



**UNIVERSITE ABDELMALEK ESSAADI
FACULTE DES SCIENCES et TECHNIQUES
TANGER**

**Centre d'Etudes Doctorales : « Sciences et Techniques de l'Ingénieur »
Formation Doctorale : « Sciences et Techniques de l'Ingénieur »**

THESE DE DOCTORAT

Présentée

Pour l'obtention du

DOCTORAT EN SCIENCES ET TECHNIQUES DE L'INGENIEUR

Par :

Rachid BOUCHNAN

Discipline : Environnement

Spécialité : Hydrogéologie

**Vulnérabilité des aquifères fracturés :
méthode F-DRASTIC et aspect dynamique
Applications aux aquifères d'Angad et de Bou-Areg (Maroc)**

Soutenue le 22 Janvier 2015 devant le Jury

Pr. Bouchta El Moumni

Pr. Jamal Eddine Stitou El Messari

Pr. Mohamed Moukhchane

Pr. Hassan Er-Raioui

Pr. Saâd Bakkali

Pr. Mina Amharref

Pr. Abdes-Samed Bernoussi

Faculté Polydisciplinaire - Larache

Faculté des Sciences - Tétouan

Ecole Normale Supérieure - Tétouan

Faculté des Sciences et Techniques - Tanger

Faculté des Sciences et Techniques - Tanger

Faculté des Sciences et Techniques - Tanger

Faculté des Sciences et Techniques - Tanger

Président

Rapporteur

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Co-Encadrant

Directeur de thèse

Remerciements

*Le doctorat dont cette thèse est l'aboutissement aborde des sujets ayant trait à la fois à l'hydrogéologie, l'hydrochimie et les mathématiques qui ont constitué l'essentiel de ma formation de DESA Es- Sciences et Technologies de l'Eau et de Licence Es- Sciences de la Terre. Les professeurs **Abdes-samed Bernoussi** et **Mina AMHARREF**, mes encadrants, pendant les 5 années de ma thèse, ont assuré l'union entre ces disciplines. Je souhaite rendre hommage à leur ouverture d'esprit et à leur passion pour la Science. À leur contact, j'ai tout à la fois découvert la pertinence et la rigueur Scientifique. Je leur suis très reconnaissant de la rapidité et de l'efficacité avec laquelle il ont toujours réagi à mes sollicitations, des conditions de travail excellentes dont j'ai bénéficié, et de la grande liberté qu'ils m'ont accordée dans l'organisation de mon temps. J'ajouterai que leurs relectures ont beaucoup contribué à la qualité de la présente thèse. J'espère que cette thèse sera en mesure d'un remerciement suffisant au soutien et à la confiance dont ils ont fait preuve en mon égard.*

*En premier lieu, je remercie vivement les membres du jury, qui ont accepté d'évaluer mon travail. Je remercie le professeur **Bouchta EL MOUMNI**, Doyen de la Faculté Polydisciplinaire de Larache, qui a bien voulu présider le jury. J'éprouve un grand respect pour ses grandes qualités professionnelles et humaines. Je remercie les rapporteurs de cette thèse, **Jamal Eddine STITOU EL MESSARI**, Professeur à la Faculté des Sciences de Tétouan, **Mohamed MOKHCHANE**, professeur à l'Ecole Normale Supérieure de Tétouan et **Hassan ER-RAIOUI**, professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Tanger. Je les remercie pour la rapidité avec laquelle ils ont lu mon manuscrit, malgré leurs emplois du temps sans doute très chargés. Je leur suis très reconnaissant pour leurs remarques pertinentes et leurs critiques constructives. Je remercie **Saâd BAKKALI**, professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Tanger, d'avoir examiné ma thèse et d'avoir apporté des remarques très pointues.*

*Monsieur **Mohamed CHTIOUI**, Directeur de l'Agence du Bassin Hydraulique de la Moulouya à Oujda, a bien voulu m'accueillir, je l'en remercie. Je lui sais gré de l'intérêt qu'il a porté à mon travail, en me permettant l'accès aux bases de données hydrogéologiques. **Mohamed Chanigui**, Chef du Service Études de ladite Agence a également soutenu mon travail, lequel s'est largement enrichi par ces remarques et commentaires, j'en suis reconnaissant.*

*C'est par **Najib EL HAMMOUTI**, professeur à la Faculté Pluridisciplinaire de Nador, et **Gharibi EL KHADIR**, Ex Doyen de cette Faculté que je suis venu aux Sciences et Technologies de l'Eau, après que j'eus l'occasion de travailler avec eux en tant que préparateur des travaux pratiques. J'en suis très reconnaissant.*

*Merci à tous ceux qui m'ont adressé des encouragements pendant la période difficile de la rédaction, et particulièrement au professeur **Mustapha OUARDOUZ** qui a contribué à l'amélioration de la présentation de cette thèse. Aussi, les discussions avec ma collègue thésarde **Hind ES SAOUINI**, m'ont été bien souvent profitables. Merci à elle Egalement, pour la gentillesse d'avoir veillé au bon déroulement du pot.*

*Parallèlement à mon activité de recherche, le travail dans la Province de Nador a occupé une part importante de mon temps, pendant quatre ans. J'ai beaucoup apprécié le soutien que m'ont accordé les Gouverneurs de cette province, **El Akel Bentouhami** et **Al Mostapha El Attar** ainsi que les Secrétaires Généraux, **Mohamed Belyazid**, **Halim Nouredine** et **Mohamed Jaouad**. Je tiens à remercier chaleureusement mes collègues au sein de la Division de l'Urbanisme et de l'Environnement, **Houssine Arrafiqui**, **Abdesslam Bourjila**, **Omar Lahraoui** et **Abboudi Mohammed** pour leur encouragement durant les périodes difficiles de préparation de ma thèse.*

Pour clore le chapitre des remerciements professionnels, je souhaite remercier pêle-mêle toute personne dont les encouragements m'ont apporté un surcroît de motivation.

Ces années de doctorat ont été marquées par des moments de grand enthousiasme, mais aussi par des périodes de doute, pendant lesquelles le soutien indéfectible de ma famille, au premier rang de laquelle mes parents, mes sœurs et mon frère, qui m'ont supporté inconditionnellement.

Résumé

L'analyse des principales méthodes, antérieurement proposées pour l'évaluation de la vulnérabilité des aquifères, nous a permis de dégager deux problématiques dont l'une est relative à la vulnérabilité des aquifères fracturés et l'autre à la dynamique de celle-ci.

Dans ce travail, la première problématique a été abordée par l'adaptation de la méthode F-DRASTIC en introduisant un indice de fracturation « F » comme huitième paramètre. Le schéma d'évaluation de cet indice « F » se base sur l'effet de certains paramètres géométriques des fractures sur l'hydrodynamisme des aquifères. Ainsi, l'effet des fissures a été évalué en fonction de certains paramètres définissant la perméabilité fissurale de l'aquifère : l'ouverture, l'espacement et le nombre de famille de ces fissures. Quant aux accidents (failles), ils définissent des zones d'influence en fonction de leur densité en longueur cumulée, de leur pendage et ouverture. Les couches géologiques fissurées de la zone non saturée, ont été caractérisées par leur profondeur et épaisseur. La méthodologie ainsi développée a été appliquée sur l'aquifère d'Angad, caractérisé par la présence de failles et des roches volcaniques fissurées. L'effet de l'indice de fracturation sur la vulnérabilité est évalué en se basant sur l'étude comparative des cartes obtenues par l'application des méthodes DRASTIC et F-DRASTIC suivie d'analyse de sensibilité. Cette étude a montré, que la méthode F-DRASTIC a fait mieux apparaître l'effet des fractures sur la vulnérabilité des milieux fissurés, et cela à travers l'amplification de l'indice de vulnérabilité sur ces zones.

Par ailleurs, la dynamique de la vulnérabilité des milieux fracturés a été étudiée, dans ce travail, sur la base de la comparaison des cartes de vulnérabilité des aquifères d'Angad et de Bou-Areg, élaborées pour des années hydrologiques différentes. Cette comparaison est effectuée en termes des superficies et des amplitudes de variation de la vulnérabilité entre les années choisies dans cette étude. Les variations des poids effectifs des paramètres ont été également étudiées pour élucider la variabilité temporelle de leur influence relative sur l'indice de vulnérabilité. L'analyse de sensibilité des variations de la vulnérabilité aux variations des paramètres dynamiques a été effectuée pour mettre en évidence les facteurs déterminants dans la dynamique de la vulnérabilité de chacun des deux aquifères étudiés. À cet effet, la méthode F-DRASTIC a été appliquée au niveau de l'aquifère d'Angad pour les années 1995, 2000 et 2004. Au niveau de Bou-Areg, la méthode DRASTIC a été utilisée pour les années 1969, 2000 et 2006. Par ailleurs, pour ce dernier aquifère, les principaux processus de recharge et de pollution ont été étudiés sur la base des compositions hydrogéochimiques et isotopiques des eaux souterraines ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$).

Les résultats obtenus mettent en évidence la dynamique de la vulnérabilité en fonction de certains paramètres potentiellement variables dans le temps. Les facteurs déterminants dans cette dynamique diffèrent d'un aquifère à l'autre. Cette étude a montré que la variabilité de la vulnérabilité au niveau d'Angad est très sensible aux fluctuations de la profondeur de la nappe. Cette dépendance traduit l'effet combiné de la surexploitation de la nappe et des variations climatologiques sur la vulnérabilité. En revanche, au niveau de Bou-Areg, les variations des volumes de la recharge par les retours d'irrigation constituent le facteur primordial dans la dynamique de sa vulnérabilité. Cet aspect a été également mis en évidence par l'étude hydrogéochimique et isotopique qui a montré l'importance des retours d'irrigation dans les processus de recharge et de transfert des nitrates d'origine agricole.

Mots clés : Vulnérabilité, aquifères, fractures, pollution, F-DRASTIC, dynamique, Angad, Bou-Areg, Hydrogéochimie, Isotopes.

Abstract

The analysis of the main methods previously proposed to aquifers vulnerability assessment, allowed us to identify two problems, one of which relates to the fractured aquifers vulnerability and the other to its dynamics.

In this work, the first problem was approached through the adaptation of the F-DRASTIC method by introducing a fracturing index "F" as an eighth parameter. The evaluation scheme of this index "F" is based on the effect of some fractures' geometrical parameters on the aquifers hydrodynamics. Thus, the fissures effect was evaluated on the basis of parameters defining the fissural hydraulic conductivity of the aquifer: openness, spacing and number of family fissures. As for accidents (faults), they define influence areas according to their density in cumulative length, their slop and openness. The fractured layers in unsaturated zone were characterized according to their depth and thickness.

Methodology developed thus was applied to the Angad aquifer characterized by the presence of faults and fissured volcanic rocks. The effect of fractures on the vulnerability index is evaluated through a comparative study of maps obtained by applying the F-DRASTIC and DRASTIC methods followed by sensitivity analysis. This study showed that the F-DRASTIC method clearly brings out the effect of fractures on the fractured media vulnerability through the vulnerability index amplification in these areas.

Furthermore, the dynamics of the fractured media vulnerability was studied, in this work, based on the comparison of the aquifer vulnerability maps of Angad and Bou-Areg concerning different hydrological years. This comparison is made in terms of area and amplitude variation of vulnerability between the years concerned by the study. Changes in parameters effective weight were also studied to elucidate the temporal variability of their relative influence on the vulnerability index. Sensitivity analysis of variations in vulnerability to changes in dynamic parameters was performed to determine the key factors in vulnerability dynamics of studied aquifers. Hence, the F-DRASTIC method was applied to the Angad aquifer for the years 1995, 2000 and 2004. As for the Bou-Areg aquifer, the DRASTIC method was used for the years 1969, 2000 and 2006. Furthermore, the main process of recharge and pollution concerning the latter aquifer was studied on the basis of groundwater hydrogeochemical and isotopic composition (d^2H , $d^{18}O$, $\delta^{15}N_{NO_3}$, $\delta^{18}O_{NO_3}$).

The results of the study put into evidence the vulnerability dynamics in relation to some potentially time-variable parameters. Besides, the key factors in this process differ from one aquifer to another. In fact, vulnerability variability in Angad is very sensitive to groundwater depth fluctuations. This dependence on depth fluctuations reflects the combined effect of groundwater over-exploitation and climate change on vulnerability. On the other hand, recharge volume variability in Bou-Areg aquifer, via irrigation returns, is the primary factor in the vulnerability dynamics. This aspect was also highlighted by the hydrogeochemical and isotopic study that showed the importance of irrigation returns in the process of recharge and nitrates transfer brought about by agricultural activity.

Key words : Vulnerability, aquifers, fractures, pollution, F-DRASTIC, dynamic, Angad, Bou-Areg, Hydrogeochimistry, Isotopes.

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE.....	1
PARTIE I: VULNERABILITE DES AQUIFERES A LA POLLUTION	7
CHAPITRE I. TRANSFERT D'EAU ET DE POLLUANTS DANS LES AQUIFERES	8
Introduction	8
I. Les flux d'eau dans les aquifères	9
I.1. Les précipitations et l'évapotranspiration	9
I.2. Le ruissellement et l'infiltration.....	12
I.3. Les écoulements souterrains dans la zone saturée	14
I.4. L'évaluation des flux d'eaux souterraines par les isotopes de la molécule d'eau.....	15
II. Les mécanismes de transfert de polluants.....	16
II.1. Les transferts physiques.....	17
II.2. Les transferts chimiques	19
II.3. Les transferts biologiques	21
II.4. L'évaluation des transferts de polluants par les traceurs isotopiques	23
Conclusion.....	27
CHAPITRE II. VULNERABILITE DES AQUIFERES A LA POLLUTION	28
Introduction	28
I. Concept et définitions.....	29
II. Approches et classification des méthodes.....	30
III. Cartographie de la vulnérabilité.....	38
III.1. Les cartes de vulnérabilité.....	38
III.2. L'analyse de sensibilité des cartes de vulnérabilité.....	40
III.3. La validation des cartes de vulnérabilité	42
Conclusion.....	43
PARTIE II: VULNERABILITE DES AQUIFERES FRACTURES :	
METHODE F-DRASTIC ET ASPECT DYNAMIQUE	44
CHAPITRE I. PROBLEMATIQUE DE LA VULNERABILITE DES AQUIFERES FRACTURES.....	45
Introduction	45
I. Paramètres caractéristiques des aquifères fracturés	46
II. Principales méthodes de vulnérabilité des aquifères fracturés.....	46
Conclusion.....	52
CHAPITRE II. PROBLEMATIQUE DE LA DYNAMIQUE DE LA VULNERABILITE.....	54
Introduction	54
I. Perception de l'échelle temps dans l'évaluation de la vulnérabilité.....	55
II. Variabilité temporelle des paramètres de vulnérabilité.....	56
Conclusion.....	58
CHAPITRE III. APPROCHE F-DRASTIC POUR L'EVALUATION DE LA VULNERABILITE DES AQUIFERES FRACTURES.....	59
Introduction	59
I. Impact des fractures sur l'hydrodynamisme des aquifères.....	60
I.1. Cas d'un aquifère fracturé monocouche	60
I.2. Cas d'un aquifère fracturé multicouche	61
I.3. Cas des grands accidents.....	61
II. Adaptation de la méthode F-DRASTIC.....	63
II.1. Principe de la méthode F-DRASTIC	64
II.2. Indice de Fracturation (F)	65
Conclusion.....	70

PARTIE III: APPLICATIONS AUX AQUIFERES D'ANGAD ET DE BOU-AREG (NORD-EST DU MAROC).....	71
CHAPITRE I. VULNERABILITE DE L' AQUIFERE FRACTURE D' ANGAD.....	72
Introduction	72
I. Présentation de la zone d'étude	73
I.1. Contexte géologique	74
I.2. Contexte hydrogéologique	75
II. Élaboration des cartes des paramètres.....	78
III. Élaboration des Cartes de Vulnérabilité DRASTIC et F-DRASTIC	87
III.1. Analyse de sensibilité par enlèvement de paramètres	88
III.2. Poids réels des paramètres.....	89
III.3. Validation des résultats	90
IV. Dynamique de la vulnérabilité de l'aquifère d'Angad	92
IV.1. Principaux facteurs de la dynamique de l'aquifère d'Angad	92
IV.2. Cartographie des paramètres dynamiques.....	96
IV.3. Cartes de vulnérabilité DRASTIC et F-DRASTIC	100
Conclusion.....	106
CHAPITRE II. APPLICATION A L' AQUIFERE DE BOU-AREG	107
Introduction	107
I. Présentation de la zone d'étude	108
I.1. Contexte géographique	108
I.2. Contexte géologique	109
I.3. Contexte hydrogéologique	109
I.4. Principaux facteurs de la dynamique de l'aquifère de Bou-Areg	111
II. Cartographie des paramètres.....	117
II.1. Paramètres statiques	117
II.2. Paramètres dynamiques	120
III. Élaboration des cartes de vulnérabilité DRASTIC	124
III.1. Étude comparative.....	124
III.2. Analyse de sensibilité.....	125
Conclusion.....	128
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	129
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	133
ANNEXE I : Méthodes de vulnérabilité et paramètres de base	150
ANNEXE II : Valeurs des perméabilités déduites des essais de pompages au niveau de l'aquifère libre d'Angad.....	151
ANNEXE III : Cartes géologiques d'Angad avec profils utilisés pour délimiter les roches volcaniques fissurées dans la ZNS	152
ANNEXE IV : Planches des roches volcaniques fracturées de la plaine d'Angad	156
ANNEXE V : Evolution de la piézométrie de la nappe de Bou-Areg en fonction des précipitations : 1961-1969 (dressé par Carlier, 1969).....	157
ANNEXE VI : Analyses physicochimiques et isotopique des eaux souterraines de l'aquifère Côtier de Bou-Areg	158
ANNEXE VII : Cartes géologiques de Bou-Areg avec profils utilisés pour définir la lithologie de l'aquifère.....	162
ANNEXE VIII : Perméabilités des forages captant la nappe de Bou-Areg.....	165

