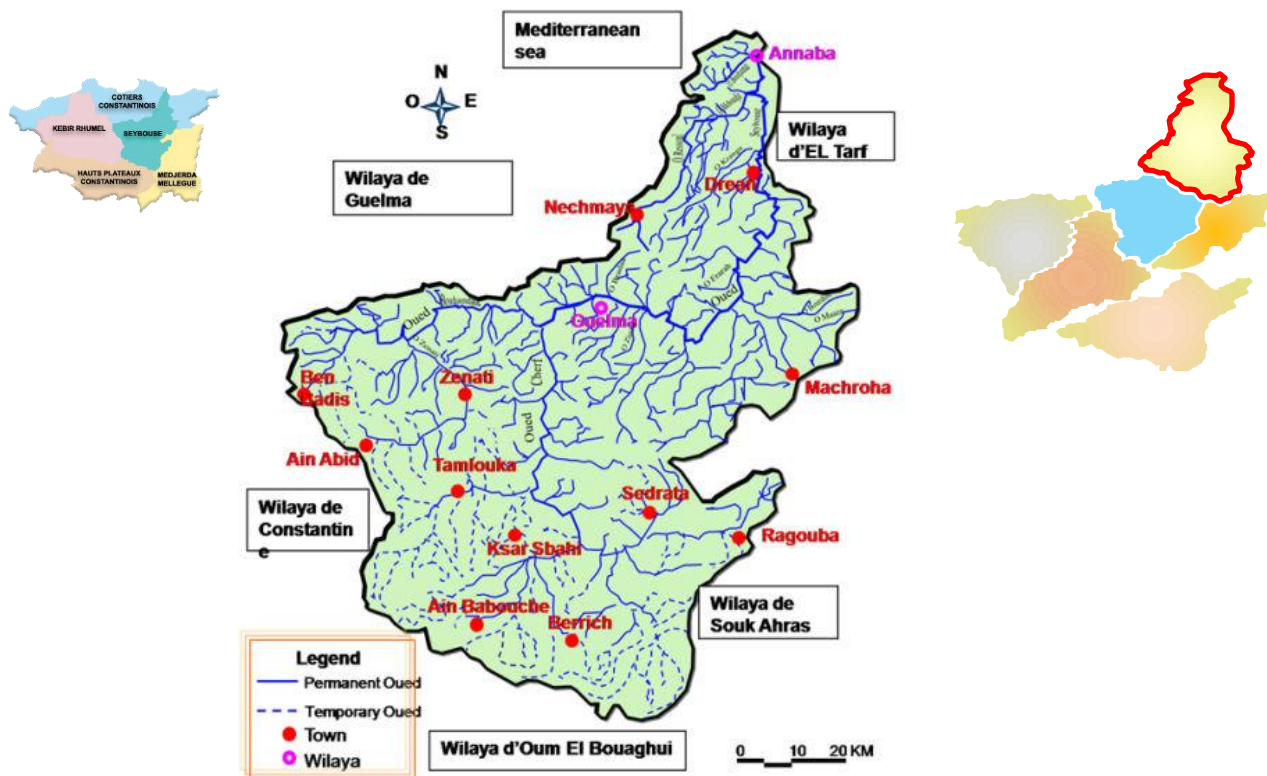


Figure V.8 : Découpage du bassin en unités

### Références :

- M. Falkenmark, D. Molden, Wake up to realities of river basin closure. *Int. J. Water Resour. Dev.*, 24 (2008) 201-215.
- Global Water Partnership (GWP), *Integrated Water Resources Management—(TAC background paper no. 4)*; GWP: Stockholm, Sweden, 2000.
- J.A. Alan, *The Middle East Water Question, Hydropolitics and the Global Economy*; Tauris: New York, NY, USA, 2001.
- A. Lamei, P. van der Zaag and E. von Munch, Water resources management to satisfy high water demand in the arid Sharm El Sheikh, the Red Sea, Egypt. *Desalination and Water Treatment* 1(2009) 299
- B. Aoun-Sebaiti, *Gestion optimisée des ressources en eau d'une nappe côtière. Application à la plaine d'Annaba*, Thèse de Doctorat USTL, Lille1, 2010, 211p.
- A.Hani, *Analyse méthodologique de la structure et des processus anthropiques : application aux ressources en eau d'un bassin côtier méditerranéen*, Thèse de doctorat d'état Université de Annaba, 2003, 240 p.
- B.C. Bates, Z.W. Kundzewicz, S. Wu, J.P. Palutikof, *Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; IPCC Secretariat: Geneva, Switzerland, 2008 p. 210.
- Alcamo J., Jakeman A.J., *Environmental Futures: The Practice of Environmental Scenario Analysis*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2008.
- C. Bonzi, H. Hoff, J. Stork, A. Subah, L. Wolf, K. Tielbörger, *WEAP for IWRM in the Jordan River Region. Bridging between scientific complexity and application*. In *Proceedings of the Integrated Water Resources Management*, Karlsruhe, Germany, 2010.
- C. Le Quéré, M.R. Raupach, J.G. Canadell, G. Marland, L. Bopp, P. Ciais, T.J. Conway, S.C. Doney, R. Feely, P. Foster, et al., *Woodward Trends in the sources and sinks of carbon dioxide*. *Nat. Geosci.*, 2, (2009) 831-836.
- <http://www.weap21.org/index.asp?Doc=05>

## **Chapitre VI : EVALUATION DU RISQUE SUR LA SANTE HUMAINE**

### **VI.1- 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 ), 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.

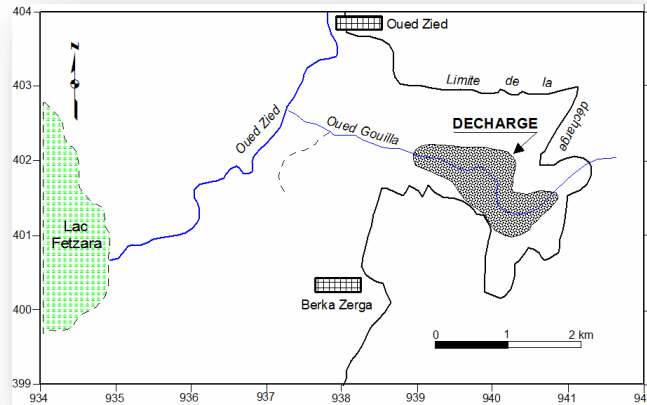


Figure VI.1 : Localisation de la décharge d'Annaba

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 ).
- **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 VI.3).



Figure VI.2 : Scénario Agricole



Figure VI.3 : 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 effectuées 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, iii) estimation des risques.

Le diagramme de la Figure VI.4 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 développés 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.