Liste des Figures

Figure I-1 Relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ des eaux naturelles.....	16
Figure I-2 Signature isotopique des principales sources de nitrates.....	24
Figure I-3 Fractionnement isotopique à l'équilibre du ^{13}C à 25°C.....	25
Figure I-4 Évolution de la signature isotopique en $\delta^{13}\text{C}$ du CMTD en système ouvert et fermé pour deux P_{CO_2} différentes, considérant une végétation C3.	26
Figure I-5 Schéma de la méthode GOD.	32
Figure I-6 Système de classification des cartes hydrogéologiques	38
Figure I-7 Classification des cartes de vulnérabilité	39
Figure I-8 Utilisateurs, échelles de représentation et outils d'estimation et de contrôle de la contamination de l'eau souterraine	40
Figure II-1 Paramètres hydrodynamiques de deux aquifères fictifs monocouches de mêmes matrices : a. aquifère poreux et b. aquifère fracturé.	60
Figure II-2 Paramètres hydrodynamiques de deux aquifères multicouches fictifs de mêmes matrices : a. aquifère poreux et b. aquifère fracturé.	61
Figure II-3 Effet du pendage d'une faille sur l'hydrodynamisme d'un aquifère.....	62
Figure II-4 Effet d'une faille sur l'hydrodynamisme d'un aquifère : a. zone d'influence et b. degré d'influence	62
Figure II-5 Schéma d'évaluation de l'indice de fracturation.....	65
Figure II-6 Schéma simplifié de la géométrie de: a. couche géologique fissurée et b. fissures.....	65
Figure II-7 Schéma simplifié du calcul de la densité de lignes pour une cellule du raster.	67
Figure II-8 Schéma simplifié de la distance d'éloignement d'un accident incliné.....	67
Figure III-1 Carte géologique simplifiée de la nappe phréatique d'Angad	73
Figure III-2 Stratigraphie du bassin de Bni Oukil-Angad	74
Figure III-3 Carte structurale de la région du Maroc nord oriental représentant les principaux accidents, déduits de l'analyse des données gravimétriques	75
Figure III-4 Isohypses du substratum de l'aquifère libre d'Angad	76
Figure III-5 Coupe géologique synthétique de la plaine d'Angad	76
Figure III-6 Cartes d'Angad : a. Piézométrie et b. notes du paramètre 'D' (2004).	79
Figure III-7 Répartition de la pluie efficace dans la plaine d'Angad (2004).....	80
Figure III-8 Cartes d'Angad : a. la recharge verticale et b. notes du paramètre 'R' (2004).....	81
Figure III-9 Cartes d'Angad : a. lithologie de la ZS et b. notes du paramètre 'A' (2004).	82
Figure III-10 Cartes d'Angad : a. pédologie et b. notes du paramètre 'S'	82
Figure III-11 Cartes d'Angad : a. classes des pentes b. notes du paramètre 'T'	83
Figure III-12 Cartes d'Angad : a. lithologie de la ZNS et b. notes du paramètre 'I' (2004).....	84
Figure III-13 Cartes d'Angad : a. perméabilités et b. notes du paramètre 'C'	84
Figure III-14 Carte du facteur 'Roches fissurées' de l'aquifère d'Angad (2004).....	85
Figure III-15 Carte de l'indice de la 'Géométrie des accidents' de l'aquifère d'Angad	86
Figure III-16 Carte de l'Indice de Fracturation de l'aquifère d'Angad	87
Figure III-17 Cartes de vulnérabilité de l'aquifère d'Angad : a. DRASTIC et b. F-DRASTIC	88
Figure III-18 Corrélation entre les classes de qualité en nitrates et de vulnérabilité de l'aquifère d'Angad (2004) : a. DRASTIC et b. F-DRASTIC.....	90
Figure III-19 Pluviométrie moyenne saisonnière (1970-2004)	93
Figure III-20 Pluviométrie annuelle (1970-2004)	93
Figure III-21 Pluviométries annuelles (1970-2004).....	93
Figure III-22 Températures mensuelles minimales, maximales et moyennes (1961-2014).....	94
Figure III-23 Températures moyennes annuelles (1961-2006)	94
Figure III-24 Évolution de la piézométrie de la nappe d'Angad	95
Figure III-25 Cartes des profondeurs de la nappe d'Angad des années: a. 1995 b. 2000 c. 2004	97
Figure III-26 Cartes de la recharge verticale d'Angad des années: a. 1995 b. 2000 c. 2004.....	97
Figure III-27 Cartes de la perméabilité de l'aquifère d'Angad des années: a. 1995 b. 2000 c. 2004	98

Figure III-28 Cartes de l'indice de fracturation d'Angad des années: a. 1995 b. 2000 c. 2004.....	99
Figure III-29 Cartes DRASTIC d'Angad des années: a. 1995 b. 2000 c. 2004.....	100
Figure III-30 Cartes F-DRASTIC d'Angad des années: a. 1995 b. 2000 c. 2004	101
Figure III-31 Carte géologique de la plaine de Bou-Areg.....	108
Figure III-32 Profil hydrogéologique de la plaine de Bou-Areg (Profil 1. modifié d'après El Yaouti et al., 2008 ; Log 1. d'après Re et al., 2013).....	110
Figure III-33 Variation des précipitations annuelles à Nador (1994-2007).	111
Figure III-34 Précipitations moyennes mensuelles à Nador (1994-2007).....	112
Figure III-35 Volumes annuels d'eau d'irrigation du périmètre irrigué de Bou-Areg en millions de m ³ (1980-2003)	112
Figure III-36 Évolution des températures moyennes mensuelles à Nador (1976-2006).....	113
Figure III-37 Évolution des températures annuelles moyennes à Nador.....	113
Figure III-38 Évolution de la piézométrie de la nappe de Bou-Areg	114
Figure III-39 Sites d'échantillonnage des eaux souterraines de Bou-Areg.	115
Figure III-40 Carte de distribution de NO ₃ ⁻ dissout (mg l ⁻¹)	116
Figure III-41 Composition Isotopique de NO ₃ ⁻ dissout (‰) des échantillons d'eaux souterraines et de sources de l'aquifère de Bou-Areg (Juin 2010)	116
Figure III-42 Carte du sol de la plaine de Bou-Areg.....	117
Figure III-43 Carte des notes de la Topographie de la plaine de Bou-Areg.....	118
Figure III-44 Cartes de la lithologie de l'aquifère de Bou-Areg: a. ZNS b. ZS.....	118
Figure III-45 Carte de la perméabilité de l'aquifère de Bou-Areg	119
Figure III-46 Cartes des notes de profondeurs de la nappe de Bou-Areg des années: a. 1969 b. 2000 c. 2006	120
Figure III-47 $\delta^2\text{H}$ en fonction de $\delta^{18}\text{O}$ des eaux souterraines de Bou-Areg	121
Figure III-48 Cartes de la recharge verticale de l'aquifère de Bou-Areg des années: a. 1969 b. 2000 c. 2006	123
Figure III-49 Cartes DRASTIC _{norm} de l'aquifère de Bou-Areg des années: a. 1969 b. 2000 c. 2006 ...	124
Figure III-50 Cartes DRASTIC _{phyt} de l'aquifère de Bou-Areg des années: a. 1969 b. 2000 c. 2006	125

Liste des Tableaux

Tableau I-1 Classification de l'indice GOD	33
Tableau I-2 Classification de la vulnérabilité de l'aquifère supérieur.....	34
Tableau I-3 Classification de la vulnérabilité des aquifères multicouches	34
Tableau I-4 Classification des sept paramètres DRASTIC	35
Tableau II-1 Facteur-K pour le calcul de l'ISI.....	47
Tableau II-2 Poids des paramètres SINTACS dans les différents scénarios	48
Tableau II-3 Notes du facteur "F" de fracturation : méthode PI	49
Tableau II-4 Matrice des formations géologiques : méthode UK	50
Tableau II-5 Facteurs de correction des formes tectoniques : méthode Time-Input	51
Tableau II-6 Modes d'intégration des fractures dans l'évaluation de la vulnérabilité	52
Tableau II-7 Processus et échelles approximatives de variations des principaux paramètres de vulnérabilité intrinsèque	56
Tableau II-8 Notes de l'épaisseur et de la profondeur des couches géologiques fissurées	66
Tableau II-9 Notes de l'indice des fissures F_f	66
Tableau II-10 Classification du facteur "Roches fissurées" R_f	66
Tableau II-11 Classification de l'indice de la "géométrie des accidents" G_a	69
Tableau II-12 Classification de l'Indice de fracturation (F).....	69
Tableau III-1 Évolution des teneurs en Nitrates dans l'aquifère d'Angad (1991-2008)	77
Tableau III-2 Sources de données utilisées pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère fracturé d'Angad	78
Tableau III-3 Analyse de sensibilité par enlèvement de paramètre (Angad)	88
Tableau III-4 Poids effectifs des paramètres DRASTIC et F-DRASTIC (Angad)	89
Tableau III-5 Poids effectifs des paramètres F-DRASTIC (zones fracturées d'Angad)	89
Tableau III-6 Corrélation entre les indices de vulnérabilité DRASTIC et F-DRASTIC et les teneurs en nitrates des forages de contrôle (Angad, 2004).....	91
Tableau III-7 Zonage des classes de vulnérabilité DRASTIC d'Angad en 1995, 2000 et 2004.	100
Tableau III-8 Zonage des classes de vulnérabilité F-DRASTIC d'Angad en 1995, 2000 et 2004.	102
Tableau III-9 Poids effectifs des paramètres DRASTIC d'Angad des années 1995, 2000 et 2004	103
Tableau III-10 Poids effectifs des paramètres F-DRASTIC d'Angad des années 1995, 2000 et 2004.	104
Tableau III-11 Analyse de sensibilité de la dynamique des cartes DRASTIC (Angad)	104
Tableau III-12 Analyse de sensibilité de la dynamique des cartes F-DRASTIC (Angad).....	105
Tableau III-13 Recharge de l'aquifère de Bou-Areg.....	123
Tableau III-14 Poids effectifs des paramètres DRASTIC (Bou-Areg)	126
Tableau III-15 Analyse de sensibilité de la dynamique des cartes DRASTIC (Bou-Areg)	126

Liste des abréviations

ABHM	: Agence du Bassin Hydraulique de la Moulouya (Maroc)
AEP	: Alimentation en Eau Potable
DH/DRE	: Direction de l'Hydraulique - Division des Ressources en Eau (Maroc)
DPA	: Délégation Provinciale de l'Agriculture (Maroc)
ETP	: Evapotranspiration Potentielle
ETR	: Evapotranspiration réelle
FEM	: Fonds pour l'Environnement Mondial
MOE	: Ontario Ministry of the Environment (Canada)
MTS	: Matières Totales en Solution
ORMVAM	: Office Régional de la Mise en Valeur Agricole de la Moulouya (Maroc)
PAM	: Plan d'Action pour la Méditerranée
PDAIRE	: Plan Directeur de l'Aménagement Intégré des Ressources en Eaux
PNUE	: Programme des Nations Unies pour l'Environnement
RFU	: Réserve Facilement Utilisable
SEEE	: Secrétariat d'Etat chargée de l'Eau et de l'Environnement (Maroc)
SMN	: Station Météorologique Nationale (Maroc)
ZI	: Zone Irriguée
ZNI	: Zone Non Irriguée
ZNS	: Zone Non Saturée
ZS	: Zone Saturée

Introduction Générale

Introduction générale

Les eaux souterraines constituent la plus grande réserve en eau douce liquide de la planète. Les réserves renouvelables, évaluées à 10.000 km³/an, dépassent largement les volumes d'exploitation mondiale d'environ 800 km³/an (Margat, 2008). Cette disponibilité en terme quantitatif pourrait révéler un bilan largement excédentaire de ces ressources. Toutefois, les disparités de leur répartition géographique associées à la dégradation de leur qualité ne permettent pas un accès équitable à ces ressources. Cette double problématique est très marquée au niveau du bassin méditerranéen qui est classé parmi les zones les plus affectées par un risque de pénurie d'eau. Cette pénurie est plus accentuée dans les pays de la rive méridionale, tel que le Maroc, qui reçoivent seulement 13% du volume total des ressources méditerranéennes en eau (Margat, 2008). En effet, les ressources en eaux souterraines renouvelables du Maroc s'élèvent à plus de 3,8 milliards de m³/an, réparties sur 80 nappes dont 48 sont superficielles. Le volume de prélèvement annuel, évalué à environ 5 milliards de m³/an, témoigne d'une surexploitation de ces ressources (SEEE, 2014). Ces prélèvements sont destinés à raison de 85% pour l'irrigation et assurent 55% des volumes d'alimentation en eau potable et industrielle (Bahir et Mennani, 2002). Cette dépendance socio-économique des ressources en eau souterraine, pourrait être compromise dans les années à venir par l'effet conjoint de la surexploitation et des changements climatiques. En effet, le Maroc a connu une élévation de la température moyenne de l'ordre de 2°C et une baisse d'environ 30% du cumul des précipitations durant 1978-1994 par rapport à la période 1961-1977 (Agoumi, 1999). D'autre part, la dégradation de la qualité des eaux souterraines pourrait se répercuter sur l'exploitation de ces ressources. En effet, l'enquête menée au niveau des principales nappes d'eau souterraines a montré une qualité globale mauvaise à très mauvaise sur 44% des stations (SEEE, 2009). Il s'agit essentiellement d'une pollution en nitrates, témoignant d'une vulnérabilité relativement élevée de ces ressources vis-à-vis de la pollution agricole et urbaine.

Le croisement des contraintes d'ordre quantitatif et qualitatif avec les pressions d'une demande croissante en eau impose des mesures de gestion intégrée et durable des ressources souterraines. Ceci, passe par une compréhension des processus de transfert d'eau et de polluants, comme principaux indicateurs de la vulnérabilité des aquifères à la pollution. La complexité de ces phénomènes impose une approche pluridisciplinaire. Ainsi, l'étude par traçage hydrogéochimique et isotopique permet d'élucider les processus de recharge et de pollution des aquifères. Cette approche se base sur l'étude des rapports qui peuvent exister entre la composition des eaux souterraines ou des polluants et de leurs origines potentielles (Fontes, 1980 ; Heaton, 1986 ; Clark et Fritz, 1997 ; Kendall et McDonnell, 1998). Quant aux méthodes de modélisation, elles permettent d'étudier les transferts d'eau et de solutés en se basant sur des équations plus ou moins complexes des processus de convection-dispersion et des réactions de différentes natures (Bear, 1972 ; Jamet, 1988).

Les processus de transfert d'eau et de polluants vers les aquifères sont encadrés par la nature hydrogéologique relative à la perméabilité des zones non saturées et saturées. En effet, dans le

cas des aquifères fracturés, les failles et les fissures constituent des structures de cheminements préférentiels de l'eau, à la différence des milieux poreux où l'écoulement souterrain est diffus. Ces structures sont le siège d'une infiltration concentrée et rapide, limitant ainsi, la dégradation physico-chimique et biologique des polluants. Ces phénomènes dépendent des paramètres géométriques de ces structures tels que leur connectivité, taille, ouverture, espacement, rugosité et nombre de familles (Wittke et Louis, 1968 ; Kiraly, 1978 ; Nowamos et al., 2009, 2010). Les fractures augmentent donc la vulnérabilité des aquifères vis-à-vis de la pollution.

Le concept de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution se base sur la supposition que le milieu naturel des aquifères, procure un degré plus ou moins variable de protection contre la pollution entrant par la surface (Margat, 1968). Plusieurs méthodes d'évaluation de la vulnérabilité ont été développées à travers le monde. La revue et l'analyse de ces méthodes permet de dégager deux problématiques relatives à la vulnérabilité des aquifères fracturés et à sa dynamique.

Dans ce travail de recherche, le choix des aquifères fracturés se justifie par le rôle majeur que joue ce type d'aquifères dans l'approvisionnement en eau dans de nombreuses régions. Ces aquifères sont caractérisés par leur grande productivité et faible temps de régénération des eaux. Ces caractéristiques hydrodynamiques témoignent d'une vulnérabilité relativement élevée par rapport aux milieux poreux. La complexité des processus de transfert d'eau et de soluté, dans ces milieux constitue un défi majeur pour l'évaluation de la vulnérabilité. En effet, les cheminements individualisés via les fractures ont une influence notable sur le transfert d'eau et de polluants vers les nappes. Les effets de ces structures doivent donc être inclus dans les schémas d'évaluation de la vulnérabilité afin de développer une méthodologie adaptée aux milieux fracturés.

L'analyse des méthodes, antérieurement proposées pour l'évaluation de la vulnérabilité des milieux fracturés, soulève certaines limites relatives aux modes d'intégration des fractures dans les modèles existants. Ainsi, les méthodes DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003) et VULK (Jeannin et al., 2001) ont été critiquées pour le cheminement multidirectionnel des traceurs ou des contaminants, utilisés pour simuler des transferts de polluants. Aussi, la méthode ISI (MOE, 2001) a été critiquée pour sa forte dépendance du facteur K lié à la perméabilité verticale. La méthode Time-Input (Kralik et Keimel, 2003) intègre la perméabilité des faciès fissurés et la taille des failles, évaluées d'une manière qualitative, indépendamment des caractéristiques géométriques des fractures ou des failles. Quant aux méthodes SINTACS (Civita, 1994) et UK (Foster et Adams, 1992), elles se basent seulement sur une classification qualitative en fonction de la présence ou non des fractures. La méthode PI (Goldscheider et al., 2000) se base sur une classification qualitative du degré de fracturation. Cependant, cette évaluation reste très subjective et ne permet pas la distinction entre les milieux de différents degrés de fracturation. La méthode DRASTIC modifiée (Boughriba et al., 2010) se base sur une évaluation qualitative de la densité du réseau de fractures. Néanmoins, cette évaluation reste très subjective puisqu'elle n'a pas été fondée sur une base de classification de ce paramètre.

L'étude de la problématique de la dynamique de la vulnérabilité paraît indispensable vu qu'elle affecte l'usage des cartes de vulnérabilité comme outil d'aide à la décision relative à l'aménagement du territoire et à la protection des ressources en eau. En effet, cet usage suppose la validité de ces cartes sur une échelle de temps suffisante pour amortir les aménagements qu'elles orientent. Or, les paramètres utilisés pour l'évaluation de la vulnérabilité sont potentiellement variables dans le temps, mettant en question l'assertion de la vulnérabilité statique avancée dans la littérature (Margat et Suaï-Parascandola, 1987 ; Vrba, 1991 ; Schnebelen et al., 2002). Les considérations des moyennes interannuelles des paramètres dynamiques pour l'évaluation de la vulnérabilité pourraient engendrer des écarts plus ou moins importants par rapport à la vulnérabilité annuelle. En revanche, l'utilisation des valeurs extrêmes a été proposée pour palier à la grande variation spatio-temporelle de certains paramètres (Yildirim et Topkaya, 2007). Néanmoins, la complexité des relations entre les paramètres dynamiques, telles que la pluviométrie, la recharge et la piézométrie, pourrait induire une ambiguïté quant à la définition des cas extrêmes.