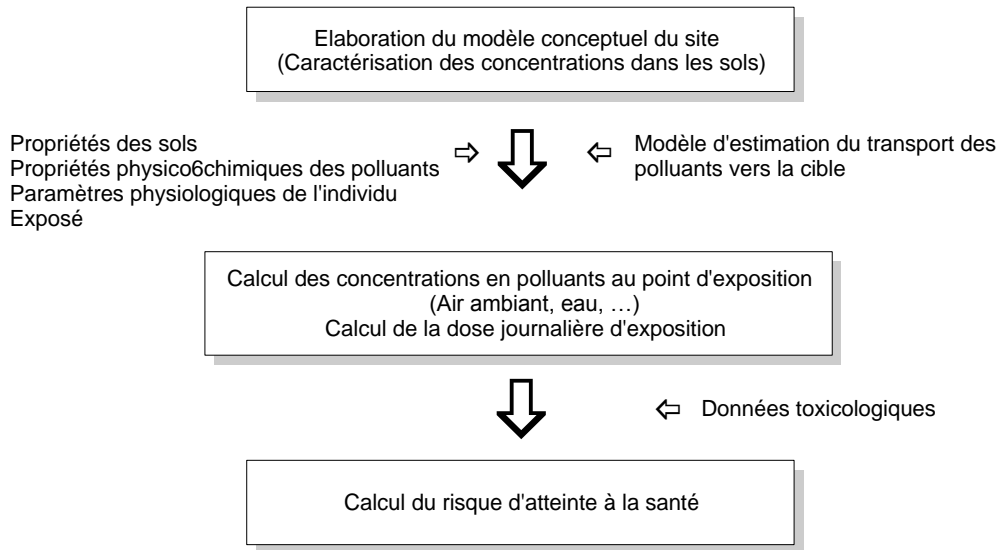


Figure VI.4 : Les différentes étapes de l'évaluation des risques sur la santé

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.

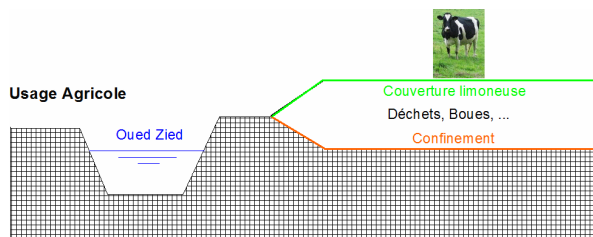


Figure VI.5 : Schéma conceptuel, scénario usage agricole

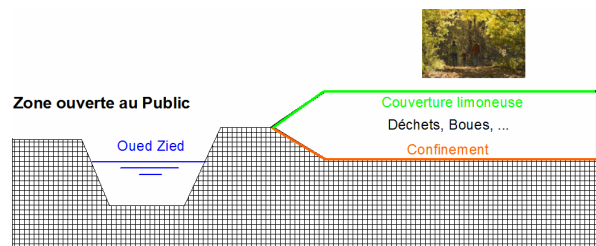


Figure VI.6 : Schéma conceptuel, zone ouverte au public

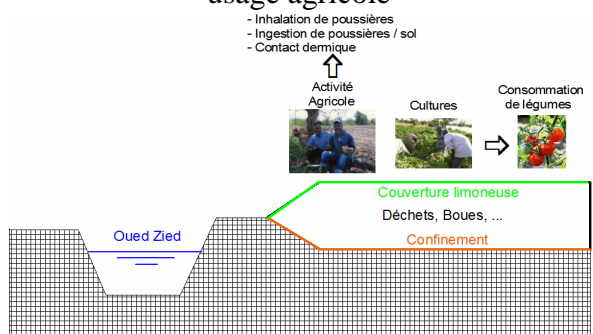


Figure VI.7 : Schéma conceptuel, scénario culture

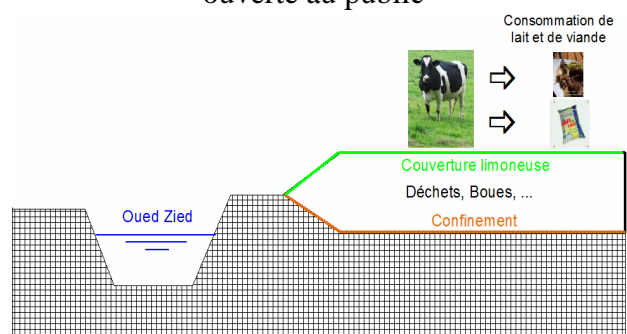


Figure VI.8: Schéma conceptuel, scénario élevage

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 prise 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.

Élevage sur le 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 VI.1)

Tableau VI.1 : Concentration de métaux en mg/kg

Composés	Concentration Moyenne
Cadmium	28 ( <b>cancérogène</b> )
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 :

- ① Les personnes (adultes) travaillant sur les terres cultivées sur le site de manière régulière : 8h/150j/an pour 25 ans.
- ② 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 VI.2 résume les voies d'exposition pour les usagers (adulte et enfant) du site.

Tableau VI.2 : Voies d'exposition pour les usagers (adulte et enfant) du site

Voies d'exposition	Culture		Élevage	
	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant
Contact cutané	<input checked="" type="checkbox"/>			
Inhalation poussières	<input checked="" type="checkbox"/>			
Ingestion de sol/boue	<input checked="" type="checkbox"/>			

Consommation de légumes	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>		
Consommation de viande bovine			<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Consommation de lait de vache			<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

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 bio transfert 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 l'USEPA et de l'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 l'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 (IR) :

$$IR = \frac{DJE}{DJA}$$

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.

## VI.2- 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 l'ingestion de sol et de végétaux contaminés par les boues.

### VI.2.1- Evaluation des risques pour un usage agricole :

La méthodologie suivie ainsi que les équations utilisées dans cette évaluation sont présentées en Annexe.

**VI.2.1.1- 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 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 VI.3 fournit le détail des résultats de l'estimation des risques.

Tableau VI.3 : 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 <sup>-5</sup>	1,58 e <sup>-5</sup>	2,68 e <sup>-7</sup>
Cuivre	1,48 e <sup>-4</sup>	1,22 e <sup>-5</sup>	2,07 e <sup>-6</sup>
Plomb	3,55 e <sup>-4</sup>	2,92 e <sup>-5</sup>	4,97 e <sup>-6</sup>

Zinc	1,55 e <sup>-3</sup>	1,27 e <sup>-4</sup>	2,16 e <sup>-5</sup>
------	----------------------	----------------------	----------------------

Composés	Adulte				
	IR ingestion boues	IR contact cutané	IR inhalation poussières	IR total	ERI inhalation poussières
Cadmium	1,92 e <sup>-2</sup>	1,58 e <sup>00</sup>	2,68 e <sup>-4</sup>	1,59 e <sup>00</sup>	9,67 e <sup>-7</sup>
Cuivre	2,96 e <sup>-4</sup>	2,43 e <sup>-5</sup>	2,07 e <sup>-3</sup>	2,39 e <sup>-3</sup>	
Plomb	1,01 e <sup>-1</sup>	8,35 e <sup>-3</sup>	4,97 e <sup>-3</sup>	1,15 e <sup>-1</sup>	
Zinc	1,55 e <sup>-3</sup>	2,11 e <sup>-3</sup>	2,16 e <sup>-2</sup>	2,52 e <sup>-2</sup>	

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 cancérogènes. Le risque lié à l'inhalation de poussières de cadmium, en tant que composé cancérogène, est acceptable, en effet l'excès de risque unitaire est inférieur à  $1.10^{-5}$ . A titre indicative, le Tableau VI.4 résume les indices de risque cumulés pour les trois voies d'exposition.

Tableau VI.4: Indices de risque cumulés pour les trois voies d'exposition

Composé	Adulte	
	IR	ERI
Cadmium	1,6*	9,67.10 <sup>-7</sup>
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-cancérogène sont examinés de façon individuelle car les composés étudiés n'ont pas la même action toxique, ni les mêmes organes cibles. Le risque cancérogène est acceptable.

### VI.2.1.2- 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 VI.5.

Tableau VI.5 : 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 fournit le détail des doses d'exposition et des risques estimés.