En rapport à la problématique de la vulnérabilité des aquifères fracturés, nous proposons dans cette thèse, une méthode d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères fracturés. Cette méthode se base sur un schéma conceptuel basé sur la relation de cause à effet, qui relie la vulnérabilité au fonctionnement hydrodynamique des aquifères fracturés. Dans un premier temps, les paramètres gouvernant l'hydrodynamisme des aquifères fracturés sont comparés à ceux des aquifères poreux supposés de mêmes matrices. Cette comparaison permet de lier la différence entre la vulnérabilité de ces deux milieux aux caractéristiques des fractures. C'est avec cette logique que nous avons proposé, dans ce travail, une nouvelle méthode d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères fracturés par l'adaptation d'une méthode appropriée aux milieux poreux. Cette adaptation a été effectuée par l'introduction d'un paramètre reflétant l'effet des fractures.

Le principe de la méthode proposée se base sur l'adaptation de la méthode DRASTIC, en introduisant le degré de fracturation comme huitième paramètre. Cette méthode, appelée *F-DRASTIC* (Bouchnan et al., 2012, 2013 ; Amharref et al., 2014), permet d'amplifier la vulnérabilité en fonction des caractéristiques géométriques des fractures. L'évaluation de *l'indice de fracturation* se base sur un système de classification des paramètres géométriques des couches géologiques fissurées, des fissures et des accidents ou failles.

La dynamique de la vulnérabilité est approchée par l'étude comparative des cartes de vulnérabilité de trois années hydrologiques différentes, élaborées pour deux aquifères de contextes hydrogéologiques différents. Cette étude permettra la mise en évidence de la dynamique de la vulnérabilité et l'étude statistique de l'effet de la variabilité temporelle des paramètres sur la vulnérabilité, définissant ainsi, les paramètres déterminants de cette dynamique.

Pour élucider les problématiques évoquées ci-dessus, nous nous sommes focalisés sur l'étude des nappes phréatiques d'Angad et de Bou-Areg, qui présentent deux contextes hydrogéologiques différents. Ces deux aquifères sont situés dans la région de l'Oriental du Maroc, qui est menacée d'une dégradation des ressources en eau, tant sur le plan quantitatif

que sur le plan qualitatif. En effet, cette région se situe dans un cadre bioclimatique aride à semi-aride.

La nappe phréatique d'Angad constitue un exemple type des aquifères hétérogènes fracturés. Le rôle du relais hydraulique joué par les roches volcaniques fissurées et faillées de cet aquifère a été confirmé par plusieurs auteurs (Nguyen et Simonot, 1971). Les caractéristiques contrastées des faciès poreux et fracturés de cet aquifère permettent l'application de la méthode *F-DRASTIC*. D'autre part, les variations interannuelles des facteurs climatologiques et hydrogéologiques combinées à la surexploitation permettent d'étudier la dynamique de la vulnérabilité de cet aquifère. L'étude concerne les années 1995, 2000 et 2004 choisies pour la disponibilité des données relatives à la profondeur de la nappe. Les modifications d'occupation de sols sont négligeables entre ces années, et concernent une très faible superficie mitoyenne à la zone urbaine de la ville d'Oujda. Tandis que, les pratiques agricoles qui occupent la majeure partie de cette plaine sont restées généralement inchangeables.

La nappe phréatique côtière de Bou-Areg constitue un exemple type des aquifères côtiers Méditerranéens. Les changements rapides des modes d'occupation de sols au niveau de cette nappe l'ont permis de servir de modèle pour le suivi de la dynamique de la vulnérabilité sous l'effet des facteurs anthropiques.

La dynamique de la vulnérabilité de l'aquifère côtier poreux de Bou-Areg, entre les années d'étude (1969, 2000 et 2006), est supposée liée aux deux facteurs climatologique et anthropique. Le choix de l'année 1969 permet l'évaluation de la vulnérabilité qui qualifie l'état de cet aquifère avant la mise en service du réseau d'irrigation. Les deux autres années permettent d'évaluer l'effet de la grande variation des volumes d'eau d'irrigation consommés ($\Delta V = 49,17 \text{ Mm}^3$), pouvant engendrer des variations dans la recharge de cet aquifère. En effet, la mise en service du réseau d'irrigation au niveau de cette plaine à partir de l'année 1980 avait certainement des effets aussi bien qualitatifs que quantitatifs sur ce système aquifère. Cet aspect a été mis en évidence en se basant sur l'étude hydrogéochimique et isotopique de cette nappe (Re et al., 2010 ; 2013a ; 2013b). Cette étude a montré que ces eaux souterraines ont une origine atlasique, mettant en évidence l'importance du retour d'irrigation, provenant de la rivière de la Moulouya, dans la recharge de cet aquifère. En plus, ces eaux souterraines présentent des teneurs très élevées en nitrates d'origine principalement agricole.

Compte tenu de la nature poreuse de cet aquifère, la méthode *DRASTIC* a été utilisée pour l'évaluation de la vulnérabilité des trois années d'étude. Les variations temporelles de la vulnérabilité sont interprétées en se basant sur les résultats de l'étude hydrogéochimique et isotopique.

À l'issue de ces applications nous avons montré, d'une part, que la méthode *F-DRASTIC* permet d'améliorer l'évaluation de la vulnérabilité en traduisant l'effet des structures cassantes sur l'hydrodynamisme des aquifères fracturés. L'analyse de sensibilité effectuée sur les cartes résultantes a montré que cette adaptation n'affecte pas d'une façon significative les effets relatifs des sept paramètres *DRASTIC* sur l'indice de vulnérabilité.

D'autre part, nous avons mis en évidence que la vulnérabilité d'un aquifère est dynamique sous l'effet de certains paramètres susceptibles de varier dans le temps. Ce résultat a été obtenu suite à l'étude comparative des cartes de vulnérabilité élaborées pour différentes années hydrologiques. Par ailleurs, les facteurs déterminants dans cette dynamique varient d'un aquifère à l'autre. Ainsi, la variabilité temporelle de la vulnérabilité de l'aquifère d'Angad est liée essentiellement aux fluctuations du niveau piézométrique sous l'effet de la surexploitation combinée au facteur climatologique. Tandis que, cette dynamique est très sensible aux variations des volumes de la recharge par retour d'irrigation au niveau de l'aquifère de Bou-Areg.

Le document de cette thèse est organisé en trois parties suivantes :

- La première partie est consacrée à l'étude bibliographique de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Le premier chapitre de cette partie aborde les transferts d'eau et de polluants vers les aquifères, permettant de dégager les principaux paramètres de vulnérabilité des systèmes aquifères. Le deuxième chapitre est consacré à la littérature relative aux concepts, approches et méthodes de vulnérabilité des aquifères à la pollution.
- La deuxième partie est articulée en trois chapitres. Le premier chapitre présente la problématique de la vulnérabilité des aquifères fracturés, à travers l'étude des méthodes usuelles dédiées à ces milieux. Le deuxième chapitre propose une réflexion préliminaire sur la problématique de la dynamique de la vulnérabilité. Il comporte une synthèse bibliographique sur la perception de l'échelle temps dans la littérature de la vulnérabilité des aquifères à la pollution. Dans le troisième chapitre, nous proposons les bases théoriques de la méthode *F-DRASTIC* adaptée pour les milieux fracturés.
- La troisième partie, articulée en deux chapitres, est consacrée aux applications. Elle est structurée en deux chapitres. Le premier chapitre présente une application de la méthode *F-DRASTIC* sur l'aquifère d'Angad. Cette application est effectuée sur trois années différentes pour caractériser la dynamique de la vulnérabilité de cet aquifère. Le deuxième chapitre est consacré à l'étude de la dynamique de la vulnérabilité de l'aquifère de Bou-Areg.

Partie I : Vulnérabilité des aquifères à la pollution

Chapitre I. Transfert d'eau et de polluants dans les aquifères

Introduction

La recharge des aquifères est le principal vecteur des polluants vers les nappes d'eau souterraines. En effet, la pollution générée à la surface du sol se trouve entraînée avec les eaux pluviales par ruissellement, écoulement de subsurface ou souterrain. Ces processus dépendent de la nature des polluants et des conditions climatologiques, agro-pédologiques, topographiques et hydrogéologiques des aquifères.

Les facteurs climatologiques relatifs à la pluviométrie et l'évapotranspiration contrôlent la disponibilité des eaux en surface du sol. D'autre part, la nature agro-pédologique et topographique de ce dernier permet la répartition des taux de ruissellement et d'infiltration. Quant à la nature hydrogéologique relative à la perméabilité des aquifères, elle contrôle la recharge effective et les écoulements des nappes d'eaux souterraines.

Ces flux d'eaux sont associés à plusieurs mécanismes de transfert physico-chimiques et biologiques de polluants. Les transferts physiques consistent à l'entraînement des polluants par convection-dispersion suivant le mouvement de l'eau. D'autre part, ils permettent l'atténuation de la pollution des aquifères essentiellement, par volatilisation, filtration et adsorption. En plus, les transferts biologiques, très actifs au niveau des sols, dépendent principalement de la biodégradabilité des polluants, de la nature des sols et du développement de la zone racinaire. Quant aux transferts chimiques, ils sont contrôlés par les paramètres physico-chimiques de l'eau et l'affinité réactionnelle des polluants.

Ce chapitre présente une synthèse de l'ensemble de ces phénomènes afin de définir les paramètres déterminants dans le transfert de polluants. Cette étape est indispensable pour entamer le sujet de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution.

I. Les flux d'eau dans les aquifères

I.1. Les précipitations et l'évapotranspiration

- Les Précipitations

Les précipitations constituent le facteur primordial des écoulements des eaux superficielles et souterraines. Elles contrôlent, de par leurs durées, intensités et fréquences, la répartition des taux du ruissellement et d'infiltration. En effet, le contact des gouttes de pluie avec le sol s'accompagne par une désagrégation des particules qui peuvent générer une croûte de battance, favorisant le ruissellement par rapport à l'infiltration (Eimberck, 1990). Aussi, l'intensité des précipitations, comparée à la capacité maximale d'infiltration des sols, constitue un facteur déterminant dans la répartition des taux de ruissellement et d'infiltration. C'est le cas des ruissellements hortonien, qui apparaissent lorsque les intensités de précipitations dépassent la capacité d'infiltration des sols (Horton, 1933). Également, la durée et la fréquence des précipitations sont des facteurs déterminants dans ces phénomènes. Ils influent sur les conditions de saturation des sols, favorisant, selon les cas, l'apparition ou non du ruissellement hewlettien sur sols saturés (Hewlett et Hibbert, 1967).

La précision des mesures de la pluviométrie a été discutée par plusieurs auteurs. En effet, la turbulence causée par le vent dans l'espace immédiat des pluviomètres, pourrait chasser une partie des gouttes de pluie hors des bacs de mesures. À cet effet, des études menées en France, ont montré qu'il faut majorer de 15 à 20% les pluies mesurées en saison froide (Pédélaborde, 1968). En plus, la précision des cartes pluviométriques dépend, de la densité des stations de mesures et de la méthode d'interpolation entre ces mesures.

Lors des précipitations, seule une partie d'eau atteint le sol. L'autre partie est interceptée par les différents obstacles à la surface du sol. Dans la littérature, l'interception est définie comme la quantité de pluie qui est stockée temporairement sur la surface de la terre (Gerrits, 2010). C'est la partie des précipitations accumulée à la surface de la terre, avant d'être directement évaporée. Le volume de l'interception dépend de plusieurs facteurs.

L'influence des caractéristiques des végétations, relative à la saisonnalité, forme et épaisseur des feuilles, densité, indice foliaire et configuration des branches, sur l'interception a été étudié par plusieurs auteurs (Rutter et al., 1975 ; Baird et Wilby, 1999 ; Bryant et al., 2005 ; Toba et Ohta, 2005). Certains auteurs ont montré que la capacité d'interception est liée à l'intensité des précipitations (Horton, 1919 ; Wang et al., 2007 ; Aston, 1979 ; Keim et al., 2006). D'autres auteurs ont montré que la capacité d'interception est inversement liée à la vitesse du vent (Horton, 1919 ; Klaassen et al., 1996 ; Hörmann et al., 1996). Les effets anthropiques, liés à l'urbanisation, peuvent aussi, provoquer l'augmentation des volumes interceptés sur les surfaces bâties ou imperméabilisées.

- L'évapotranspiration

Le terme *évapotranspiration* est défini comme « *l'ensemble des phénomènes et des flux d'évaporation physique et de transpiration biologique, notamment de la végétation, qui interviennent dans le bilan d'eau d'un territoire, d'un hydrosystème terrestre, comme facteur*

de flux sortant. Elle est exprimée le plus généralement en hauteur moyenne évaporée sur la surface considérée pendant une durée définie » (Margat, 1997).

Le concept d'évapotranspiration potentielle a été introduit par Thornthwaite en 1948 pour la classification des climats. D'après cet auteur, « Il y a une distinction entre le volume d'eau qui est effectivement évapotranspiré et celui qui pourrait être évapotranspiré, s'il était disponible. Lorsque la disponibilité en eau augmente, l'évapotranspiration atteint un maximum qui dépend uniquement du climat. C'est ce que nous pourrions appeler 'évapotranspiration potentielle', en distinction de l'évapotranspiration réelle ». Ce concept a été utilisé par la suite dans les domaines de l'agriculture et de l'hydrologie pour calculer l'évapotranspiration réelle "ETR" (Oudin, 2004).

La classification des méthodes d'évaluation de l'évapotranspiration potentielle proposée par Xu et Singh (2000), permet de distinguer les cinq classes suivantes :

- Méthodes du bilan hydrique, basées sur les mesures sur bacs à évaporation, évaporomètre Piche et lysimètres.
- Méthodes aérodynamiques, basées sur le concept physique du mouvement de la vapeur d'eau de la surface évaporante vers l'atmosphère. Elles sont basées sur les travaux de Dalton (1802), et s'écrivent généralement sous la forme :

$$ETP = C \times (e_s - e_a) \quad I.1$$

Où C : conductance aérodynamique ($C=1/r_a$) ; r_a : résistance aérodynamique ; e_s : pression de vapeur saturante à la température de surface ; e_a : pression de vapeur dans l'air (égale à la pression de vapeur saturante à la température du point de rosée).

- Méthodes combinatoires, issues de la combinaison de l'approche aérodynamique et du bilan d'énergie développé sur la base des travaux de Maury (1861). Il s'agit généralement des méthodes issues des travaux de Penman (1948) telle que la méthode de Penman-Monteith (Monteith, 1965) :

$$ETP = E_0 = \frac{\Delta \times R_n + \frac{\rho_a \times C_p}{r_a} \times (e_a - e_d)}{\lambda \times \rho_w \times \left[\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a} \right) \right]} \quad I.2$$

Où : ρ_a : densité de l'air sec (kg.m^{-3}) ; r_a : résistance aérodynamique (s.m^{-1}) ; r_s : résistance stomatique effective (s.m^{-1}) ; C_p : capacité thermique de l'air ($\text{J. kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$) ; e_a : pression de vapeur saturante à la température de l'air (kPa) ; e_d : pression de vapeur effective de l'air (kPa).

- Méthodes basées sur des coefficients empiriques en fonction de la température, telle que la méthode de Thornthwaite (1948) :

$$ETP = \frac{4 \times 10^{-3}}{3} \times D \times \left(\frac{10 \times T_m}{I} \right)^K \quad I.3$$

Où : D : durée moyenne d'insolation ; I : indice thermique annuel (dépend de la moyenne interannuelle de température) ; T_m : température mensuelle du mois m ($^{\circ}\text{C}$) ; $K = 0,49 + 1,8 (I/100) - 0,77 (I/100)^2 + 0,67 (I/100)^3$.

- Méthodes basées sur des relations empiriques en fonction du rayonnement. Elles dérivent du bilan d'énergie (Jensen *et al.*, 1990), telle que la méthode de Turc (1955) :

$$ETP = \frac{1}{\lambda \times \rho_w} \times \left(\frac{T_a}{T_a + 15} \right) \times \left(\frac{R_g \times (1 - \alpha) + 24}{1,3} \right) \quad \text{I.4}$$

Où : λ : chaleur latente de vaporisation (J.Kg^{-1}) ; ρ_w : masse volumique de l'eau (kg.m^{-3}) ; T_a : température moyenne de l'air ($^{\circ}\text{C}$) ; R_g : rayonnement solaire global ; α : albédo.

Les études comparatives recensées dans la littérature ont généralement recours à l'usage des mesures des lysimètres, des bacs à évaporation, ou de la méthode de Penman comme référence (Jensen *et al.*, 1990). En effet, Jensen *et al.* (1990), dans leur étude comparative par rapport aux mesures lysimétriques, ont conclu que, les méthodes combinatoires donnent les meilleurs résultats au pas de temps mensuel et journalier.

D'autre part, Mohan (1991) a comparé quatre modèles d'ETP (simple rayonnement, Blaney-Criddle, Hargreaves et évaporation d'un bac) avec la méthode de Penman, au pas de temps hebdomadaire et sous différents climats. Il a montré que les meilleurs résultats ont été obtenus par les méthodes de Hargreaves pour les climats humides, de Blaney-Criddle en zones semi-arides et sèches et de rayonnement pour les régions perhumides.

Ensuite, Amatya *et al.* (1995), en comparant cinq méthodes basées sur le rayonnement ou la température avec le modèle de Penman-Monteith, ont conclu que les méthodes radiatives (Makkink, Priestley-Taylor et Turc) sont les plus en accord et les plus stables. Les plus grands écarts sont obtenus par les méthodes de Thornthwaite et de Hargreaves-Samani.

Xu et Singh (2000), ont comparé quelques méthodes basées sur le rayonnement et la température avec les mesures d'évaporation des bacs. Pour les méthodes basées sur la température, ils ont conclu que les meilleurs résultats sont obtenus par les formules de Blaney-Criddle, Hargreaves et Thornthwaite à coefficients ajustés, contrairement aux formules de Hamon et de Linacre qui sous-estime l'ETP. Pour les méthodes radiatives à coefficients ajustées, les méthodes de Makkink, Priestley-Taylor et Abtew donnent les meilleurs résultats par rapport aux formules de Hargreaves et de Turc.

L'étude comparative des formules de Thornthwaite et de Turc mensuelle et annuelle, menée par Lemoine (1972), sur différents contextes climatiques, a montré, au niveau de la station d'Oujda au nord-est du Maroc, que la méthode de Thornthwaite sous-estime largement l'ETP. Par contre l'ETR, est très peu différent entre les méthodes testées.

Ces études comparatives permettent de conclure que la précision des méthodes d'évaluation de l'ETP reste tributaire de la méthode de référence choisie, du pas de temps et du contexte climatologique considérés. L'ensemble de ces méthodes présente des limites relatives à leur portée spatio-temporelle, dues à la difficulté d'appréhension de la variabilité de quelques facteurs tels que la température et la végétation. Pour remédier à ces limites, certains auteurs ont proposé l'utilisation des techniques de télédétection, telle que l'infrarouge thermique (Seguin, 1980) et l'indice végétation déduit des luminances (Tucker, 1979).