Tableau VI.6: 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 <sup>-2</sup>	3,19 e <sup>-2</sup>	1,37 e <sup>+1</sup>	3,19 e <sup>+1</sup>
Cuivre	5,35 e <sup>-3</sup>	1,19 e <sup>-2</sup>	1,07 e <sup>-2</sup>	2,38 e <sup>-2</sup>
Plomb	9,55 e <sup>-3</sup>	2,32 e <sup>-2</sup>	2,73 e <sup>00</sup>	6,44 e <sup>00</sup>
Zinc	6,44 e <sup>-1</sup>	1,49 e <sup>00</sup>	6,44 e <sup>-1</sup>	1,49 e <sup>00</sup>

Le Tableau résume les indices de risque pour la voie d'exposition «ingestion de légumes».

Tableau VI.7 : Indices de risque pour usage agricole – Ingestion de légumes

Composé	Adulte			Enfant		
	IR Légume feuille	IR Légume racine	IR	IR Légume feuille	IR Légume racine	IR
Cadmium	<b>1,91*</b>	<b>11,7*</b>	<b>13,7*</b>	<b>3,09*</b>	<b>28,8*</b>	<b>31,9*</b>
Cuivre	0,00295	0,0077	0,0107	0,00476	0,019	0,0238
Plomb	0,0674	<b>2,66*</b>	<b>2,73*</b>	0,11	<b>6,53*</b>	<b>6,64*</b>
Zinc	0,103	0,54	0,645	0,16	<b>1,33*</b>	<b>1,49*</b>

\* 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 1. 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.

## VI.2.2- Evaluation des risques dans le cas de l'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 . 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 VI.8 : 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 fournit le détail des résultats de l'estimation des risques.

Tableau VI.9 : 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 <sup>-5</sup>	2,38 e <sup>-4</sup>	1,90 e <sup>-4</sup>	4,75 e <sup>-4</sup>
Cuivre	6,68 e <sup>-3</sup>	1,67 e <sup>-2</sup>	1,34 e <sup>-2</sup>	3,34 e <sup>-2</sup>
Plomb	6,04 e <sup>-4</sup>	1,51 e <sup>-3</sup>	1,21 e <sup>-3</sup>	3,02 e <sup>-3</sup>
Zinc	1,49 e <sup>00</sup>	3,73 e <sup>00</sup>	2,99 e <sup>00</sup>	7,46e <sup>00</sup>

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 <sup>-2</sup>	1,19 e <sup>-1</sup>	1,67 e <sup>-1</sup>	9,50 e <sup>-2</sup>	2,38 e <sup>-1</sup>	3,33 e <sup>-1</sup>
Cuivre	6,70 e <sup>-3</sup>	1,67 e <sup>-2</sup>	2,34 e <sup>-2</sup>	1,34 e <sup>-2</sup>	3,34 e <sup>-2</sup>	4,68 e <sup>-2</sup>
Plomb	8,65 e <sup>-2</sup>	2,16 e <sup>-1</sup>	3,02 e <sup>-1</sup>	1,73 e <sup>-1</sup>	4,32 e <sup>-1</sup>	6,04 e <sup>-1</sup>
Zinc	7,45 e <sup>-1</sup>	1,87 e <sup>00</sup>	2,61 e <sup>00</sup>	1,50 e <sup>00</sup>	3,73 e <sup>00</sup>	5,23 e <sup>00</sup>

Le Tableau VI.10 résume les indices de risque pour les composés non cancérigènes

Tableau VI.10 : Indices de risque - élevage

Composé	Adulte			Enfant		
	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	<b>1,87*</b>	<b>2,61*</b>	<b>1,5*</b>	<b>3,73*</b>	<b>5,23*</b>

\* 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.

### VI.3- Synthèse et conclusion

- 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.

### Référence :

#### DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES :

- a- RIVM, Human Exposure to Soil Contamination : a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values, Rijksinstituut Voor Volksgezondheid en milieu, 1994.
- b- International Atomic Energy Agency, 1994 Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfert in temperate environment. Tech. Rep. Ser. No. 364, Vienna, Austria.
- c- A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture. ORNL-5786 Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- 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 :**

- a- Guidelines for drinking water quality, Second 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 utilisées.
  - 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.
-



## Chapitre VII : CONFRONTATION APPROVISIONNEMENT - DEMANDE EN EAU DANS LA BASSE VALLEE DE LA SEYBOUSE : les causes des pénuries d'eau

### VII.1- Introduction

Dans de nombreux bassins à travers le monde, la demande croissante en eau mène à la surexploitation des ressources en eau, généralement limitées. Cette surexploitation des ressources est plus marquée et plus fréquente dans les secteurs où les ressources sont faibles (Falkenmark and Molden, 2008). Bien que le principe de la gestion intégrée des ressources en eau qui fait appel à une approche multidimensionnelle, soit très souvent admis, la réponse des décideurs porte souvent sur la gestion de l'offre (Alan, 2001), qui comprend la réalisation d'infrastructure à grande échelle, tels que les barrages, les réservoirs et les transferts d'eau. Le bassin de la Seybouse ne fait pas exception à cette règle, la gestion des ressources hydriques dans le bassin de la Seybouse est encore plus compliquée par la nature des conflits entre les différents usages de l'eau existants ou pressentis et leur niveau de satisfaction (Aoun-Sebaiti, 2010).

Le bassin de la Seybouse, (figure VII.1), fait l'objet d'une extrême rareté de l'eau. La disponibilité de l'eau dans les trois secteurs du bassin est très faible. Les précipitations dans le bassin sont très variables dans l'espace et le temps. Elles varient de plus de 800 mm par an dans le nord à moins de 450 mm au sud, avec des précipitations se produisant seulement durant les mois d'hiver. Les approvisionnements en eau dans la région de la basse Seybouse sont générés dans leur majorité à partir des ressources en eau de la région d'El-Tarf, située à l'Est du bassin étudié. (Tableau VII.1). Par conséquent, le secteur nord du bassin, objet de cette recherche, dépend fortement des transferts d'eau à partir de la région d'El-Tarf où les ressources en eaux sont beaucoup plus importantes. Les principaux aquifères de la basse Seybouse sont en effet surexploités, les rabattements dans certains forages peuvent atteindre 13 mètres sous le niveau de la mer (Aoun-Sebaiti, 2010). La demande en eau devrait s'aggraver à l'avenir, compte tenu de l'augmentation de la population et de la croissance économique que connaît la région (Bates *et al.*, 2008).

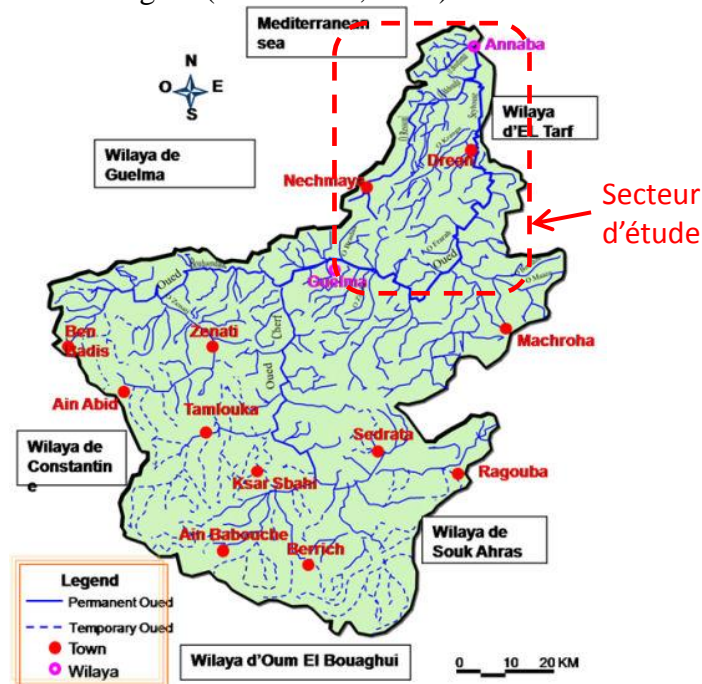


Figure VII.1 : Le bassin de la Seybouse

Tableau VII.1. Bilan approximatif pour une année moyenne (en millions de m<sup>3</sup>).