I.2. Le ruissellement et l'infiltration

- Le ruissellement

Le *ruissellement* est défini comme étant la « *circulation de l'eau qui se produit sur les versants en dehors du réseau hydrographique, que cette circulation soit connectée, ou non, à un drain permanent* » (Cosandey, 2000). Ce phénomène résulte de deux processus qui peuvent apparaître simultanément sur un même bassin-versant (Beven et Wood, 1983). Il peut se produire par dépassement du seuil d'infiltration d'un sol non saturé (Horton, 1933), ou par dépassement du seuil de saturation sur sol saturé (Hewlett et Hibbert, 1967).

Plusieurs facteurs contrôlent le ruissellement. La teneur en eau initiale, influence les forces capillaires (Musy et Gigy, 2004). En effet, la profondeur du front d'infiltration est inversement proportionnelle à la différence entre la teneur en eau initiale et finale (Green et Ampt, 1911).

La pente a un effet complexe sur le ruissellement. D'une part, il y a diminution du stockage de surface et de la profondeur des flaques, et donc augmentation du ruissellement, avec la pente (Deploey et al., 1976 ; Djorovic, 1980 ; Sharma et al., 1983 ; Fox et al., 1997 ; Chaplot et Bissonnais, 2000). D'autre part, il y a diminution du ruissellement avec la pente, sur sols sensibles à la formation de croûte de battance, à cause de l'augmentation de l'infiltration par formation de rigoles (Poesen, 1984 ; Bryan et Poesen, 1989 ; Fox et al., 1997). D'autres auteurs lient cette diminution à l'augmentation de l'infiltration avec la pente à cause de la diminution de la compaction et de l'augmentation probable du cisaillement sous l'effet de la composante horizontale de l'énergie cinétique de la pluie (Janeau et al., 2003).

Tandis que, la microtopographie contrôle le frottement en fonction de la rugosité du sol (Allmaras et al., 1966), le stockage superficiel retardant l'apparition du ruissellement (Darboux, 1999), et la distribution spatiale de l'écoulement. L'encroûtement limite l'infiltration et par conséquent favorise le ruissellement. Ce phénomène est pris en compte dans plusieurs modèles, notamment par adaptation du principe de Green et Ampt.

Quant à la végétation, elle diminue la quantité de ruissellement par augmentation de la conductivité du sol (Beven et Germann, 1982) et de sa rugosité (Dunne et al., 1991), ainsi que par l'interception de la pluie (Musy et Gigy, 2004) et la transpiration des plantes.

La dynamique de la pluie influence le coefficient de ruissellement qui augmente avec l'intensité des précipitations en régime permanent (Fang et al., 2008). En régime transitoire, les cumuls de ruissellement sont peu affectés par la dynamique de la pluie avec une même intensité moyenne et un même cumul (Parsons et Stone, 2006). Cette dernière a cependant, un effet sur les pics de ruissellement (Flanagan et al., 1987).

Les méthodes d'évaluation du ruissellement peuvent être classées en deux grands groupes ; les méthodes indicielles pour l'évaluation qualitative, et les méthodes basées sur les modèles conceptuels, physiques ou empiriques, pour l'évaluation quantitative (Regazzoni et al., 2010).

- L'infiltration

Le terme *infiltration* est utilisé pour désigner le « *Passage de l'eau à travers la surface du sol (pénétration dans le sol) et mouvement descendant de l'eau dans la zone non saturée, jusqu'à la zone saturée ou non* ». (Castany et Margat, 1977). Il s'agit donc des écoulements en phase non saturée, caractéristique de la zone non saturée d'un aquifère.

Dans les milieux poreux, la force motrice du mouvement de l'eau d'infiltration est le gradient du potentiel capillaire. L'équation de Darcy-Buckingham permet de décrire l'écoulement en régime stationnaire dans le sol non saturé (Buckingham, 1907) :

$$\vec{q} = -K(\theta) \times \nabla H \quad \text{I.5}$$

Où : q : flux d'écoulement (m.s^{-1}) ; $K(\theta)$: conductivité hydraulique relative à la teneur volumique en eau (m.s^{-1}) ; H : potentiel hydraulique total ($H=h(\theta)-z$) (m), l'axe vertical z orienté positivement vers le bas.

En régime non stationnaire, l'équation de Richards (Richards, 1931), obtenue par combinaison des équations de Darcy-Buckingham et de continuité, permet de décrire la variation de la teneur en eau dans le temps et l'espace :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div}(K(\theta) \times \nabla H) \quad \text{I.6}$$

La résolution de cette équation est approchée par les courbes de rétention ou de perméabilité relative caractéristiques de chaque type de sol. Elle pourrait être approchée aussi, en utilisant des relations empiriques de perméabilité relative en fonction de la porosimétrie et de la saturation d'un sol, telles que celles de Brooks et Corey (1964) et de Mualem (1976).

Pour les ZNS fracturées, Fourar et Lenormand (2001) ont déduit expérimentalement, la relation entre la perméabilité relative et la saturation d'une fracture artificielle :

$$K_r = \frac{1}{\left[F \times (1 + F \times Re) \right]} \quad \text{I.7}$$

Où : K_r : perméabilité relative ; $F = 2/(3.S^2 - S^3)$; S : saturation ; Re : Nombre de Reynolds

Nowamooz (2010) a vérifié expérimentalement les perméabilités relatives en régime inertiel calculées par des modèles de généralisation de la loi de Forchheimer (Buchlin et Stubos, 1987 ; Fourar et Lenormand, 2000) et de la loi monophasique cubique complète (Nowamooz et al., 2009). Il a conclu que les résultats qui reflètent, avec des précisions acceptables, la réalité sont obtenus par la généralisation de la loi cubique complète. Cette dernière permet de calculer la perméabilité relative des fissures en fonction de la saturation, du nombre de Reynolds et de la perméabilité intrinsèque comme suit :

$$K_r = \frac{1}{\frac{1}{S^a} \times \left[1 + \left(\frac{1}{S^a} \times Re \right) + \left(\left(\frac{1}{S^a} \right)^2 \times Re^2 \times \gamma / K \beta^2 \right) \right]} \quad \text{I.8}$$

Où : K et K_r : perméabilité intrinsèque et relative ; S : saturation ; Re : Nombre de Reynolds ; γ et β : coefficients d'inertie ; a : paramètre d'ajustement choisi par minimisation de l'erreur relative moyenne entre perméabilités relatives déduites des mesures et celles calculées par le modèle.

I.3. Les écoulements souterrains dans la zone saturée

Dans la zone saturée d'un aquifère poreux, l'écoulement de l'eau, considéré comme un fluide incompressible, en régime stationnaire est régi par loi de Darcy (1856).

$$Q = K \times A \times \frac{\Delta h}{L} \quad \text{I.9}$$

Où : A : section du massif poreux ; Δh : perte de charge de l'eau ; K : coefficient de perméabilité ; L : longueur du milieu poreux traversé.

Cette expression est généralisée dans l'espace sous forme vectorielle comme suit (équation dynamique) :

$$\vec{q} = -K \overrightarrow{\text{grad} H} \quad \text{I.10}$$

Où : q : débit unitaire ; K : perméabilité hydraulique ; H : charge hydraulique.

L'équation générale des écoulements en milieu saturé résulte de la combinaison de l'équation dynamique et de l'équation de continuité, et s'écrit comme suit :

$$\text{div}(-K \overrightarrow{\text{grad} H}) = 0 \quad \text{I.11}$$

La validité de cette loi est cependant, limitée aux écoulements laminaires dans les milieux de faible dimension de vide, et sous un gradient hydraulique modéré (Cassan, 2005).

Dans les milieux fracturés, trois concepts sont utilisés pour évaluer les écoulements au sein des discontinuités et de la matrice :

- ✓ L'approche du milieu poreux équivalent, basée sur une représentation de l'hétérogénéité du milieu fracturé par un milieu poreux de propriétés hydrauliques équivalentes (Davison, 1985 ; Hsieh et Neuman 1985).
- ✓ Les modèles de double porosité, basés sur les propriétés hydrauliques définies, d'une part pour les fractures, et d'autre part pour la matrice rocheuse (Pruess et Narasimhan, 1988 ; Reeves et al., 1991).
- ✓ L'approche du réseau de fractures discrètes, basée sur des propriétés du réseau de discontinuités tel que l'ouverture, l'orientation, la longueur, la rugosité et la connectivité. Les écoulements sont approchés par des flux entre deux plaques séparées par un espace équivalent à l'ouverture de la discontinuité. Éventuellement, les écoulements au sein de la matrice peuvent être simulés conjointement (Dershowitz et al., 1991 ; Herbert et al., 1991). Les travaux de Wittke et Louis (1968) sur la perméabilité d'une seule fissure ont permis à Kiraly (1978) de définir la perméabilité fissurale d'une roche dont les fissures sont interconnectées :

$$K_f = g \sum_{i=1}^N OM_i^3 \frac{(I - \vec{n}_i \otimes \vec{n}_i)}{12 \times EM_i \times \gamma} \quad \text{I.12}$$

Où : EM_i , OM_i et n_i : Espacement moyen (m), ouverture moyenne (m) et normale moyenne de la $i^{\text{ème}}$ famille de fissures ; I : matrice identique ; $\otimes$: produit tensoriel ; N : nombre de familles de fissures ; g : accélération de la pesanteur ; γ : viscosité cinématique de l'eau.

I.4. L'évaluation des flux d'eau souterraine par les isotopes de la molécule d'eau

La complexité des facteurs intervenant dans la recharge des eaux souterraines pourrait être outrepassée en utilisant les traceurs. Il s'agit d'une « Substance aisément décelable qu'on peut introduire en faible quantité dans une eau courante, de surface ou souterraine, pour matérialiser les trajectoires des particules ou mesurer des caractéristiques de l'écoulement telles que vitesse du courant, temps de parcours, dilution, etc. ». Un traceur isotopique est un « Traceur, naturel (présent dans l'eau) ou artificiel (ajouté à l'eau), qui est un isotope d'un des éléments présents dans l'eau ». Un traceur radioactif désigne une « Substance radioactive décelable par le rayonnement nucléaire qu'elle émet et pouvant être utilisée dans l'eau comme traceur même à très faible concentration » (UNESCO/OMM, 1992).

L'utilisation des traceurs chimiques pour l'évaluation du cheminement des eaux souterraines est limitée par leur caractère réactif. Ce constat favorise l'usage des isotopes naturels ne présentant pas cet inconvénient tels que le Deutérium “ ^2H ” et l'oxygène 18 “ ^{18}O ”. Ces derniers sont largement utilisés pour l'analyse des processus de recharge et d'évaporation au niveau des aquifères.

Cette méthode se base théoriquement sur la différence naturelle qui existe entre la composition isotopique des eaux pluviales, des eaux souterraines et des eaux superficielles.

Pratiquement cette technique repose sur la comparaison des rapports $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ et $^2\text{H}/^1\text{H}$ des eaux souterraines avec ceux de référence de la Droite des Eaux Météoriques Globales “SMOW”, appelée aussi, droite de Craig (1961). Cette droite représente les valeurs de $\delta^2\text{H}$ en fonction de $\delta^{18}\text{O}$ de la vapeur océanique, des eaux de condensation de cette vapeur, des eaux souterraines rechargées directement par les pluies sans modification majeure et des eaux des rivières isotopiquement non modifiées. Ainsi, les rapports $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ et $^2\text{H}/^1\text{H}$ d'une eau souterraine permettent le calcul des “ δ ” des deux isotopes stables ^{18}O et ^2H , par rapport à ce standard, selon les relations suivantes.

$$\delta^{18}\text{O}(\text{‰}) = \left[\frac{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}} \right)_{\text{échantillon}}}{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}} \right)_{\text{SMOW}}} - 1 \right] \times 10^3 \quad \text{I.13}$$

$$\delta^2\text{H}(\text{‰}) = \left[\frac{\left(\frac{^2\text{H}}{^1\text{H}} \right)_{\text{échantillon}}}{\left(\frac{^2\text{H}}{^1\text{H}} \right)_{\text{SMOW}}} - 1 \right] \times 10^3 \quad \text{I.14}$$

Les valeurs négatives de $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ témoignent d'un appauvrissement de l'échantillon par rapport à la valeur moyenne des eaux météoriques globales. Tandis que, les valeurs positives représentent un enrichissement par rapport à ce standard.

Aussi, les relations entre les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ des eaux souterraines sont comparées à celle linéaire des eaux météoriques mondiales (Figure I-1), donnée par la relation suivante :

$$\delta^2\text{H} = 8 \times \delta^{18}\text{O} + 10 \quad \text{I.15}$$

Elles peuvent être aussi comparées à un contexte local, tel que la droite caractéristique du bassin de la Méditerranée, donnée par la relation suivante.

$$\delta^2\text{H} = 8 \times \delta^{18}\text{O} + 22 \quad \text{I.16}$$

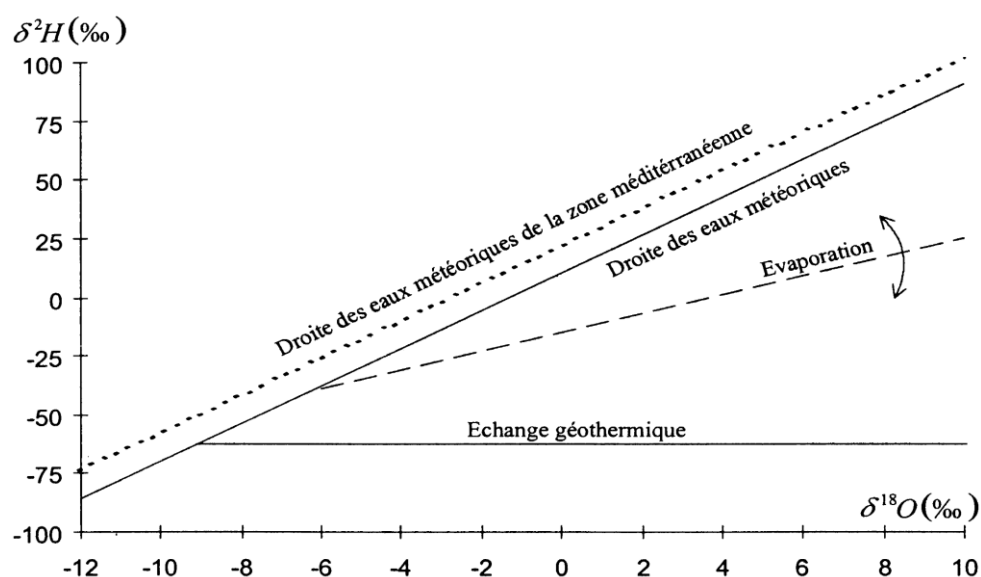


Figure I-1 Relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ des eaux naturelles (Fontes, 1980)

Aussi, l'analyse de la relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ permet le traçage des processus d'évaporation. En effet, la relation linéaire entre les valeurs de ^{18}O et ^2H des eaux soumises à l'évaporation présente une pente plus faible que celle des eaux météoriques.

L'excès en ^2H "d-excess", équivalent à " $\delta^2\text{H} - 8 \delta^{18}\text{O}$ " d'une eau météorique donnée pourrait être différent de celui caractéristique de la "SMOW" équivalent à 10. Ce constat témoigne des processus d'évaporation et de l'influence de la vapeur continentale. En général, le déficit d'humidité des masses d'air océaniques s'accompagne d'une augmentation de d-excess (Rozanski et al., 1993).

II. Les mécanismes de transfert de polluants

Le terme *pollution* dérive du mot latin *pollutio* qui signifie salissure ou souillure. Carbonnel (1997) a défini ce terme comme « l'action de polluer : introduire des agents physiques, chimiques ou biologiques dans un milieu aquatique naturel qui provoquent des modifications de ce milieu en en réduisant les possibilités d'usages par l'homme et/ou en perturbant les écosystèmes aquatiques ».

Les polluants des eaux souterraines sont de différentes natures. Leur taille permet de distinguer, d'une part, les macropolluants tels que les matières en suspension "MES", les matières organiques "MO" et les nutriments azotés ou phosphorés. D'autre part, les micropolluants regroupent les métaux, les pesticides, les hydrocarbures, les solvants chlorés et les micropolluants microbiologiques.

La zonalité des aquifères bien qu'elle permette l'atténuation de la pollution, peut être le siège des phénomènes complexes de transfert de polluants vers les eaux souterraines. Les mécanismes de transfert peuvent être classés en trois groupes : (i) physiques, (ii) chimiques ou (iii) biologiques.

II.1. Les transferts physiques

Les transferts physiques des polluants résultent de l'entraînement des polluants par l'écoulement de l'eau. On distingue à ce niveau le transfert de polluants par convection-dispersion et leur atténuation par filtration et adsorption.

❖ *La volatilisation*

La volatilisation permet l'élimination des polluants des systèmes eau-sol. Ce phénomène résulte d'un mécanisme de partage d'un polluant entre la phase liquide et la phase gazeuse suivant la loi de Henry (1803). Cette loi se base sur la proportionnalité directe entre les concentrations d'un polluant en phase gazeuse et en phase dissoute dans l'eau.

$$C_g = H \times C_e \quad \text{I.17}$$

Où: H : Constante de Henry ($\text{atm.m}^3/\text{mole}$); C_g : Pression partielle dans la phase gazeuse (atm); C_e : concentration dans l'eau (moles/m^3)

La constante de Henry est une propriété de chaque composé chimique. Elle traduit la tendance de volatilité d'un polluant. Cette dernière augmente avec la température selon l'équation intégrée de Van't Hoff.

$$H_A(T_2) = H_A(T_1) \exp\left(\frac{\Delta H_A}{R} \times \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2}\right)\right) \quad \text{I.18}$$

Où: $H_A(T_1)$, $H_A(T_2)$: Constantes de Henry à T_1 et T_2 ($\text{atm.m}^3/\text{mole}$); ΔH_A : variation d'enthalpie de la réaction (J.mol^{-1}); R : constante des gaz ($8,3144621 \text{ J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$); T_1 , T_2 : températures (K).

❖ *La filtration*

Le transfert des matières en suspension vers les eaux souterraines est atténué par un processus de filtration. Ce dernier dépend de la différence entre la taille des éléments polluants et celle des pores des milieux traversés. Par conséquent, ce processus est très actif dans les aquifères poreux contrairement à ceux fracturés ou karstiques qui peuvent présenter des valeurs de turbidité assez élevées après chaque événement pluvieux.

❖ *La convection-dispersion*

La convection consiste à l'entraînement des substances polluantes par le mouvement de l'eau avec la même vitesse. Tandis que, la dispersion résulte de l'effet conjugué de la diffusion moléculaire décrite par la loi de Fick et de la dispersion cinématique. Cette dernière résulte de l'hétérogénéité des vitesses microscopiques sous l'effet de la microstructure du milieu poreux (de Marsily, 1981). L'équation permettant de décrire ces types de transfert, dite équation de convection-dispersion, (Bear, 1972) s'écrit comme suit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \text{div}(\overline{\overline{D}} \text{grad} C) - \vec{V} \text{grad} C \quad \text{I.19}$$

Où : C : concentration en polluant considéré ; $\overline{\overline{D}}$: tenseur de dispersion ; $\vec{V}$: vitesse de l'eau.

Le tenseur de dispersion est la somme de la dispersion cinématique D_c et de la diffusion moléculaire D_m :

$$D_c = \begin{pmatrix} \alpha_L & 0 & 0 \\ 0 & \alpha_T & 0 \\ 0 & 0 & \alpha_T \end{pmatrix} \times |\vec{V}| \quad \text{I.20}$$

$$\text{et} \quad D_m = \tau \times \varepsilon_T \times D_0 \quad \text{I.21}$$

Où: α_L , α_T : dispersivités longitudinale et transversale; V : vitesse d'écoulement; τ : tortuosité $(L/Le)^2$; L et Le : distances linéaire et effective traversées par une particule; ε_T : porosité totale; D_0 : coefficient de diffusion moléculaire dans l'eau libre.

Ce mode de transport de soluté dépend donc des paramètres intrinsèques du milieu relatifs à la porosité, tortuosité et teneur en eau. Il dépend également du débit ou de la vitesse des écoulements des eaux en milieux poreux et des paramètres intrinsèques des polluants. Ces derniers sont liés principalement aux coefficients de diffusion moléculaires et aux concentrations des polluants.

❖ *L'adsorption*

L'adsorption est définie comme «*l'accumulation de matière à l'interface entre la phase aqueuse et un adsorbant solide sans formation d'un arrangement moléculaire tridimensionnel*» (Sposito, 1986).

Ce phénomène est étudié pour les faibles concentrations en utilisant le modèle linéaire basé sur le coefficient de distribution “ K_d ” du soluté entre les phases fluide et stationnaire.

$$S = K_d \times C \quad \text{I.22}$$

Où: S : Concentration massique du soluté rapportée à la masse du solide (mol/kg phase solide); C : Concentration du soluté à la phase fluide (mol/l).

Pour les concentrations élevées et en absence d'interaction entre les molécules, le modèle de Langmuir permet d'exprimer l'équilibre adsorption-résorption, sur une surface d'adsorption supposée uniforme, comme suit :

$$a_1 = \frac{B_0 \times C}{1 + B_0 \times C} \quad \text{I.23}$$

Où: a_1 : Fraction de surface occupée par une monocouche des molécules adsorbées; B_0 : Coefficient d'adsorption qui dépend de la nature des deux phases et de la température.

En présence d'interaction entre les molécules adsorbées sur une surface non uniforme, l'isotherme de Freundlich permet de calculer la concentration de polluant adsorbé.

$$S = K_f \times C^{1/n} \quad \text{I.24}$$

Où: S : Concentration massique du soluté adsorbée à l'équilibre, rapportée à la masse du solide (mol/kg phase solide); K_f : coefficient d'adsorption; $1/n$: constante expérimentale positive de Freundlich (<1)

D'autres modèles peuvent être utilisés tels que les isothermes de Weber et Fesch.

Les coefficients d'adsorption de Freundlich “ K_f ” et de partage linéaire “ K_d ” dépendent des caractéristiques intrinsèques des milieux d'écoulement et des propriétés spécifiques des

polluants en solution. Plusieurs études ont mis en évidence la relation entre la teneur des sols en matières organiques et les coefficients d'adsorption des pesticides. En effet, l'étude de l'adsorption et de la désorption de l'herbicide "UKJ-1506" dans différentes variétés de sols a montré la relation suivante (Jamet, 1988) :

$$K_f = a + b \times \ln(\%MO) \quad I.25$$

Où : a et b : constantes déterminées par régression non linéaire ; MO : matière organique.

D'autres auteurs ont étudié les corrélations entre l'adsorption de l'atrazine et les propriétés physico-chimiques des sols telles que les teneurs en Carbone Organique "CO" et en Argile (Dorado et al., 2003 ; Oliveira et al., 2001 ; Weber et al., 2004). En effet, Weber et al., (2004) en effectuant des corrélations multiples entre le " K_d " de l'atrazine et la teneur en MO, la teneur en argile et le pH ont établi la relation empirique suivante :

$$K_d = 4,1 + 0,43 (MO) + 0,09 (\text{argile}) - 0,81 (\text{pH}) \quad I.26$$

En général, les phénomènes d'adsorption des polluants dans les sols sont reliés principalement à la quantité et au type de la matière organique et des minéraux argileux et aux conditions du système eau-sol telles que la porosité, l'humidité, le pH, la température...etc. (Weber et al., 2004 ; Huang et al., 2003).

L'adsorption dépend également de la surface spécifique de la phase solide traversée par l'eau. Par conséquent, les aquifères poreux favorisent beaucoup plus l'adsorption des polluants par rapport aux aquifères fissurés sans porosité matricielle.

La modélisation du transport des polluants en tenant compte de l'adsorption se base sur l'introduction d'un facteur de retardement, lié au coefficient de distribution dans les systèmes eau-roche par la relation suivante :

$$R_f = 1 + \frac{K_d \times \gamma}{p} \quad I.27$$

Où: R_f : facteur de retardement; K_d : coefficient de distribution eau/sol ($\text{m}^3.\text{kg}^{-1}$); γ : masse volumique apparente sèche du milieu poreux ($\text{kg}.\text{m}^{-3}$); p: porosité totale.

L'équation de convection-dispersion-adsorption s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{1}{R_f} \text{div}(C \times \vec{V}) + \text{div} \left(\frac{\overline{\overline{D}}}{R_f} \times \overrightarrow{\text{grad}C} \right) \quad I.28$$

Où: C: concentration en polluant; $\overline{\overline{D}}$: tenseur de dispersion; $\vec{V}$: vitesse de l'eau; R_f : facteur de retardement.

II.2. Les transferts chimiques

Les transferts chimiques des polluants sont des transferts réactifs qui résultent des interactions entre les trois phases liquides, gazeuse et solide d'un aquifère. Ces transferts se déroulent selon des processus de transformation de polluants, à savoir, la dissolution-précipitation-copécipitation, la complexation, les réactions acido-basiques et l'oxydoréduction.

❖ *Dissolution, précipitation, co-précipitation*

Les phénomènes de dissolution et de précipitation des polluants dépendent de la solubilité de ces derniers, de leurs teneurs dans les eaux des aquifères et des conditions physico-chimiques telles que la température et le pH. En effet, le paramètre déterminant des réactions dissolution-précipitation d'un seul composé ionique dans l'eau est son produit de solubilité "K_s". Il est calculé, pour un composé ionique X_aY_b, comme suit :

$$X_aY_b \rightleftharpoons aX^{b-} + bY^{a+}$$

$$K_s = [X^{b-}]^a \times [Y^{a+}]^b \quad \text{I.29}$$

Où : [X^{b-}] et [Y^{a+}] : concentrations des ions X^{b-} et Y^{a+} à la saturation (mol/l).

La dissolution d'un composé ionique dans l'eau se déroule tant que le produit des concentrations de ses ions constitutifs en solution est inférieur à "K_s". Chaque composé ionique est caractérisé par un produit de solubilité qui varie en fonction de la température selon la loi de Van t'Hoff :

$$\frac{d(\ln(K_s))}{dT} = \Delta_{\text{diss}} \frac{H^\circ}{RT^2} \quad \text{I.30}$$

Où : T: température; Δ_{diss}H°: enthalpie standard de dissolution du composé ionique; R: constante des gaz (8,3144621 J.mol⁻¹.K⁻¹)

La dissolution de la majorité des composés ioniques est une réaction endothermique (Δ_{diss}H°>0). Par conséquent, la solubilité augmente avec la température.

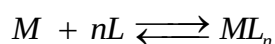
Le pH de l'eau peut aussi influencer la solubilité des composés ioniques constitués des acides ou des bases. Généralement, la solubilité de ces composés évolue inversement avec le pH.

La précipitation des polluants dans les aquifères résulterait donc de la sursaturation des eaux, causée par des changements des conditions locales de la température en général et du pH pour les composés présentant la propriété "acide-base".

Certains auteurs introduisent le phénomène de "co-précipitation" des contaminants par incorporation dans un adsorbant solide et développement de fortes interactions, constituant des phases solides mixtes.

❖ *La complexation*

Il s'agit d'un processus de formation des complexes constitués généralement, des atomes ou cations métalliques entourés des ligands anioniques ou neutres. Dans le sol, la présence de la matière organique, telle que les acides humiques, permet la fixation des métaux par complexation. Ce phénomène est caractérisé par une constante de dissociation "K_d" qui traduit le degré de stabilité de chaque complexe formé. Ainsi, le complexe "ML_n" constitué à partir d'un élément "M", de concentration [M], et d'un ligand "L", de concentration [L], peut se former selon la réaction suivante :



à l'équilibre :

$$K_d = ([M] \times [L]^n) / [ML_n] \quad \text{I.31}$$

La stabilité d'un complexe est directement liée à sa constante de stabilité ou de formation "K_f=1/K_d" qui dépend des conditions physiques telles que la température et le pH du milieu.

❖ *L'oxydoréduction*

Les réactions d'oxydoréduction consistent aux échanges d'électrons entre des couples "oxydant-réducteur". Dans les sols, plusieurs polluants oxydables peuvent être oxydés selon les conditions de drainage et d'aération. En effet, la phase gazeuse des sols change de composition avec la profondeur, par diminution du pourcentage d'oxygène et augmentation de celui du gaz carbonique. Par conséquent, les substances chimiques oxydables telles que l'ammonium NH_4^+ sont facilement oxydées en NO_3^- dans la partie supérieure aérée des sols. En profondeur, les conditions réductrices vont transformer les substances chimiques oxydées telles que les nitrates NO_3^- aux formes réduites telles que les nitrites NO_2^- .

Les mesures du potentiel d'oxydoréduction " E_h " d'un sol traduisent son état d'oxydoréduction et permettent de prédire les sens des réactions Redox. Cependant, vu la complexité des réactions dans les sols, ce paramètre ne permet qu'une appréciation qualitative des conditions d'oxydoréduction du sol (Bohn, 1968). La chute du potentiel d'oxydoréduction, dans les sols subissant un excès d'eau, dépend de leur humidité initiale et de leur température (Aomine, 1962 ; Bonner et Ralston, 1968), de leur teneur en matière organique et de leur pH (Vizier, 1971).

II.3. Les transferts biologiques

Les transferts biologiques sont des biotransformations liées principalement aux activités des végétaux ou des micro-organismes. Ces phénomènes se déroulent essentiellement dans le sol et la zone racinaire très riches en biomasse. Cependant, les zones non saturée et saturée des aquifères peuvent être aussi exposées à ces phénomènes grâce aux micro-organismes qu'elles peuvent contenir.

- La dégradation par les végétaux

La zone racinaire d'un sol constitue le siège de transfert des polluants via le métabolisme végétal. Ce phénomène diffère d'intensité et d'affinité vis-à-vis d'un polluant ou d'un autre selon le type, le stade de croissance et la densité du couvert végétal. Il se déroule selon les processus suivant :

- Absorption racinaire : les végétaux absorbent les eaux du sol chargées des substances polluantes dissoutes. Ce phénomène permet la phytostabilisation des polluants dans le sol, par la réduction des volumes d'eau d'infiltration vers les nappes d'eau souterraine. D'autre part, il favorise la réduction des teneurs en polluants, par accumulation et/ou phytovolatilisation via les parties aériennes des végétaux.
- Phytodégradation : transformation catalysée par des enzymes, produites par certains végétaux, tel que l'oxygénase. Il s'agit d'une dégradation des polluants absorbés ou adsorbés par les racines en dérivés moins toxiques.
- Phytostimulation : stimulation par les végétaux des activités des microorganismes engendrant une accélération de la dégradation des polluants.

- La biodégradation par les microorganismes

La biodégradation, sous l'action des microorganismes, consiste à la décomposition des polluants organiques, en substances chimiques plus simples. Dans certains cas, ces réactions peuvent engendrer des dérivés aussi toxiques ou plus toxiques que les polluants d'origine.

La biodégradation peut être qualifiée d'aérobie lorsque l'environnement est riche en oxygène, et d'anaérobie lorsqu'il est pauvre en oxygène. Aussi, la biodégradation d'une molécule peut être ultime désignant une biodégradation complète engendrant de l'eau, des sels inorganiques et du gaz carbonique comme produits finaux en conditions aérobiques. En conditions anaérobiques, les produits finaux sont le gaz carbonique et le sulfure d'hydrogène. Par contre, la biodégradation primaire désigne une simple modification de la structure et des propriétés physiques des molécules.

La biodégradabilité d'un polluant dans les aquifères est un paramètre très difficile à appréhender. Néanmoins, la biodégradation des polluants organiques peut être caractérisée par des essais de biodégradabilité facile, intrinsèque ou des essais de simulation selon des protocoles expérimentaux normalisés (OECD, 1981a ; OECD, 1992 ; OCDE, 2013). Ces essais se basent sur la différence des vitesses des molécules résultantes de la biodégradation, selon la nature des molécules, le type et la quantité des microorganismes, la nature et les conditions du milieu telles que la température et la disponibilité de l'oxygène. Toutefois, la biodégradabilité dans les aquifères est limitée par la capacité de leur biomasse, permettant ainsi la persistance et le transfert d'une partie des polluants vers les nappes d'eau souterraine.

Le sol présentant la partie des aquifères la plus riche en matière organique, favorise un potentiel de décomposition microbienne très élevé. Cette capacité des sols pourrait être évaluée en mesurant la biodégradabilité intrinsèque des substances dans les sols (OECD, 1981b). Cependant ce paramètre ne permet qu'une évaluation qualitative et ne peut simuler les cinétiques des phénomènes naturels de biodégradation dans les sols.

La biodégradation peut se dérouler selon différents processus dont les principaux sont :

- ◆ La minéralisation

Il s'agit d'une biodégradation complète des polluants ayant comme produit le CO_2 . Ce phénomène pourrait être limité par la présence d'autres polluants inhibiteurs, à cause, soit de leur toxicité vis-à-vis des microorganismes, ou bien des phénomènes de diauxie.

- ◆ Le cométabolisme

C'est un métabolisme bactérien aboutissant à la dégradation d'un polluant, uniquement en présence d'un autre composé comme source du carbone et d'énergie. C'est l'exemple de la dégradation du TCE par les bactéries méthanotrophes en présence de méthane.

- ◆ La détoxification

Ce sont des réactions biochimiques pouvant atténuer ou inactiver complètement la toxicité des polluants. En effet, l'hydrolyse sous l'effet des microorganismes provoquant la rupture des liaisons, par addition d'eau, pourrait neutraliser de nombreuses substances toxiques. Aussi, l'hydroxylation des molécules aromatiques ou aliphatiques, par addition d'un ion OH ,

affaiblie leur toxicité. La déhalogénéation de nombreux pesticides ou polluants industriels, sous l'action des déhalogénases, atténue généralement leur toxicité. Un bon exemple est donné par la déhalogénéation de l'insecticide DDT et de l'herbicide Dalapon.

La déméthylation et déalkylation, par enlèvement des radicaux méthyl ou alkyl liés à l'Azote ou l'Oxygène, inactive de nombreux pesticides tels que le Diuron, l'atrazine et les triazines. Tandis que, la méthylation des phénols toxiques permet l'atténuation de la toxicité d'un grand nombre de pesticides tels que les fongicides penta- et tétra-chlorophénols et l'insecticide "parathion".

La réduction d'une fonction NO_2 des composés organiques par remplacement par un radical NH_2 affaiblie leur toxicité. Également, la désamination par enlèvement du radical NH_2 permet l'inactivation de quelques pesticides tels que le Metamitron.

La conjugation est une réaction d'association entre des composés du métabolisme des microorganismes et des composés toxiques provoquant leur inactivation. Tandis que, la bioconcentration est un processus de concentration des polluants, notamment des métaux lourds, dans les cellules de quelques microorganismes, tels que les microalgues et les cyanobactéries.

Face à la complexité de ces processus de biodégradation, les modèles de transferts de polluants utilisent généralement des cinétiques du premier ordre pour approcher ce phénomène. Par conséquent, la biodégradation d'un polluant est supposée, par simplification, proportionnelle à sa concentration initiale. Cependant, l'activité des microorganismes dépend de plusieurs facteurs tels que la température, la teneur en eau, la disponibilité des éléments nutritifs, le pH et le potentiel redox. Aussi, la structure et la texture des couches géologiques ainsi que la vitesse des écoulements au sein des aquifères conditionnent le temps et la façon de contact entre la biomasse et les polluants, dont dépend leur degré de biodégradation.

- Le transport colloïdal

Le transport colloïdal consiste au transfert de molécules chimiques fixées sur les colloïdes. Ces derniers peuvent être d'origine naturelle ou anthropique, et sont générés par mobilisation des particules colloïdales existantes, telles que les altérites des roches mères, les biocolloïdes et les macromolécules organiques. Ils peuvent être aussi générés par précipitation in situ de phase en sursaturation sous l'effet des changements des conditions physico-chimiques du milieu. Ce mode de transport concerne essentiellement les virus, les pesticides et les métaux lourds.

II.4. L'évaluation des transferts de polluants par les traceurs isotopiques

Les traceurs des transferts de polluants dans les aquifères sont utilisés pour simuler les processus de transfert physique chimique et biologique. Par conséquent, ces traceurs doivent être des substances chimiques réactives. Ces techniques de traçage permettent, en plus de la définition de l'origine de la pollution, la détermination des paramètres relatifs à la dégradation utilisés pour la modélisation du transport réactif des polluants dans les aquifères.