Ressources/Demandes	Volumes en Mm <sup>3</sup> /an
Eau de surface régularisée	120
Eau souterraine	95
<b>Total ressources en eau</b>	<b>215</b>
Demande en eau potable et eau industrielle	140
Demande en eau pour l'irrigation	7
<b>Total demande en eau</b>	<b>216</b>

Pour lutter contre la pénurie de l'eau, les services chargés de la gestion de l'eau dans la basse vallée de la Seybouse ont lancé de nombreuses mesures basées principalement sur la gestion de l'offre. Au cours des dernières décennies, les prélèvements d'eau à grande échelle et les transferts ont réduit les flux dans la vallée de la Seybouse de près de 1/10ème de son niveau historique. Pour remédier à cette situation de pénurie, plusieurs grands projets sont lancés depuis déjà quelques années avec la construction de barrages (Mexa, Bouhamdane, Bouhalloufa) et d'une usine de dessalement sur la côte méditerranéenne. Cette dernière est en cours de réalisation.

Les questions de la rareté de l'eau dans le bassin de la Seybouse sont si prononcées que de nombreuses propositions structurelles ou non structurelles sont initiées. À ce jour, même si plusieurs outils ont été développés pour gérer les ressources en eau (Aoun-Sebaiti, 2010), aucun n'a été mis au point pour la gestion intégrée de l'offre et de la demande. L'objectif de cette étude est de développer un outil GIRE quantitatif et spatialement explicite qui peut être utilisé dans des études ultérieures afin d'évaluer et de comparer les différents scénarios de gestion des eaux en tenant compte d'une série d'incertitudes liées à l'évolution des futures demandes en eau. Nous utilisons le code WEAP pour développer un outil de planification des ressources en eau pour le bassin de la Seybouse. Cet outil fournit une approche cohérente à l'échelle du bassin dans lequel nous avons collecté les données disponibles.

Ce modèle permettra d'envisager l'analyse de nombreuses variantes de gestion de l'eau telles que le transfert de nouvelles ressources en eau non conventionnelles, les conflits d'usage, la réduction des pertes en eau dans les réseaux, la réutilisation des eaux usées, la collecte des eaux pluviales, etc.... Ce modèle permettra également de poursuivre l'analyse des différentes combinaisons dans l'hypothèse de changement climatique et socio-économiques.

## VII.2- Données et Méthodes

Le système WEAP a été utilisé pour simuler la gestion actuelle et future de l'eau et les règles d'allocation dans la basse vallée de la Seybouse. WEAP est une modélisation des ressources en eau et de planification qui, dans sa forme la plus simple, est une structure similaire à d'autres outils d'aide à la décision : MODSIM, RiverWare, HEC-ResSim et Oasis. Il fournit également des fonctionnalités avancées qui permettent un accès rapide à d'autres modèles et logiciels, tels que Qual2K, MODFLOW, PEST, Excel, et GAMS. La flexibilité de l'outil à s'adapter à différents niveaux de disponibilité des données et son interface conviviale graphique en font un outil approprié à utiliser dans un bassin comme celui de la Seybouse, où les données peuvent être rares et les conflits entre les différents usagers de l'eau sont élevés.

WEAP est très largement utilisé dans des dizaines de bassins dans le monde entier (see <http://www.weap21.org/index.asp?doc=05>) pour aider à la planification des ressources en eau en fournissant une analyse commune et un cadre de gestion des données afin de mobiliser les intervenants et les décideurs dans un processus de planification ouvert.

Le système WEAP a été choisi pour modéliser le bassin de la Seybouse, car il utilise une approche basée sur des scénarii qui facilitent l'exploration d'un large éventail de variantes afin de satisfaire la demande d'une manière équilibrée. Une description détaillée de WEAP se trouve dans le site Web du code WEAP.

Dans le bassin de la Seybouse, le modèle WEAP fournit un cadre cohérent pour faire face aux aspects techniques, socio-économiques, institutionnels et politiques de gestion de l'eau. Comme décrit ci-dessous, ces aspects sont intégrés dans WEAP via les différents scénarii, par exemple, de développement technique et l'efficacité de l'utilisation de l'eau, ainsi que le développement socio-économique représenté par la population, la croissance du PIB et la croissance associée à la demande en eau. Les aspects institutionnels et politiques ont été représentés dans WEAP via l'élaboration de scénarios participatifs avec les parties prenantes telles les agriculteurs, les industriels et les populations.

La plupart des données saisies dans le modèle WEAP ont été obtenues au niveau des directions départementales de l'hydraulique, de l'agriculture et de l'agence des bassins Seybouse-Mellègue. Toutes les données sont vérifiées et harmonisées. L'entrée des données dans WEAP via des feuilles de calcul facilite la mise à jour des paramètres. WEAP recalcule alors les résultats de simulation basés sur les données les plus récentes.

Le modèle WEAP est exécuté au pas de temps mensuels, de sorte que toutes les données d'entrée, indépendamment de leur résolution temporelle originale, sont ventilées sur la base d'une résolution mensuelle.

### VII.2.1- Topologie du réseau

Le modèle WEAP reproduit les principales caractéristiques de la gestion des eaux dans le bassin versant de la basse Seybouse. Cette représentation géographique comprend les principaux affluents, les nappes importantes, les principaux réservoirs ou plans d'eau (oueds, barrages, ...), les canaux d'irrigation importants), les conduites de transfert d'eau, et les demandes en eau destinée à l'agriculture, à la consommation en eau potable et industrielle, associées aux sources d'approvisionnement.

Le schéma de la figure VII.2 montre, comment les principales caractéristiques du système de l'eau dans le bassin de la vallée de la Seybouse ont été regroupées et représentées dans WEAP aussi bien pour l'offre que pour la demande sous forme de nœuds. Des liens de transmission entre ces nœuds et des règles de répartition des eaux (priorités de la demande et de l'offre) sont également pris en compte.

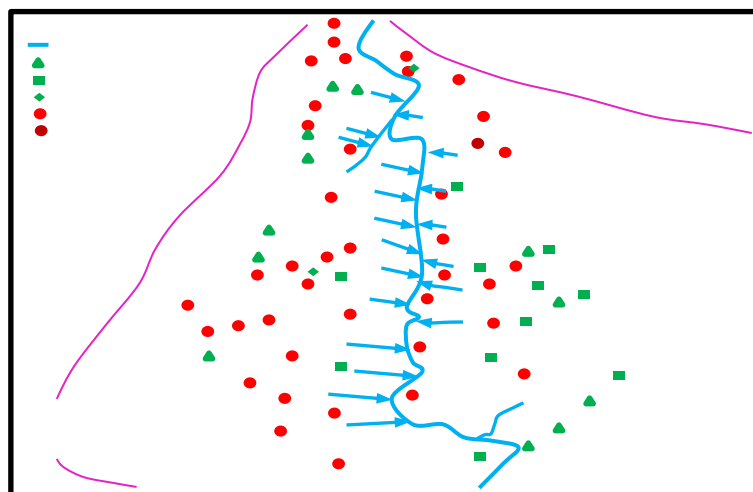


Figure VII.2 : Modèle conceptuel de la répartition de l'eau dans le bassin de la basse Seybouse

## VII.2.2- Approvisionnements et demandes en eau

Les données collectées permettent d'identifier la répartition spatiale et temporelle des différentes ressources et des besoins en eau dans le bassin. D'une manière générale, les données présentent de nombreuses lacunes notamment en ce qui concerne les mesures de débit des différents affluents de la Seybouse. Le tableau VII.1 donne les valeurs moyennes relatives à la disponibilité des ressources et de la demande. Selon le type de données, des périodes historiques différentes ont été utilisées :

- Les débits des principaux oueds du bassin de la Seybouse sont observés durant une période 1980-2007,
- la même période a été utilisée pour les eaux souterraines.
- les ressources en eau souterraines ont été quantifiées à l'aide du code ModFlow avec mesures des relevés piézométriques allant de 2001 à 2008. La collecte des données relatives à la demande en eau couvre la période 2000-2008.

Les données suggèrent que sur la base d'une année moyenne 95% des consommations seraient satisfaites. Lorsque nous tenons compte des contraintes opérationnelles et du calendrier des demandes de pointe, nous constatons cependant que la demande totale est rarement satisfaite pleinement. En outre, nous calculons la demande en eau agricole des zones irriguées associés aux demandes en eau des cultures et non des demandes réels des produits alimentaires de la population du bassin qui sont principalement pris en charge par l'importation d'aliments afin d'économiser la quantité d'eau qui serait nécessaire pour la production locale, appelés aussi 'eau virtuelle.

## VII.2.3- Validation des prélèvements dans la nappe de la plaine d'Annaba

Les besoins en eau dans la plaine côtière d'Annaba sont en partie couverts par les services de l'eau grâce aux prélèvements effectués dans la nappe des graviers de la plaine d'Annaba et par les transferts d'eau à partir des forages du massif dunaire de Bouteldja (El-Tarf). Les prélèvements dans la nappe d'Annaba sont introduits dans WEAP pour satisfaire la demande en eau potable en fonction des priorités. Nous avons ensuite validé les volumes prélevés en comparant les taux à la sortie des forages simulés par WEAP avec les taux officiels des prélèvements fournis par les services de l'hydraulique pour les années 2004 à 2009. La figure VII.3 montre un bon accord entre les valeurs calculées et mesurées.

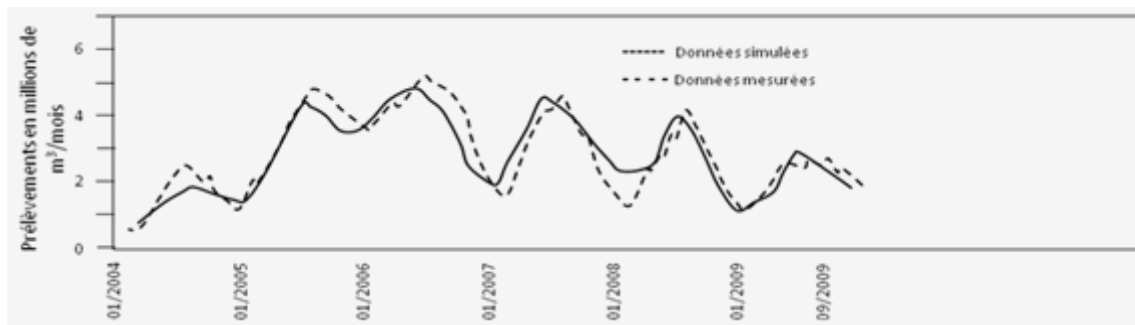


Figure VII.3: Comparaison des valeurs simulées par WEAP et les pompages mesurés (en millions de mètres cubes par mois)

## VII.2.4- Validation des niveaux piézométriques

L'aquifère des graviers de la plaine d'Annaba constitue, de par son extension et ses bonnes propriétés hydrauliques, une source d'approvisionnement en eau d'une importance capitale. Afin de valider l'équilibre global des prélèvements, effectués dans la nappe, les niveaux de la nappe simulés par WEAP sont comparés à ceux observés dans quatre ouvrages

de captage de la nappe (figure VII.4). Le bilan global et le comportement général de l'eau stockée dans l'aquifère sont correctement reproduits.

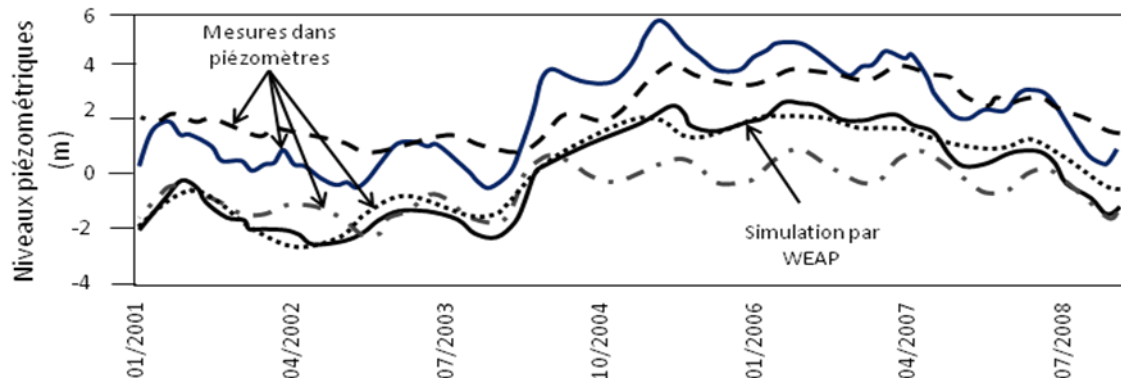


Figure VII.4 : Comparaison des niveaux simulés par WEAP et les niveaux dans les forages captant l'aquifère graveleux « profond » d'Annaba

### VII.2.5- Analyse des scénarios :

Le modèle WEAP Seybouse tel que décrit ci-dessus permet d'analyser les différents scénarios de gestion de l'eau qui peuvent répondre à un large éventail de questions (Alcamo and Jakeman, 2008). Cela nous permet d'évaluer les implications de différents facteurs internes et externes de changement, et comment les changements qui en résultent peuvent être atténués par des politiques et/ou des interventions techniques. Par exemple, WEAP peut être utilisé pour évaluer l'approvisionnement en eau et les impacts de la demande sous l'effet de l'évolution de la démographie, de l'utilisation des terres et du climat. Les résultats de ces analyses peuvent guider les décideurs à mieux adapter les infrastructures afin d'améliorer la productivité du système de l'eau. Quatre modèles climatiques globaux et un modèle régional ont été testés pour évaluer la disponibilité de l'eau pour l'avenir ainsi que la demande de l'eau pour l'irrigation future. Nous nous sommes basé, dans cette analyse avec WEAP, sur l'hypothèse qui suppose une augmentation modérée des émissions de gaz à effet de serre avec une réduction de l'approvisionnement en eau de 30 % et une augmentation de la demande en eau pour l'irrigation de 22 % d'ici le milieu du 21ème siècle par rapport aux années 1990. Pour les derniers essais, nous avons tenté d'effectuer des réductions linéaires de la décharge annuelle moyenne dans le temps et de la recharge des eaux souterraines pour tous les nœuds d'approvisionnement, et une augmentation linéaire de la demande en eau d'irrigation pour tous les nœuds de la demande agricoles.

Cette approche simplifiée suppose montre que la pénurie de l'eau ne peut que s'aggraver alors que le modèle des années humides et sèches reste inchangé. En réalité, les sécheresses sont susceptibles d'augmenter en fréquence et en intensité (Bates *et al.*, 2008), ce qui risque de poser plus de problèmes au système de l'oued Seybouse que l'évolution des moyennes annuelles. Pour évaluer la vulnérabilité du système à ces changements, il sera nécessaire de considérer des ensembles de scénarios qui décrivent la gamme complète de la variabilité hydro-climatologique.