Plusieurs isotopes stables sont pour le traçage de la pollution. Ainsi, les isotopes du carbone ^{13}C et ^{12}C sont utilisés pour l'étude des réactions eau souterraines-roche et l'identification de l'origine du CO_2 . Les isotopes stables du soufre ^{32}S et ^{34}S permettent d'identifier l'origine du sulfate dans l'eau souterraine (Krouse, 1980). Ces isotopes permettent également, la mise en évidence des processus biochimiques modifiant leur composition isotopique. D'autres isotopes tels que ^{37}Cl , ^{35}Cl , ^{10}B et ^{11}B ont été utilisés pour l'étude de la pollution des eaux souterraines (Eggenkamp, 1994 ; Frapce et al., 1995). Les isotopes de l'Azote ^{15}N et ^{14}N sont des traceurs anthropiques largement utilisés pour l'identification de l'origine de la pollution organique des eaux (Heaton, 1984, 1986).

❖ *Les isotopes du nitrate " $^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ " et " $^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ "*

Les isotopes du nitrate " ^{15}N " et de l'oxygène " ^{18}O " présentent des valeurs isotopiques dépendant de la composition isotopique caractéristique de l'azote minéralisable et des fractionnements isotopiques lors des processus de transformation de la matière organique d'origine (Heaton, 1986 ; Kendall et McDonnell, 1998). Cette technique se base sur la différence des compositions isotopiques de $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ et $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ des diverses sources de nitrates telles que le fumier et les eaux usées domestiques " $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3} = 10-15 \text{ ‰}$ ", la matière organique du sol " $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3} = -5 \text{ ‰}$ " et les engrais " $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3} = -0 \text{ ‰}$ " (Clark et Fritz, 1997). Également, les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ en fonction de celles de $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates sont utilisées pour l'identification de l'origine des nitrates ainsi que la mise en évidence des processus de dénitrification (Kendall et McDonnell, 1998) (figure I-2).

Cette technique est cependant limitée par les signatures isotopiques identiques du ^{15}N et du ^{18}O des nitrates des eaux usées et des engrais organiques. À cet effet, l'utilisation simultanée du ^{11}B et ^{15}N permet de remédier à cet inconvénient (Ladouche et al., 2003 ; Widory et al., 2004).

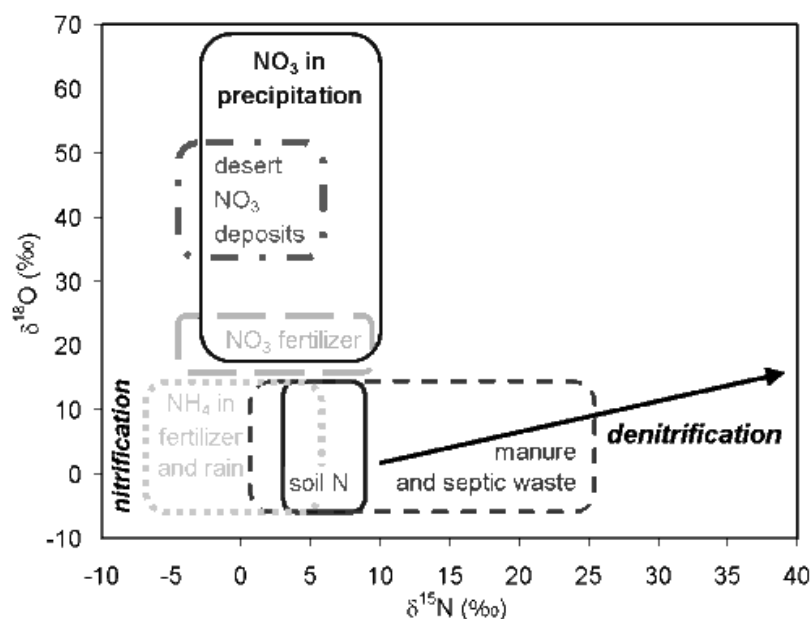


Figure I-2 Signature isotopique des principales sources de nitrates (Kendall et McDonnell, 1998)

❖ L'isotope du Carbone " ^{13}C "

L'isotope du gaz carbonique " ^{13}C " est utilisé pour le traçage des sources et des réactions entre les espèces organiques et inorganiques du carbone. Cette technique se base sur la signature isotopique contrastée des différentes sources atmosphériques et biogéniques du carbone. Les résultats sont exprimés en ‰ par rapport aux standards dont le V-PDB (Gonfiantini, 1978 ; Gonfiantini et al., 1995) est largement utilisé.

En effet, la composition isotopique du CO_2 atmosphérique montre des valeurs de " $\delta^{13}\text{C}$ " comprise entre -7,8 et -8,2‰ (Levin et al., 1995). Tandis que, le CO_2 biogénique, résultant de la photosynthèse et de l'oxydation de la matière organique, présente des signatures isotopiques de " ^{13}C " différentes en fonction du cycle photosynthétique d'origine. Ainsi, le cycle de Calvin " C_3 ", caractéristique de 85% des espèces végétales, présente des teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ comprises entre -24 et -30‰. Le cycle de Hatch-Slack " C_4 ", concernant moins de 5% des espèces végétales telles que la canne à sucre, le maïs et le sorgho, présente des teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ comprises entre -10 et -16‰ (Vogel, 1993). Tandis que, le cycle mixte " CAM ", utilisé par 10% des végétaux tels que les écosystèmes désertiques, présente des teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ intermédiaires entre les deux groupes précédents ($\delta^{13}\text{C} \approx -17$ ‰).

Le CO_2 mantellique profond montre des teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ comprises entre -5 à -8‰ (Allard, 1986 ; Giggenbach et al., 1983 ; Clark et Fritz, 1997). Alors que, le CO_2 d'origine métamorphique présente des teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ de l'ordre de 3 à 8‰ (Clark et Fritz, 1997). D'autres sources du carbone, tel que les carbonates d'origine marine, montre des teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ comprises entre -2 et +2‰ (Clark et Fritz, 1997). Toutefois, ces teneurs peuvent varier sous l'effet de la diagenèse ou du métamorphisme.

Les teneurs $\delta^{13}\text{C}$ du CO_2 gazeux au CMTD (Carbone Minéral Total Dissout) constituent un marquage des phénomènes que subissent les eaux météoriques infiltrées. Ces dernières se chargent en CO_2 gazeux biogénique et permettent l'hydratation du CO_2 gazeux ainsi que sa dissociation en bicarbonates et carbonates en fonction du pH et de la température. Ces changements de phase, s'accompagnent d'un fractionnement isotopique dont le plus significatif concerne la dissociation en bicarbonates (figure I-3).

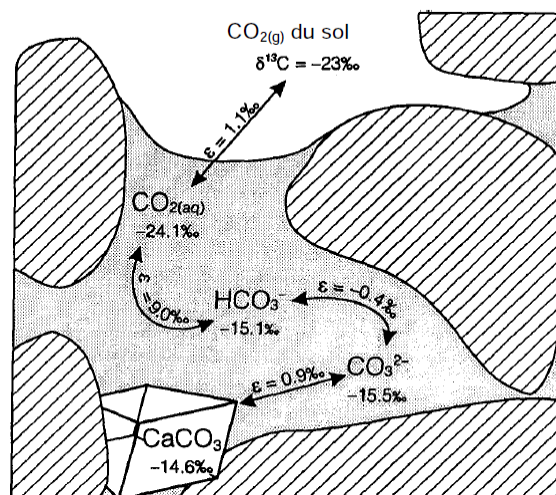


Figure I-3 Fractionnement isotopique à l'équilibre du ^{13}C à 25°C (Clark et Fritz, 1997, modifié).

La teneur en $\delta^{13}\text{C}$ du Carbone Minéral Total Dissous permet aussi d'identifier l'évolution du système géochimique en système fermé ou ouvert. En effet, cette signature isotopique dépend de celle du carbone minéral de la matrice aquifère en milieu fermé ($\delta^{13}\text{C} \approx 0 \text{ ‰}$). Cependant, cette signature peut évoluer vers des valeurs plus enrichies lors de la dissolution des carbonates ou de la saturation en calcite. En milieu ouvert, elle dépend de la signature $\delta^{13}\text{C}$ du CO_2 du sol (figure I-4).

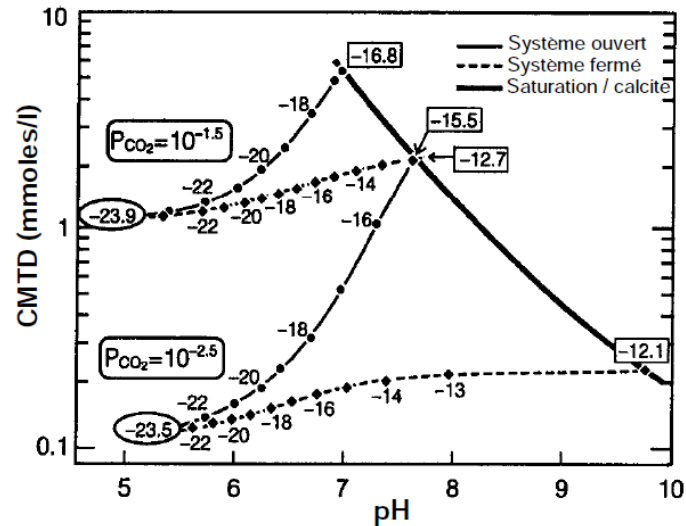


Figure I-4 Évolution de la signature isotopique en $\delta^{13}\text{C}$ du CMTD en système ouvert et fermé pour deux P_{CO_2} différentes, considérant une végétation C3 (Clark et Fritz, 1997, modifié).

Conclusion

Les flux d'eau souterraine dépendent de plusieurs paramètres relatifs à chaque phase de transfert d'eau depuis les précipitations jusqu'à la nappe d'eau souterraine. Ainsi, l'influence des précipitations sur ces processus dépend de leurs quantités, intensités, durées, fréquences et énergies cinétiques. L'effet de l'évapotranspiration est lié aux paramètres agro-pédologiques tels que la densité et la résistance stomatique effective du couvert végétal ainsi que la réserve facilement utilisable des sols. Il dépend aussi, des paramètres météorologiques tels que la température, l'humidité relative, la vitesse du vent, le rayonnement et la durée d'ensoleillement. Aussi, les volumes d'eau pluviale en excès seront partagés entre le ruissellement et l'infiltration en fonction des paramètres pédologiques, relatifs à la teneur en eau initiale des sols et à leur mode d'occupation, pente, rugosité et capacité maximale d'infiltration. Quant à l'écoulement à travers la ZNS et la ZS, Il est régi par la perméabilité relative (fonction de la perméabilité intrinsèque) et de la saturation des milieux poreux. Pour les milieux fissurés, la perméabilité relative dépend des paramètres relatifs aux fissures tels que l'ouverture, l'espacement, le nombre de famille, la rugosité et la connectivité.

La pollution des eaux souterraines est le résultat de plusieurs processus physico-chimiques et biologiques de transfert et d'atténuation des polluants. Ces processus sont régis par les caractéristiques physico-chimiques des polluant et de l'eau, l'activité biologique, surtout au niveau des sols, et les caractéristiques des couches géologiques des aquifères.

L'étude des transferts de polluants, supposés conservatifs, se base sur l'équation de convection, dépendant de l'écoulement de l'eau, et de dispersion, dépendant de l'hétérogénéité du milieu.

Tandis que, les transferts de polluants réactifs intègrent, en plus de la convection-dispersion, les échanges avec la phase solide, par adsorption-résorption et précipitation-dissolution, ainsi que la dégradation chimique ou biologique. Ces phénomènes sont contrôlés par les caractéristiques des polluants telles que les concentrations initiales, les coefficients de partage solide-liquide et la biodégradabilité facile. Ils dépendent également, des caractéristiques intrinsèques des milieux traversés telles que les teneurs en MO et en argiles, la surface spécifique, la biodégradabilité intrinsèque des sols, les teneurs en oxygène, le pH et la température.

Face à la complexité des phénomènes de transfert d'eau et de polluants, plusieurs auteurs ont envisagé l'utilisation des techniques de traçage hydrogéochimique et/ou isotopique pour l'évaluation des flux d'eau et de polluants dans les aquifères. À cet effet, les isotopes naturels tels que $^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ et $^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ permettent la mise en évidence des processus de recharge, des phénomènes d'évapotranspiration, ainsi que des relations entre les eaux superficielles et souterraines. D'autres isotopes tels que le $^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$, $^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}$, sont largement utilisés pour l'étude des phénomènes de transferts réactifs des polluants.

Chapitre II. Vulnérabilité des aquifères à la pollution

Introduction

Le concept de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution a été proposé pour la première fois par J. Margat en 1968. Ce concept a fait l'objet de plusieurs adaptations, toujours considérées par les auteurs d'ordre méthodologiques. Cependant, on peut citer à ce sujet, deux adaptations conceptuelles définissant la vulnérabilité intrinsèque ou spécifique et la vulnérabilité des ressources ou des sources.

Les premières méthodes baptisées “systèmes hiérarchisés”, ont été basées sur une classification des contextes hydrogéologiques selon leur degré de protection naturelle. Ensuite, d'autres approches ont été introduites, en réponse aux exigences croissantes de la protection des ressources en eau, pour tenir compte des différents contextes hydrogéologiques. Ainsi, les méthodes paramétrées et les modèles basés sur les relations analogiques ou statistiques ont fait l'objet de plusieurs applications. Actuellement, plus d'une centaine de méthodes peuvent être recensées à travers le monde. Ces méthodes se distinguent les unes des autres par la nature et le nombre de paramètres de base et le modèle de calcul et de classification des paramètres et de la vulnérabilité.

L'utilisation des cartes de vulnérabilité dans différents domaines impose un certain degré de complexité et de validité qui dépendent des exigences des utilisateurs potentiels. La validation de ces cartes permet d'examiner leur pertinence par comparaison avec la pollution réelle ou les résultats de traçage.

D'autre part, la cartographie de la vulnérabilité est généralement affectée d'une certaine subjectivité relative au choix et au calcul des paramètres de base. C'est ainsi que plusieurs méthodes d'analyse de sensibilité ont été mises au point pour évaluer le degré de subjectivité associé à l'estimation de la vulnérabilité.

I. Concept et définitions

Le terme *vulnérabilité* dérive du mot « latin “*vulnerabilis*”, de *vulnerare*, “blesser” : qui peut être blessé, atteint » (Margat, 1998). Ce terme a été utilisé en hydrogéologie, pour la première fois, dans les années soixante (Margat, 1968 ; Albinet et Margat, 1970). Le concept de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution se base sur la supposition que le milieu physique de la nappe d’eau souterraine procure un degré plus ou moins élevé de protection contre la pollution entrant par la subsurface.

Ce concept sous-entend l’idée selon laquelle, la résistance du système aquifère est le seul indicateur de la vulnérabilité. Il n’attribue cependant, aucune importance aux différences des caractéristiques des polluants qui peuvent influencer leurs processus de transfert. En effet, le chapitre premier de cette thèse présente une synthèse sur ce sujet, mettant en évidence la grande différence des processus de transfert et d’atténuation des polluants selon leur nature. Cette dernière caractérise l’affinité d’un polluant donné vis-à-vis des phénomènes de transport et de dégradation biologique et physico-chimique. Aussi, la pression réelle manifestée par le mode d’occupation de sol, pouvant modifier les processus de transfert de polluants, n’est évoquée ni explicitement ni implicitement dans ce concept. En effet, ce facteur pourrait influencer les processus de recharge et de génération de polluants. C’est ainsi que plusieurs auteurs ont distingué la vulnérabilité intrinsèque relative à la résistance du système aquifère et celle spécifique introduisant aussi la nature des polluants ou le mode d’occupation de sol (Vrba et Zaporozec, 1994 ; Gogu et Dassargues, 2000 ; Daly et al. 2002).

D’autre part, le concept proposé par Margat suppose un degré plus ou moins variable de protection naturelle des nappes d’eau souterraines à la pollution. La nappe d’eau souterraine est donc considérée comme cible. En revanche, les exigences accrues de protection des captages, manifestées d’avantage en zones karstiques, étaient à l’origine d’une spéciation conceptuelle distinguant la “vulnérabilité des ressources” pour les nappes, et la “vulnérabilité des sources” pour les captages (Cucchi et al., 2007 ; Doerfliger et al., 1997 ; Jeannin et al., 2001 ; Malik et Svasta, 1999 ; Petelet-Giraud et al., 2000).

La vulnérabilité a été définie pour la première fois comme étant « *une propriété qui dépend directement de la sensibilité des aquifères à la contamination* » (Margat, 1968). Selon cet auteur, la vulnérabilité d’une nappe est le fait pour celle-ci d’être plus ou moins exposée, par la nature des terrains et par les conditions hydrogéologiques, à un risque d’être polluée. Dans la littérature, on trouve plusieurs définitions dont les principales sont :

- ✓ Albinet et Margat (1970) : « *la possibilité de percolation et de diffusion de polluant depuis la surface du sol jusqu’à la nappe, dans des conditions naturelles* ».
- ✓ Olmer et Rezak (1974) : « *le degré de dangerosité déterminé par les conditions naturelles et indépendantes des sources de pollution actuelles* ».
- ✓ Villumsen et al. (1983) : « *le risque qu’a une substance chimique, utilisée ou entreposée sur ou près de la surface du sol, d’influencer la qualité des eaux souterraines* ».

- ✓ Vr̀ana (1984) : « le complexe des conditions naturelles de la surface et de la subsurface influençant le mouvement d'un polluant vers l'aquifère ».
- ✓ Sotornikovà et Vrba (1987) : « l'aptitude d'un système hydrogéologique à faire face à des impacts extérieurs, aussi bien naturels qu'anthropogéniques, qui affectent son état et ses caractéristiques dans le temps et dans l'espace ».
- ✓ Vrba (1991) : « la vulnérabilité à l'échelle du temps humain est une propriété intrinsèque naturelle invariante des parties non saturées et saturées du système aquifère et qui dépend de la capacité ou de l'incapacité de ce système à faire face à des processus naturels et impacts humains ».
- ✓ Rao et Alley (1993) : « la probabilité des contaminants à atteindre à un point spécifique dans le système des eaux souterraines après leur introduction à la surface de l'encaissant de la nappe aquifère ».
- ✓ Vrba et Zaporozec (1994) ont défini deux types de vulnérabilité : la *vulnérabilité intrinsèque* est déterminée par les facteurs hydrogéologiques (caractéristiques des aquifères, des couches protectrices et des sols). Elle résulte de l'accessibilité des polluants vers la zone saturée, dans le sens hydraulique et de la capacité d'atténuation des couches encaissant la zone saturée, comme résultat de rétention physique et des réactions chimiques des polluants. Quant à la *vulnérabilité Spécifique*, elle inclut l'impact potentiel de certains types d'occupation de sols pouvant produire une dégradation, au cours du temps, des ressources en eaux souterraines.
- ✓ Gogu et Dassargues (2000) ont également distingué ces deux types de vulnérabilité : la *vulnérabilité intrinsèque* en se basant sur les caractéristiques géologiques, hydrologiques et hydrogéologiques de la région, indépendamment de la nature des contaminants. Tandis que, la *vulnérabilité spécifique* est liée à un seul ou à un groupe particulier de contaminants et leur interaction avec les aspects considérés dans la vulnérabilité intrinsèque.
- ✓ Daly et al. (2002) : la *vulnérabilité intrinsèque* caractérise de manière globale la sensibilité des eaux souterraines aux contaminations. Il prend en considération les caractéristiques géologiques, hydrologiques et hydrogéologiques du milieu naturel mais est indépendant de la nature du polluant et de l'occupation du sol. Tandis que, "la vulnérabilité spécifique" définit la sensibilité des eaux souterraines par rapport à un polluant ou un groupe de polluants ayant un comportement particulier.