### VII.3- Résultats et Discussion

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 s'aggraver. 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. Seule une démarche intégrée, comme celle utilisée ici avec l'élaboration du modèle WEAP, offre la

possibilité de gérer ces ressources dans le respect du milieu naturel, des intérêts des citoyens et de ceux des acteurs économiques. Elle permet d'analyser la situation complexe du bassin de la Seybouse en confrontant offre et demande via un nombre limité de nœuds et de liens de transmission sur la base de données disponibles et actualisées collectées au niveau des différents services. La figure VII.5 présente une projection des besoins annuels non satisfaits pour l'ensemble du bassin pour quatre scénarios de demande socio-économiques (en supposant l'absence du changement climatique) et un changement climatique (en supposant qu'aucun changement dans la demande, sauf pour le climat, une demande supplémentaire en eau d'irrigation) comme décrit dans le chapitre des méthodes.

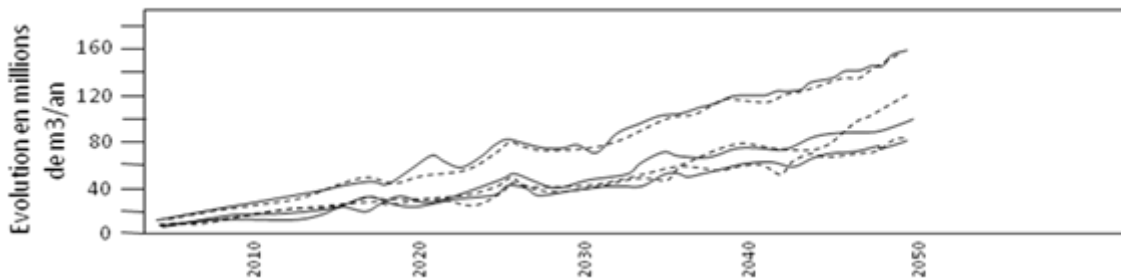


Figure VII.5 : Projections de l'échelle du bassin de la demande annuelle non satisfaite pour quatre différents scénarios socio-économiques et un scénario climatique

En comparant les changements relatifs en fonction du temps entre ces scénarios, nous constatons de grandes similitudes entre les besoins non satisfaits pour répondre à la demande socio-économique et pour les projections climatiques (l'offre). En outre, cette première analyse indique que, en milieu du 21<sup>e</sup> siècle, l'évolution des besoins non satisfaits est susceptible de dépasser largement la variabilité actuelle de la demande non satisfaite. La figure VII.5 montre également que les hypothèses, émises dans les scénarios socio-économiques sur la population et le développement économique, ont des effets importants sur l'avenir des demandes non satisfaites. Le modèle WEAP-Seybouse, que nous avons élaboré peut constituer un excellent outil pour communiquer aux gestionnaires de l'eau les effets de différents scénarios et les incertitudes associées, et pour approfondir l'analyse des réponses du système à des changements sous les hypothèses sous-jacentes (Bonzi *et al.*, 2010). Nous avons mis au point conjointement avec nos partenaires locaux une nouvelle base de données de l'eau à l'échelle du bassin et un outil de planification. Cet outil permet pour la première fois, la visualisation des effets combinés de différentes évolutions du développement socio-économiques sous différentes hypothèses. Le scénario climatique retenu pour cette étude est basé sur l'hypothèse d'émissions de gaz à effet de serre, qui sont en dessous des tendances actuelles (Le Quéré, 2009). Une analyse plus approfondie des effets du changement climatique, sur la base des tendances plus réalistes, on peut s'attendre à des réductions beaucoup plus fortes en matière de disponibilité de l'eau et une plus forte augmentation de la demande de l'eau pour l'irrigation. Les scénarios socio-économiques ont été développés selon un processus consensuel. Par conséquent, ces hypothèses sont une bonne connaissance sur les forces motrices pertinentes, telles que la croissance démographique, le développement économique et technologique, l'utilisation des terres, etc.

## VII.4- Conclusion

Le modèle WEAP mis au point dans cette recherche montre que les variables climatiques et socio-économiques seront les deux principaux facteurs moteurs de la pénurie d'eau dans le bassin à l'avenir. Le modèle WEAP élaboré peut être utilisé pour prendre en charge l'analyse plus détaillée de politiques de gestion de l'eau.

Selon le principe du code WEAP du maintien de la représentation du système aussi simple que possible sans perdre les structures et les fonctions clés, l'approvisionnement en eau et les demandes ont été représentés sous forme de nœuds fortement agrégés. Sur la base de ce modèle initial WEAP pour la Seybouse, il est maintenant possible de spécifier les caractéristiques du système et d'élaborer des analyses plus détaillées, par exemple ; l'analyse des besoins en eau d'irrigation pour les différents types de cultures, les technologies pour améliorer l'efficacité de l'eau, les restrictions d'utilisation liées à la qualité de l'eau pour certains usages, les avantages du changement institutionnel et les réaffectations liées à l'eau, etc... en fonction de la question qui se pose.

Nous avons limité l'analyse initiale du bassin de la Seybouse aux fonctions de base de WEAP, sans utiliser ses capacités de simulation des processus hydrologiques ou la consommation en eau ou le couplage à un modèle d'eau souterraine (WEAP-MODFLOW). Ces options seront utilisées pour des analyses approfondies de certains sous-systèmes du bassin de la Seybouse et les potentiels d'atténuation de l'eau non conventionnelle, de réutilisation des eaux usées, utilisation de l'eau verte dans les eaux de ruissellement pluvial et l'agriculture, etc...

## Références

- M. Falkenmark, D. Molden, Wake up to realities of river basin closure, *Int. J. Water Resour. Dev.* 24 (2008) 201–215.
- Global Water Partnership (GWP), Integrated Water Resources Management (TAC background paper No. 4), GWP, Stockholm, 2000.
- J.A. Alan, *The Middle East Water Question, Hydropolitics and the Global Economy*, Tauris, New York, NY, 2001.
- A. Lamei, P. van der Zaag, E. von Munch, Water resources management to satisfy high water demand in the arid Sharm El Sheikh, the Red Sea, Egypt. *Desalin. Water Treat.* 1 (2009) 299–306.
- B. Aoun-Sebaiti, *Gestion optimisée des ressources en eau d'une nappe côtière. Application à la plaine d'Annaba [Optimized management of water resources in a coastal aquifer. Application to the plain of Annaba]*, Thèse de Doctorat USTL, Lille 1, 2010, p. 211.
- B.C. Bates, Z.W. Kundzewicz, S. Wu, J.P. Palutikof, *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 2008, p. 210.
- J. Alcamo, A.J. Jakeman, *Environmental Futures: The Practice of Environmental Scenario Analysis*, Elsevier, Amsterdam, 2008.
- C. Le Que´re´, M.R. Raupach, J.G. Canadell, G. Marland, L. Bopp, P. Ciais, T.J. Conway, S.C. Doney, R.A. Feely, P. Foster, P. Friedlingstein, K. Gurney, R.A. Houghton, J.J. House, C. Huntingford, P.E. Levy, M.R. Lomas, J. Majkut, N. Metzler, J.P. Ometto, G.P. Peters, I.C. Prentice, J.T. Randerson, P. Foster, S.W. Running, J.L. Sarmiento, U. Schuster, S. Sitch, T.
- Takahashi, N. Viovy, G.R. van der Werf, F.I. Woodward, Trends in the sources and sinks of carbon dioxide, *Nat. Geosci.* 2 (2009) 831–836.
- <http://www.weap21.org/index.asp?Doc=05>
- C. Bonzi, H. Hoff, J. Stork, A. Subah, L. Wolf, K. Tielbo`rger, WEAP for IWRM in the Jordan River Region. Bridging between scientific complexity and application, in: *Proceedings of the Integrated Water Resources Management*, Karlsruhe, Germany, 2010.
-



## CONCLUSIONS GENERALES

La plaine de Annaba est constituée par des sédiments mio-plio-quadernaires 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.

L'application du modèle des réseaux de neurones artificiels à des données pluviométriques et de débits journaliers du bassin versant de l'oued Seybouse à la station de Pont Bouchet (Pluie) et la station de Mirbek (débit) permet d'obtenir de bonnes prévisions du débit à court terme (24 heures). Ce qui explique la haute performance du modèle dans la simulation des débits des oueds situés en climat semi-aride à méditerranéen.

Cette prévision, qui est basé sur des informations des débits et des pluies du passé et du présent, permettrait une meilleure gestion hydraulique afin de minimiser les risques d'inondation au sein du bassin versant étudié. Le modèle RNA possède un bon pouvoir prévisionnel de type pluie-débit pour le système hydrologique étudié.

L'originalité de ce travail de modélisation réside dans l'utilisation des réseaux neuronaux (approche connexionniste) qui sont fondés sur des modèles qui tentent d'établir des relations entre les paramètres d'entrée et de sortie par interconnexions des neurones, pour les prévisions des débits des bassins versants situés en zone semi-arides et méditerranéenne de l'Algérie.

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<sup>3</sup>/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.

A terme 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 prélèvements effectués 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 hydrodispersif 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 terres 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 oueds qui écoulent des volumes importants vers la mer ce qui éviterait 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.

Les variables pertinentes de la Gire ont été caractérisées et hiérarchisées en utilisant l'analyse multicritère avec les réseaux de neurones artificiels, les techniques d'évaluation des risques, et l'opinion des experts. Les variables retenues ont été classées et organisées, à l'aide des techniques d'analyse multivariée du cluster, analyse en composantes principales et l'analyse factorielle.

---

Les conclusions de l'analyse des données en utilisant les techniques des RNA, les statistiques élémentaires, l'analyse multivariée, l'évaluation des risques sur la santé et de l'opinion des experts peuvent être résumée comme suit:

- La gestion durable de l'aquifère côtier doit tenir compte des techniques d'ingénierie ainsi que des interventions de gestionnaires tels que la priorité absolue doit être accordée à la réutilisation des eaux usées traitées pour l'agriculture suivie par le dessalement de l'eau.
- Le cadmium est le seul produit chimique qui présente un risque cancérigène pour les adultes et les enfants et sa concentration doit être réduite de 20%.
- Les municipalités de Bouteldja et Pont Bouchet se caractérisent par des prélèvements d'eau élevés et par un besoin en ressources en eau supplémentaires, notamment par le dessalement et le transport régional de l'eau. Ils se distinguent aussi par la pollution anthropique significative générés par les activités socio-économiques de leur forte population.
- Sidi Amar, eddis Hdj, Ben M'hidi2, Bouteldja et Pont Bouchet s'individualisent par une importante morbidité, induites par les maladies liées à l'eau.
- Les secteurs de Besbes, Zerizer2, Pont Bouchet, Ben M'hidi1 et Mouaïssia sont caractérisés par des écosystèmes due à l'existence d'oueds dans leurs limites.
- Les communes de Ben M'hidi2, Pont Bouchet et Zerizer1 ont des concentrations élevées en NO<sub>3</sub>, en raison de la surcharge des installations de traitement à l'intérieur de leurs frontières et l'élimination des effluents dans un environnement vulnérable.
- Les communes situées à proximité du littoral sont caractérisés par une importante concentration en Chlorures. Cela est dû à l'intrusion d'eau de mer dans les communes côtières.
- Le plan d'eau devrait être reformulé pour tenir compte des priorités des zones géographiques en fonction de contraintes spécifique de chacune.

Le modèle WEAP mis au point dans cette recherche montre que les variables climatiques et socio-économiques seront les deux principaux facteurs moteurs de la pénurie d'eau dans le bassin à l'avenir. Le modèle WEAP élaboré peut être utilisé pour prendre en charge l'analyse plus détaillée de politiques de gestion de l'eau.

Selon le principe du code WEAP du maintien de la représentation du système aussi simple que possible sans perdre les structures et les fonctions clés, l'approvisionnement en eau et les demandes ont été représentés sous forme de nœuds fortement agrégés. Sur la base de ce modèle initial WEAP pour la Seybouse, il est maintenant possible de spécifier les caractéristiques du système et d'élaborer des analyses plus détaillées, par exemple ; l'analyse des besoins en eau d'irrigation pour les différents types de cultures, les technologies pour améliorer l'efficacité de l'eau, les restrictions d'utilisation liées à la qualité de l'eau pour certains usages, les avantages du changement institutionnel et les réaffectations liées à l'eau, etc... en fonction de la question qui se pose.

---

## ANNEXES

### ANNEXE I : 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 <sup>2</sup> )	SA	16467				
Adhérence sur peau (mg/cm <sup>2</sup> )	SL	1				
Fraction de la peau exposée	FS	50%				
Biodisponibilité	O	1				
Facteur climatique	Z	1				
Concentration en poussières (mg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>0</sub>	0,07				
% Particules de sol en poussières	F <sub>sd</sub>	100%				

<b>Fraction du temps sur le terrain</b>	$t_o$	100%				
<b>Taux d'inhalation (<math>m^3/j</math>)</b>	$B_o$	20				
<b>Taux d'ingestion (kg/j)</b>	$V_R$	0,075	0,075	0,046		
<b>Fraction de végétaux racines qui proviennent du site</b>	$HG_R$	0,5	0,5	0,5		
<b>Taux d'ingestion de feuille (kg/j)</b>	$V_{NR}$	0,057	0,057	0,023		
<b>Fraction de végétaux feuilles qui proviennent du site</b>	$HG_{NR}$	0,5	0,5	0,5		
<b>Taux d'ingestion de viande bovine (kg/j)</b>	IRboeuf				0,2	0,1
<b>Taux d'ingestion de sol (mg/j)</b>	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.

Comp osés	BCF Feuille poids sec (mg/kg)/( mg/kg)	Ré f.	BCF racine poids sec (mg/kg)/( mg/kg)	R éf	BTF viande poids sec (mg/kg)/( mg/kg)	Ré f.	BTF lait (jour/ kg)	R éf	Facteur d'absor ption cutané e	Ré f.
-----------	--	----------	---	---------	---	----------	------------------------------	---------	--	----------

Cadmi um	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	0,001 5	c	0,001	e
Plomb	0,001	a	0,03	a	0,0004	b	0,000 3	d	0,001	e
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.

#### Référence :

f- RIVM, Human Exposure to Soil Contamination : a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values, Rijksinstituut Voor Volksgezondheid en milieu, 1994.

g- International Atomic Energy Agency, 1994 Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environment. Tech. Rep. Ser. No. 364, Vienna, Austria.

h- A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture. ORNL-5786 Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

i- National Council on Radiation Protection Measurement, January 1989. Screening techniques for determining Compliance with Environmental Standards, Release of Radionuclides to the atmosphere. Bethesda, Maryland.

j- 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 comme 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 l'OMS, de l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) et de l'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.	Excès de Risque Unitaire (mg/kg- jour) <sup>-1</sup>	Réf.	BTF lait (jour/kg)	Réf.
<b>Cadmium</b>	0,001	a	0,001	a	6,3	b	0,00001	c
<b>Cuivre</b>	0,5	a	0,5	a			0,5	a*
<b>Plomb</b>	0,0035	a	0,0035	a			0,0035	a
<b>Zinc</b>	1	a	1	a			0,06	c

**Référence :**

d- Guidelines for drinking water quality, Sccond 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 utilisées.

e- IRIS – Integrated Risk Information System, US-EPA.

f- 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 suivie 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.