II. Approches et classification des méthodes

La grande diversité des contextes hydrogéologiques et socio-économiques à travers le monde a engendré le développement de plusieurs méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Ces dernières devraient répondre aux contraintes particulières des zones pour lesquelles elles étaient mises au point. Ces contraintes pourraient être liées à la nature hydrogéologique et climatologique des aquifères ou à la nature de la pollution. Elles peuvent aussi être d'ordre socio-économique, tel que le nombre et la qualité des données disponibles. En effet, on peut associer le développement de certaines méthodes

de vulnérabilité à un compromis qualité-coût, impliquant la réduction du nombre de paramètres pris en compte pour les zones sous développées à titre d'exemple.

Les méthodes de vulnérabilité diffèrent les unes des autres par le nombre et la nature des paramètres considérés. Ces paramètres sont utilisés dans des modèles plus ou moins complexes, selon différentes approches d'évaluation (Annexe I).

Plusieurs classifications des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité peuvent être recensées dans la littérature (Neukum et Hötzl, 2007). Ainsi, les travaux de plusieurs auteurs ont permis de distinguer trois grandes approches (Vrba et Zaporozec, 1994 ; Gogu et Dassargues, 2000 ; Magiera, 2000 ; Goldscheider, 2002 ; Gogu et al., 2003 ; Andreo et al., 2006) :

- Les méthodes des systèmes hiérarchisés "Complex hydrogeological methods" ;
- Les méthodes des systèmes Paramétrés "Parametric methods" ; et
- Les méthodes des relations Analogiques et de modélisation Numérique "Methods based on analogical relations and numerical modelation".

Il faut noter que certaines méthodes utilisent plusieurs approches, et sont de ce fait, qualifiées de méthodes hybrides ou combinées.

• Méthodes des systèmes hiérarchisés

Elles sont les premières méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères, introduites par Albinet et Margat en 1970. Elle consiste en une simple comparaison d'un domaine avec d'autres domaines grâce à des critères établis pour représenter la variabilité de la vulnérabilité. Elles sont adaptées pour les grandes surfaces, avec une grande variété de caractéristiques hydrogéologiques, hydro-structuraux et morphologiques. L'évaluation de la vulnérabilité est obtenue en termes qualitatifs. Parmi ces méthodes on cite, entre autres, la Méthode d'Albinet et Margat (1970), d'Olmer et Rezak (1974), de Vrba (1984) et GNDCI-CNR (Civita, 1987).

- Exemple de la méthode GNDCI-CNR basique (Civita, 1987)

La méthode GNDCI-CNR basique (Civita, 1987) fournit une description qualitative des principaux contextes hydrogéologiques de l'Italie, avec leur degré correspondant de vulnérabilité intrinsèque. Plusieurs indices lithologiques, piézométriques, structuraux et hydrodynamiques ont été utilisés pour identifier les principaux contextes hydrogéologiques caractérisant la vulnérabilité.

Cette méthode se base sur les critères suivants :

- La connection de l'aquifère avec les eaux de surface ;
- Les caractéristiques hydrogéologiques de la zone non saturée ;
- La profondeur de la nappe ;
- Les caractéristiques hydrogéologiques de la zone saturée ; et
- La conductivité hydraulique de l'aquifère.

• Méthodes des systèmes paramétrés

Ces méthodes reposent sur la sélection de paramètres ou critères considérés comme représentatifs pour estimer la vulnérabilité d'une eau souterraine. Chaque critère a une gamme de variation naturelle définie qui est subdivisée en intervalles discrétisés et hiérarchisés. Un index est attribué à chaque intervalle, reflétant le degré de sensibilité relatif à une

contamination. Les systèmes paramétrés peuvent être classés en trois principaux groupes ; les systèmes indexés, les systèmes matriciels et les méthodes de pondération et d'indexation des critères.

- Systèmes indexés

Dans ces méthodes une note est attribuée à chaque paramètre. Cette dernière est définie en divisant l'intervalle de variation de chaque paramètre en gammes de différentes ampleurs. La vulnérabilité est exprimée en fonction des notes de tous les paramètres. La valeur de l'indice de vulnérabilité, divisée en intervalles, exprime le degré relatif de vulnérabilité. Parmi ces méthodes recensées dans la littérature, on cite à titre non exhaustif, les méthodes GOD (foster, 1987), SEEPAGE (Moore, 1988), AVI (Van Stempvoort et al. 1993), ISIS (Civita et De Regibus, 1995), PI (Goldscheider et al. 2000) et ISI (MOE, 2001).

Exemple : la méthode GOD

Elle définit la vulnérabilité des aquifères en fonction de la résistance à la pénétration du polluant, et de la capacité d'atténuation que présente la couche sus-jacente à la zone saturée, tout en négligeant la migration latérale des polluants dans la zone saturée. Cette méthode se base sur l'évaluation de trois critères afférents au degré de confinement " C_C " de l'aquifère, à la profondeur de la nappe " C_P " et à la lithologie de l'aquifère " C_L " (figure I-5).

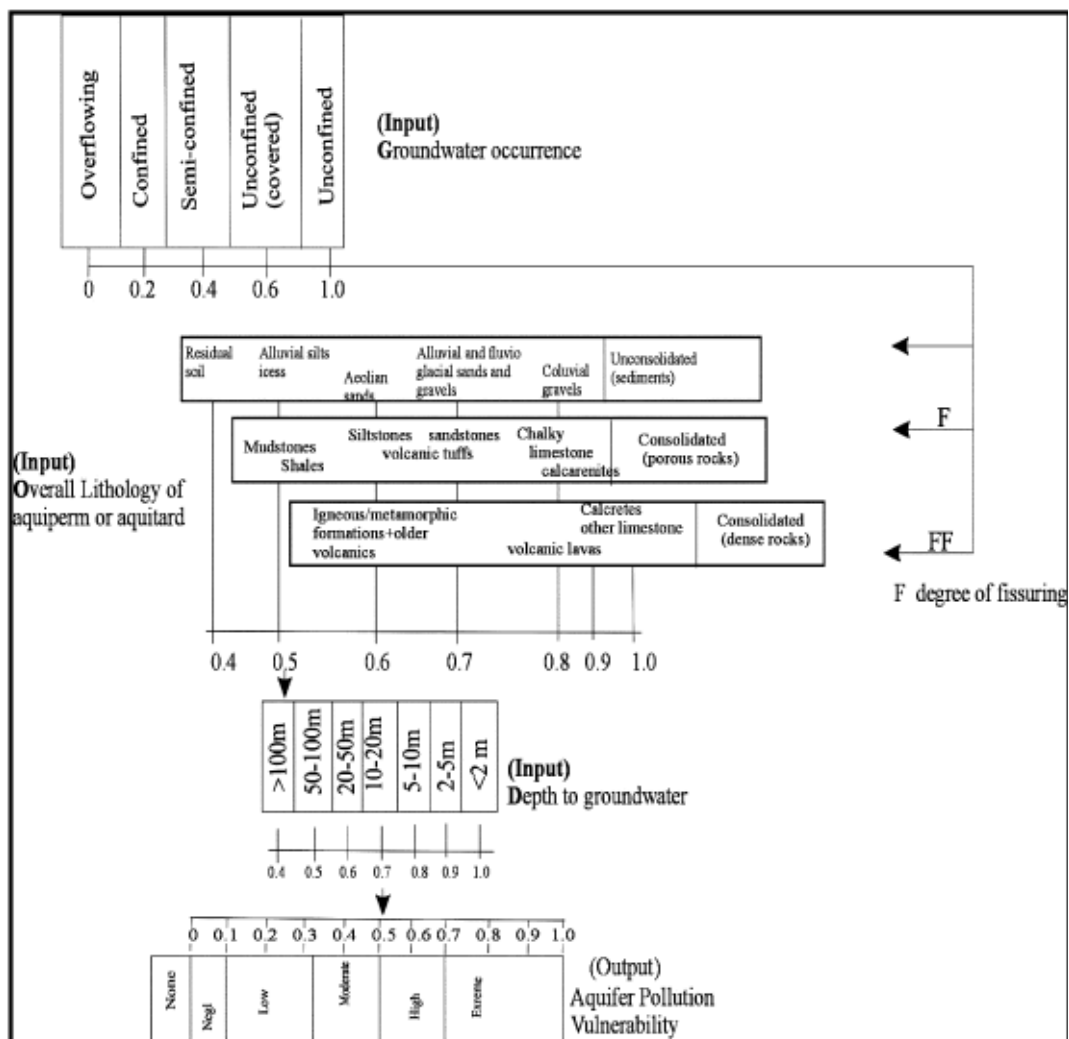


Figure I-5 Schéma de la méthode GOD (Foster, 1987).

Les cotes attribuées aux classes des différents paramètres sont inférieures ou égales à 1.

L'Indice GOD (IG) qui permet d'évaluer la vulnérabilité de l'aquifère à la pollution est obtenu par la multiplication de ces trois paramètres (Murat et al. 2003).

$$IG = C_C \times C_L \times C_p \quad \text{I.32}$$

L'Indice GOD a pour valeur minimale " 0 " et " 1 " comme valeur maximum. D'une manière générale, les indices GOD sont répartis en cinq classes de vulnérabilité allant du "très faible" à "extrême" (Tableau I-1). Le degré de vulnérabilité augmente avec l'indice GOD (IG).

Tableau I-1 Classification de l'indice GOD (Murat et al. 2003)

Intervalle	Classe GOD
0 - 0.1	Vulnérabilité très faible
0.1 - 0.3	Vulnérabilité faible
0.3 - 0.5	Vulnérabilité modérée
0.5 - 0.7	Vulnérabilité forte
0.7 - 1	Vulnérabilité extrême

- Systèmes matriciels

Ces méthodes sont adaptées aux petites surfaces. Elles sont basées sur un nombre limité de paramètres supposés représentatifs de la vulnérabilité. Ces paramètres sont divisés en intervalles définissant des classes de vulnérabilité (haute, moyenne et petite). Ces classes sont attribuées sur la base des matrices multi-paramètres préétablies. Ce sont des méthodes développées pour des études locales des sites spécifiques (Gogu, 2000). Parmi ces méthodes, on cite les matrices de Haertlé (1983), d'Engelen (1985), de Goossens et Van-damme (1987), de Madl-Szonyi et Fule (1998), de l'Irlande (Daly et Drew, 1999), la méthode simplifiée (Nguyet et Goldscheider, 2006) et la méthode UK (Foster et Adams, 1991).

Exemple : la méthode de Haertlé (1983)

Cette méthode a été développée sur la base des études de Reshé et des guides disponibles, telles que ceux de DVGW (1975) relatifs aux instructions pour les zones de protection de l'eau potable. Il s'agit d'une simple méthode permettant de distinguer les zones de différents degrés de vulnérabilité, selon la composition et l'épaisseur des couches de couverture des eaux souterraines. Ainsi, les limons, argiles et sables limoneux ou argileux sont considérés à faible perméabilité. Dans le cas des couches perméables, la granulométrie permet de distinguer les couches à grains fins tels que les sables fins et moyens, et celles à grains grossiers tels que les sables grossiers et les graviers. Dans les aquifères monocouches, une matrice simple est utilisée (tableau I-2).

Tableau I-2 Classification de la vulnérabilité de l'aquifère supérieur (Haertlè, 1983)

		Couches de couverture de la nappe		
		Peu perméable (Argile, Limon)	Perméable (sable, gravier)	
			Grains fins (Sable fin-moyen)	Grains grossiers (Sable grossier, Gravier)
Profondeur de la nappe	0-1m	Elevée		
	> 1-5m			
	> 5-10m		Moyenne	Elevée
	> 10m	Faible		

Dans le cas des aquifères multicouches, une matrice générale est utilisée (tableau I-3).

Tableau I-3 Classification de la vulnérabilité des aquifères multicouches (Haertlè, 1983)

		Couches de couverture à granulométrie fine		
		0 - 5m	> 5 - 10m	> 10m
Couches de couverture peu perméables	0-1m	Elevée	Moyenne	
	> 1-5m			Faible
	> 5m			

Couches de couverture à granulométrie grossière

0 - 10m	> 10m
---------	-------

- Méthodes de pondération et d'indexation des critères

Ces méthodes sont adaptées aux moyennes échelles d'étude. Elles se basent sur la même approche que les systèmes indexés en adoptant un système de pondération pour les différents critères en fonction de leur importance relative. Ces méthodes sont actuellement les plus utilisées à travers le monde.

Parmi ces méthodes recensées dans la littérature, on cite à titre non exhaustif, les méthodes DRASTIC (Aller et al., 1987), SINTACS (Civita, 1994), DRAV (Zhou et al., 2010), CALOD (Edet, 2004), VURAAS (Cichocki et al., 2001), Time-input (Kralik et Keimel, 2003), EPIK (Doerfliger et Zwahlen 1995), RISKE (Petelet-Giraud et al., 2000), TCR (Amharref et al, 2001, 2007 ; Bernoussi et Amharref, 2003) et DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003).

Exemple : la méthode DRASTIC

C'est une méthode de vulnérabilité intrinsèque des aquifères poreux. Elle repose sur l'estimation de sept paramètres relatifs à la profondeur de la nappe "D", la recharge "R", la lithologie de la zone saturée "A", la nature du sol "S", la topographie "T", la lithologie de la zone non saturée "I" et la conductivité hydraulique "C".

Le degré de vulnérabilité d'un secteur donné est déterminé par calcul de l'indice DRASTIC (I_d) équivalent à la somme pondérée des sept paramètres. Les pondérateurs peuvent être affectés en fonction de l'importance relative des paramètres selon deux modes d'occupation de sol, à savoir, occupation normale ou occupation par une activité agricole intensive (Lallemand-Barrès, 1994).

$$I_{d(normal)} = (D \times 5) + (R \times 4) + (A \times 3) + (S \times 2) + (T \times 1) + (I \times 5) + (C \times 3) \quad I.33$$

$$I_{d(produits\ phytosanitaires)} = (D \times 5) + (R \times 4) + (A \times 3) + (S \times 5) + (T \times 3) + (I \times 4) + (C \times 3) \quad I.34$$

Où : D, R, A, S, T, I, C : notes respectives des paramètres DRASTIC (tableau I-4).

Tableau I-4 Classification des sept paramètres DRASTIC (Aller et al., 1987)

	Notes									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
D (m)	30.5	26.7	22.9	15.2	12.1	9.1	6.8	4.6	1.5	0
R (mm)	0	51	71.4	91.8	117.2	147.6	178	216	235	245
A	Schiste massif	Roche métam. éruptive	Roche métam. éruptive peu altérée	Roche métam. éruptive altérée	Till glaciaire	Grès massif, calcaire massif,	Séquences de grès, calcaire et schiste	Sable et gravier	Basalte	Calcaire Karst.
S	Argile non compacte et/ou non agrégée	Fumier	Terreau argileux	Terreau vaseux	Terreau	Terreau Sablonneux	Argile compacte et/ou agrégée	Tourbe	Sable	Gravier
T (%)	18	17	15	13	11	9	7	4	2	0
I	Couche confinée	Schiste	Limon / argile	Roche métam. éruptive	Calcaire grès	Calcaire, grès, schiste	Sable et gravier riche en limon et argile	Sable et gravier	Basalte	Calcaire karstique
C (m/j)	0	4.1	12.2	20.3	28.5	34.6	40.7	61.1	71.5	81.5

Exemple : la méthode TCR

Elle se base sur le calcul d'un indice de vulnérabilité en fonction de trois paramètres caractérisant le transfert d'un polluant depuis la surface du sol jusqu'à la nappe. Il s'agit du temps de transit T via la zone de couverture, le degré d'épuration C'_p/C_p (le rapport entre la concentration C'_p de l'eau en polluant à l'arrivée au niveau de la nappe et la concentration initiale C_p de l'eau polluée) et le degré de recharge R'/R (rapport entre la recharge efficace et la recharge potentielle). L'indice de vulnérabilité est la somme pondérée de ces trois paramètres selon la relation suivante :

$$I_v = \alpha \times \frac{1}{T} + \beta \times \frac{C'_p}{C_p} + \gamma \times \frac{R'}{R} \quad I.35$$

Les coefficients de pondération α , β et γ sont déterminés par des tests de sensibilité suivis d'analyses de régression linéaire multiples réalisés sur des puits témoins. Ils peuvent être différents d'un aquifère à un autre.

- **Méthodes des relations analogiques et de modélisation numérique**

Elles sont basées sur la description mathématique des processus hydrogéologiques pour estimer surtout la vulnérabilité spécifique vis-à-vis de polluants bien déterminés.

La modélisation numérique consiste à trouver une solution numérique aux équations mathématiques représentant le processus de transfert de contaminants (Schnebelen 2002). Plusieurs travaux ont opté pour l'usage de ces méthodes de simulation du transport des contaminants comme outil d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Il s'agit des méthodes basées sur des modèles mathématiques tels que MODFLOW (McDonald et Harbaugh, 1984), AQUIPRO (Chowdhury et al., 2003), AF (Rao et al, 1985), et SEEPAGE (Carter et al., 1987).

Exemple des méthodes analytiques : la méthode AF

C'est une méthode de vulnérabilité spécifique aux pesticides. Elle repose sur une solution analytique simplifiée de l'équation de convection-dispersion. Elle se base sur les hypothèses d'un écoulement permanent à capacité de rétention, d'un déplacement de soluté par convection pure sans phénomène de diffusion-dispersion, et d'un équilibre instantané entre les phases. L'évaluation de la vulnérabilité est effectuée en fonction d'un facteur d'atténuation "AF".

$$AF = \frac{C_n}{C_0} = \exp \left[-\frac{1}{q} \sum_{i=1}^n (r_i \times d_i \times RF_i \times (\theta_{fc})_i) \right] \quad I.36$$

et

$$RF_i = 1 + \frac{\rho_i \times (foc)_i \times K_{oc}}{(\theta_{fc})_i} + \frac{[(\theta_s)_i - (\theta_{fc})_i] \times K_H}{(\theta_{fc})_i} \quad I.37$$

Où : C_0 et C_n : masses de produit respectivement appliquées en surface et transférées à la nappe (Kg) ; q : recharge annuelle nette pour les divers horizons i (m/j) ; r : constante de dégradation (j^{-1}) ; d : épaisseur (m) ; θ_{fc} : capacité de rétention (m^3/m^3) ; RF : facteur de retard (-) exprimant la mobilité spécifique du produit dans le sol ; θ_s : teneur en eau à saturation.