**Cancérogène :** Le cadmium est classé dans le Groupe I, 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 confondants, 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.

**Cancérogène :** 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.

**Cancérogène :** En 1980, le CIRC a classé le plomb et ses composés inorganiques comme potentiellement cancérigènes pour 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 cancérigène chez l'homme. Il n'existe aucune étude ayant examiné cette relation en population générale.

## 4. Le zinc :

**Toxicité aiguë :** Lorsque le corps 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.

**Cancérogenèse** : 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 l'USEPA et de l'ASTM (American Society for Testing and Materials).



## **DEFINITION DES CONCENTRATIONS D'EXPOSITION**

- Concentration accumulées dans les légumes :

$$C = C(\text{sol}).BCF(\text{sol} \rightarrow \text{plante})$$

- Concentration dans les tissus musculaires de la vache :

$$C_{\text{vache}} = C_{\text{vache-plante}} + C_{\text{vache-sol}}$$

$$C_{\text{vache-plante}} = C(\text{plante}).BTF(\text{plante} \rightarrow \text{vache})$$

$$C_{\text{vache-sol}} = C(\text{sol}).BTF(\text{sol} \rightarrow \text{vache})$$

- Concentration dans le lait de vache :

$$C_{\text{lait-vache}} = C_{\text{vache-plante}} + C_{\text{vache-sol}}$$

$$C_{\text{vache-plante}} = C(\text{plante}).BTF(\text{Plante} \rightarrow \text{lait de vache})$$

$$C_{\text{vache-sol}} = C(\text{sol}).BTF(\text{Sol} \rightarrow \text{lait de vache})$$

## **ESTIMATION DES DOSES D'EXPOSITION (DJE)**

- DJE pour l'ingestion de sol :

$$DJE = \frac{C_s \cdot IR \cdot 0,000001 \cdot EF \cdot O \cdot Z}{BW \cdot 365}$$

- DJE pour l'inhalation des poussières :

$$DJE = \frac{C_s \cdot B_o \cdot 0,000001 \cdot EF}{BW \cdot 365} \quad \text{avec} \quad B_o = C_{\text{sol}} \cdot 0,07 \cdot 10^{-6}$$

- DJE pour l'ingestion des légumes cultivés sur les sols pollués :

$$DJE = \frac{(C_s \cdot ((F_R \cdot V_R \cdot HG_R) + (F_{NR} \cdot V_{NR} \cdot HG_{NR})))}{BW}$$

- DJE pour l'ingestion de viande bovine :

$$DJE = \frac{C(\text{vache}) \cdot IR \cdot EF}{BW \cdot 365}$$

- DJE pour l'ingestion de lait de vache :

$$DJE = \frac{C(\text{vache}) \cdot IR \cdot EF}{BW \cdot 365}$$

## **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  $IR > 1$  : le risque de toxicité est considéré comme inacceptable.

- Estimation du risque cancérigène

$$ERI = DJE \cdot ERU$$

- 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".
-

## **ANNEXE II : Liste des travaux publiés**

### **Publications Internationales**

1) **I. AICHOURI**, A. Hani, N. Bougherira, L. Djabri, H. Chaffai, S. Lallahem (2015). River flow model using artificial neural networks. *Energy Procedia* 74 1007 – 1014

2) S. Chouchane, A. Hani, L. Djabri, B. Aoun-Sebaiti, **I. AICHOURI**, B. Saaidia, S. Lallahem (2013). A NEW conceptual water integrated model for the Seybouse basin, Annaba region, ANNABA REGION. Accepté pour publication dans *Desalination and Water Treatment*.

[http://mc.manuscriptcentral.com/downloads/linkpool/prod1/tdwt/2012/11/s1-ln14501527-1603506565-1939656818Hwf458225981IdV-16791198614501527PDF\\_HI0001.pdf](http://mc.manuscriptcentral.com/downloads/linkpool/prod1/tdwt/2012/11/s1-ln14501527-1603506565-1939656818Hwf458225981IdV-16791198614501527PDF_HI0001.pdf)

3) B. Aoun-Sebaiti, A. Hani, L. Djabri, H. Chaffai, **I. AICHOURI**, N. Bougherira (2013). Simulation of watersupply and waterdemand in the valley of Seybouse (East Algeria). Accepté pour publication dans *Desalination and Water Treatment*.

[http://mc.manuscriptcentral.com/downloads/linkpool/prod1/tdwt/2012/11/s1-ln14501455-1603536356-1939656818Hwf-629722519IdV92678386014501455PDF\\_HI0001.pdf](http://mc.manuscriptcentral.com/downloads/linkpool/prod1/tdwt/2012/11/s1-ln14501455-1603536356-1939656818Hwf-629722519IdV92678386014501455PDF_HI0001.pdf)

### **Conférences & Symposium internationaux à comité de lecture**

- 1) A.HANI, B. AOUN-SEBAITI, L. DJABRI, **I. AICHOURI**. Using chemical and isotopic characteristics to define the hydrogeological conceptual model in complex aquifer system. Atelier international «utilisation et valorisation des ressources en eau pour le développement durable des écosystèmes arides» 13-14 novembre 2011, CRSTRA, Algérie.
  - 2) A. HANI, L. DJABRI, H. CHAFFAI, B. AOUN-SEBAITI, **I. AICHOURI**, N. BOUGHERIRA (2012). Simulation de l’approvisionnement et de la demande en eau dans la vallée de la Seybouse. Colloque International « Eau et Climat, Regards croisés, Nord - Sud », Rouen, 25-26 septembre 2012.
  - 3) A.HANI, B. AOUN-SEBAITI, **I. AICHOURI**, L. DJABRI, B. SAAIDIA (2012). Un nouveau modèle conceptuel de gestion intégrée dans le bassin de la Seybouse, région d’Annaba. Watmed 2012, 10-12 octobre 2012, Sousse, Tunisie.
  - 4) B. AOUN-SEBAITI, **I. AICHOURI**, A.HANI, L. DJABRI, H. CHAFFAI (2012). Modélisation de l’approvisionnement et de la demande en eau dans la vallée de la Seybouse. Watmed 2012, 10-12 octobre 2012, Sousse, Tunisie.
  - 5) **I. AICHOURI**, B. AOUN-SEBAITI, A.HANI, L. DJABRI, B. SAAIDIA (2012). Contribution à la mise en évidence de l’intrusion marine dans la plaine d’Annaba (Nord-Est de l’Algérie). Colloque International « Eau et Climat, Regards croisés, Nord - Sud », Rouen, 25-26 septembre 2012.
  - 6) **I. AICHOURI**, B. AOUN-SEBAITI, A.HANI (2012).River flow model using artificial neural networks. Watmed 2012, 10-12 Octobre 2012, Sousse, Tunisie.
  - 7) **I. AICHOURI**, B. AOUN-SEBAITI, A.HANI (2012). Evaluation des risques sanitaires liés aux rejets urbains et industriels cas de la décharge d’Annaba, Algerie.05-06 juin 2012, Skikda, Algérie.
-