Les méthodes statistiques sont basées sur une variable qui dépend de la concentration en contaminant ou d'une probabilité de contamination. Ces méthodes intègrent des données de distribution des contaminants sur la zone d'étude et fournissent des caractéristiques sur les probabilités de contamination. Elles se basent généralement sur des techniques relatives aux lois de régression (Eckardt et Stackelberg, 1995 ; Tesoriero et Voss, 1997) ou aux méthodes Bayésiennes (Worral et Besien, 2005 ; Arthur et al., 2007). Ces méthodes servent à l'évaluation de la vulnérabilité spécifique des nappes. C'est le cas des méthodes GLA (Hölting et al., 1995), AGRIFLUX-MODFLOW (Lasserre et al., 1999) et allemande (Von Hoyer et Sofner, 1998).

Exemple des méthodes statistiques : L'approche bayésienne

Dans une région donnée le composé X, analysé n_1 fois, a montré s_1 analyses positives (concentration au-dessus d'une limite spécifiée), et f_1 négatives (polluant non détecté). Également, pour un point de contrôle, le composé X est analysé n_2 fois, pour lequel s_2 est positif, et f_2 est négatif.

Si une différence existe entre la proportion supposée (s_1/n_1 dans l'ensemble de la région) et la proportion observée à leur point de contrôle (s_2/n_2), alors cette différence représente dans son ensemble la vulnérabilité relative de ce point de contrôle par rapport à la région.

L'approche Bayésienne des ensembles, afin d'établir la distribution de probabilité, fait appel à la probabilité antérieure, et met à jour cette information sachant les résultats des observations. La distribution de la probabilité mise à jour est définie comme la probabilité postérieure et le lien entre l'antérieur et le postérieur est la probabilité de donner des observations identifiées. Le théorème Bayes (Berry, 1996) peut être avancé comme suit :

$$P_{(puit|Region)} = \frac{P_{(puit)} \times P_{(Region|puit)}}{P_{(Région)}} \quad I.38$$

Où : $P_{(puits|Region)}$: probabilité à posteriori des observations du puits sachant les observations régionales (la probabilité postérieure des observations du puits); $P_{(puits)}$: probabilité à priori des observations du puits (la probabilité antérieure des observations du puits); $P_{(Region|puits)}$: fonction de vraisemblance des observations du puits sachant les observations régionales; $P_{(Région)}$: probabilité à priori des observations régionales.

La probabilité d'un modèle est la probabilité des données observées, donnée par ce modèle. Pour des observations qui contiennent s_1 succès et f_1 échecs, la probabilité de la proportion p est calculée par la relation suivante :

$$P_{(Données|p)} = p^{s_1} (1 - p)^{f_1} \quad I.39$$

Où : $P_{(Données|p)}$: probabilité des données observées donnant la proportion p .

Cela peut être calculé dans l'ensemble de la région (D_r) et dans le puits considéré (D_p). Pour comparer si les proportions sont différentes, la vraisemblance de D_r sachant D_p doit être calculée pour p_r et p_p .

La distribution de la probabilité d'une telle proportion est une distribution β et est représentée communément comme $\beta(a,b)$:

$$P_{(Données|p)} = p^{a-1} (1 - p)^{b-1} \quad I.40$$

$$\text{La moyenne de cette distribution est : } (r) = \frac{a}{(a+b)} \quad I.41$$

Initialement les valeurs de a et b sont prises égales à un, qui est une distribution uniforme. Une telle distribution uniforme est connue sous le nom de distribution antérieure. La nature uniforme de cette distribution représente le manque de connaissance au sujet de la différence entre le puits et la région avant ce calcul.

III. Cartographie de la vulnérabilité

La cartographie de la vulnérabilité consiste en une représentation à deux dimensions de la réalité du terrain. Elle se base sur l'affectation des attributs qualifiants des degrés variables de vulnérabilité, permettant une lecture facile aux usagers relevant de différents domaines et disciplines. Le développement des systèmes d'information géographiques "SIG", a permis de faciliter l'élaboration des cartes de vulnérabilité. En effet, ces systèmes sont utilisés pour la création des bases de données géoréférencées, l'analyse spatiale et enfin la visualisation des résultats sous forme des cartes thématiques facilement lisibles. Les cartes ainsi élaborées dépendent de leurs paramètres de base. Ces relations pourraient être évaluées grâce aux méthodes d'analyse de sensibilité, permettant la mise en évidence des effets relatifs de chaque paramètre de base sur la vulnérabilité résultante. La validation des cartes de vulnérabilité repose sur la comparaison de ces dernières à la pollution réelle ou aux résultats de traçage.

III.1. Les cartes de vulnérabilité

Les cartes de vulnérabilité sont des outils cartographiques hydrogéologiques indispensables à la prise de décisions relatives à la gestion de ressources en eaux souterraines et à l'aménagement du territoire (figure I-6).

Niveau d'information Utilisation possible	Bas : données hétérogènes et/ou rares en provenance de diverses sources	Avancé : données d'investigations systématiques et fiables	Haut : données de modèles d'écoulements souterrains calibrés
Reconnaissance et exploration	Cartes hydrogéologiques générales	Cartes de paramètres hydrogéologiques	Cartes de systèmes régionaux pour l'eau souterraine
Planification et développement	Cartes de potentiel de ressources en eau souterraine	Cartes hydrogéologiques spécialisées (pour planification)	Représentations graphiques dérivées de SIG (cartes, coupes, scénarios)
Management et protection	Cartes de vulnérabilité de l'eau souterraine		
Utilisation possible Paramètres de représentation	Statique Basse Bas Grande Petite	Paramètre temporel Fiabilité Coût /unité de surface Aire représentée Échelle	Dynamique Haute Haut Petite Grande

Figure I-6 Système de classification des cartes hydrogéologiques (Struckmeier et al., 1989).

Les cartes de vulnérabilité sont des représentations spatiales bidimensionnelles du degré de vulnérabilité d'un aquifère à la pollution. Elles résultent de la combinaison d'un ensemble de paramètres hydrogéologiques, géomorphologiques et hydrologiques, intervenant dans les processus de transfert de polluants vers les eaux souterraines. Ces cartes sont dépendantes du temps, vu qu'elles se basent sur des paramètres variables temporellement tels que la profondeur du niveau piézométrique et la recharge.

Les cartes de vulnérabilité peuvent être établies à différentes échelles cartographiques selon l'objectif de leur utilisation (figure I-7). Cependant, l'échelle cartographique de la vulnérabilité, dépend de la disponibilité et de la répartition spatiale des données hydrogéologiques de base.

Type de carte	Échelle spatiale	Buts et cibles	Représentation graphique
Synoptique, Générale	1:500000 ou plus	Outil à la décision pour une planification générale de protection de l'eau souterraine, pour des politiques à l'échelle nationale ou internationale. Buts éducatifs. Cartes synthétiques (pas de détails locaux).	Cartes et atlas compilés manuellement, et notes explicatives. Cartes numériques peu fréquentes
Schématique	1:50000 à 100000	Planification régionale de la protection, gestion et réglementation de l'eau souterraine. Estimation des problèmes de contaminations diffuses. Cartes générales (pas de détails locaux).	Cartes et atlas numériques ou manuels 2-D ou 3-D.
Opérationnelle	1:10000 à 25000	Planification de l'aménagement du territoire par district, programmes de protection de l'eau souterraine. Cartes analytiques représentant la vulnérabilité en fonction de l'étendue de la zone potentiellement touchée par un polluant spécifique. Etudes de terrain préférables.	Cartes et atlas numériques ou manuels 2-D ou 3-D, coupes et diagrammes.
Spécifique, Utilisation locale	1:25000 ou moins	Cartes spécifiques, à usage unique et liées au site étudié, planification locale ou urbaine et protection de puits et sources. Cartes de vulnérabilité représentatives de problèmes locaux et précis. Étude de terrains nécessaires.	

Figure I-7 Classification des cartes de vulnérabilité (modifié d'après Vrba et al., 1994)

D'après Vrba et al. (1994), l'utilisation des cartes de vulnérabilité pourrait relever de trois domaines principaux :

- Aménagement du territoire (planification d'activités territoriales) :

Les cartes de vulnérabilité peuvent être utilisées par les différentes institutions publiques ou privées. Elles sont considérées comme outil de prise de décisions relatives aux politiques d'aménagement du territoire, ou à la gestion des ressources en eau. C'est le cas de planification obligatoire d'activités polluantes telles que les décharges contrôlées ou les STEP sur les zones à faible vulnérabilité. Cette approche a constitué une parmi d'autres bases fondamentales pour l'élaboration du plan d'aménagement de la municipalité ontarienne de Richmond Hill au Canada (Planning and Regulatory Services Department, 2010). Ce plan a prévu des mesures prohibitives de certaines activités au niveau des zones présentant une vulnérabilité élevée des eaux souterraines. Ainsi, ont été interdites les activités suivantes :

- La génération et le stockage de déchets dangereux ou des déchets industriels liquides.
- Les sites et les installations d'élimination des déchets, sites de compostage et les installations de stockage et d'élimination de la neige.
- Les réservoirs de stockage non équipés par un dispositif de confinement secondaire.
- Le stockage des contaminants très toxiques.

Pour les liaisons de transport de produits chimiques et de matières volatiles dans ces zones, il a été recommandé d'appliquer certaines mesures restrictives.

- Protection des eaux souterraines (estimation des contaminations potentielles) :

Les cartes de vulnérabilité sont utilisées par les experts hydrogéologues et agences environnementales pour la protection des eaux souterraines. Il s'agit par exemple de déterminer les sites nécessitant des études hydrogéologiques plus détaillées pour une étude d'impact sur l'environnement.

- Domaine éducatif/pédagogique (matériel pédagogique) :

Les cartes de vulnérabilité sont utilisées comme outil explicatif pour les responsables politiques, l'enseignement et le grand public. Cette utilisation est facilitée par la manière synthétique dont ces cartes présentent une somme de données complexes.

La figure I-8 synthétise les liens entre les outils cartographiques, les échelles de représentation spatiale et les utilisateurs concernés pour la protection des eaux souterraines.

Il faut signaler que les utilisateurs potentiels des cartes de vulnérabilité relèvent généralement du milieu non-scientifique. Par conséquent, ces cartes doivent être standardisées et facilement lisibles pour les personnes non-initiées à l'hydrogéologie.

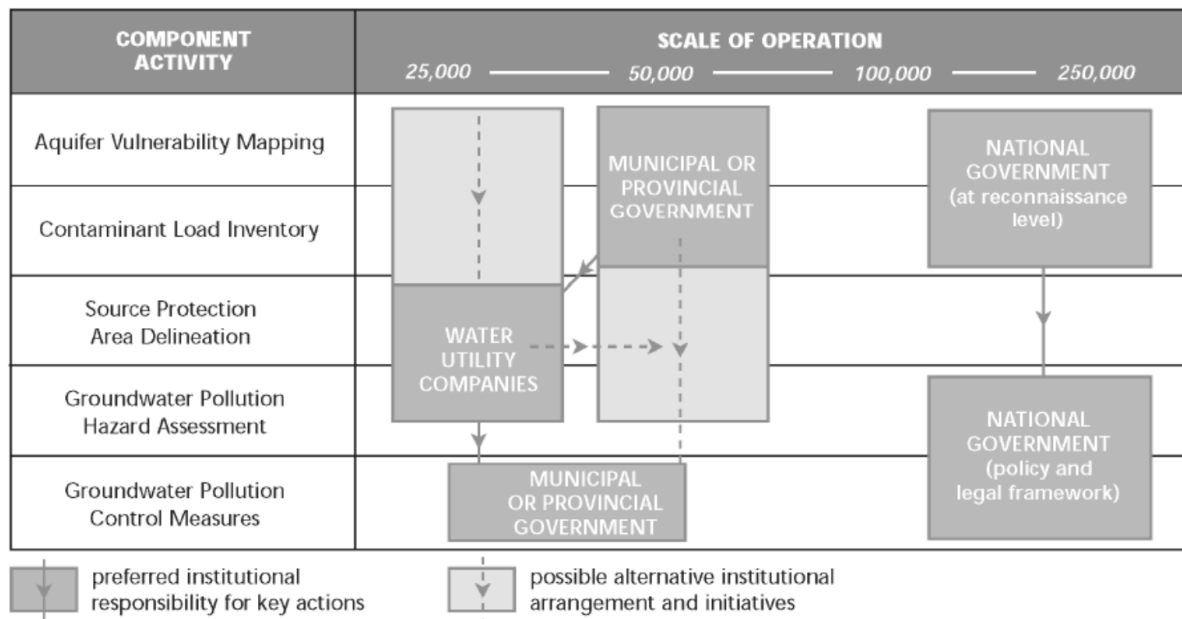


Figure I-8 Utilisateurs, échelles de représentation et outils d'estimation et de contrôle de la contamination de l'eau souterraine (Foster et al., 2002)

III.2. L'analyse de sensibilité des cartes de vulnérabilité

Les cartes de vulnérabilité sont basées sur l'évaluation des paramètres qui diffèrent d'une méthode à autre. Le choix de ces paramètres ainsi que la définition du modèle mathématique de calcul de l'indice de vulnérabilité résultent des considérations généralement encadrées par une certaine subjectivité.

Considérons un modèle mathématique d'évaluation de la vulnérabilité qui, à un ensemble de paramètres d'entrée aléatoires P , fait correspondre, via une fonction f déterministe, une variable de sortie IV (ou réponse) aléatoire :

$$f : R^P \rightarrow R$$

$$P \rightarrow IV = f(P) \quad I.42$$

L'ensemble des paramètres d'entrée $P = (P_1, \dots, P_p)$ regroupe toutes les entités considérées comme aléatoires dans le modèle.

L'analyse de sensibilité étudie l'effet des perturbations des paramètres d'entrée du modèle sur la variable réponse. Les méthodes d'analyse de sensibilité peuvent être groupées en trois classes (Jacques, 2005) :

- Les méthodes de screening : c'est une analyse qualitative de la sensibilité de la variable de sortie aux paramètres d'entrée ;
- Les méthodes d'analyse locale : c'est une évaluation quantitative de l'impact d'une petite variation autour d'une valeur donnée des paramètres ; et
- Les méthodes d'analyse de sensibilité globale : c'est une étude de l'effet de la variabilité des paramètres sur celle de la sortie, en déterminant la part de variance de la sortie due à chaque paramètre ou ensemble de paramètres.

Nous présentons deux méthodes d'analyse de sensibilité largement utilisées pour les cartes de vulnérabilité. Il s'agit de la méthode d'analyses de sensibilité par enlèvement de paramètre (Lodwick et al., 1990), et l'analyse de sensibilité des paramètres par l'évaluation de leurs poids effectifs (Napolitano et Fabbri, 1996).

- Analyse de sensibilité par enlèvement de paramètre

L'analyse de sensibilité par enlèvement de paramètres évalue la sensibilité de l'indice de vulnérabilité à l'enlèvement d'un ou de plusieurs paramètres (relation I.43).

$$S = \sum_p S_p \left| \frac{VI_p}{N} - \frac{VI_p'}{n} \right| \quad \text{I.43}$$

Où: S_p : Poids du polygone p ; VI , VI' : indice de vulnérabilité non perturbé et perturbé du polygone p ; N , n : nombre des paramètres utilisés pour calculer respectivement VI et VI' .

Il s'agit donc de la moyenne, pondérée par la surface, de la valeur absolue de la différence entre les indices de vulnérabilité non perturbée et perturbée, biaisés par le nombre de paramètres utilisés.

- Poids effectifs des paramètres

Cette analyse de sensibilité évalue l'effet de chaque paramètre sur l'indice de vulnérabilité. En effet, l'indice de vulnérabilité est très sensible aux notes et aux poids des paramètres qui sont affectés arbitrairement (Al-Adamat et al., 2003). Le poids effectif ou «réel» est calculé par la relation suivante :

$$W = \frac{Pr \times Pw}{VI} \times 100 \quad \text{I.44}$$

Où: W : poids effectif; Pr , Pw : note et poids du paramètre utilisé; VI : indice de vulnérabilité.

Ces deux méthodes d'analyses de sensibilité sont largement utilisées pour comparer les effets respectifs des paramètres sur l'indice de vulnérabilité. Or les moyennes des indices de sensibilité pondérées par les superficies respectives des polygones des cartes de vulnérabilité pourraient engendrer des fausses interprétations. En effet, ces moyennes peuvent dissimuler des informations de grande importance sur la répartition spatiale des effets respectifs des paramètres sur l'indice de vulnérabilité. C'est le cas d'un paramètre ayant une grande influence limitée sur une petite zone de la carte de vulnérabilité. Ce dernier pourrait être considéré moins influent qu'un autre paramètre ayant une faible influence répartie sur toute la carte de vulnérabilité.

III.3. La validation des cartes de vulnérabilité

Dans la littérature, la corrélation entre les cartes de pollution réelle et les cartes de vulnérabilité a été utilisée pour la validation des résultats (Kalinski et al, 1994 ; McLay et al, 2001). Ainsi, plusieurs auteurs ont proposé la validation des cartes de vulnérabilité en utilisant les concentrations en nitrates, au niveau des puits captant les nappes phréatiques. En effet, les nitrates sont des polluants communs, générés par les activités agricoles suite à l'application d'engrais (Diamond et Hodge, 2007 ; Lee et al, 2003 ; McDonald et al, 2011). Également, la corrélation entre la pollution en nitrate et le développement urbain a été vérifiée par plusieurs auteurs (Jiang et al., 2008). Cependant, cette approche pourrait induire des incertitudes, compte tenu que la pollution d'un aquifère puisse être le résultat de flux multidirectionnels, alors que la vulnérabilité n'est évaluée que par rapport au flux vertical des polluants. Cette incertitude pourrait être également, due à la différence des concentrations des polluants appliqués en surface du sol, provoquant des différences de concentration de polluants indépendamment de la résistance du système aquifère. À cet effet, la validation à l'aide des traceurs comme substituts des contaminants, proposée par Ravbar et Goldscheider (2009), constitue une alternative permettant de minimiser cette incertitude.

Conclusion

Le concept de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution, proposé par J. Margat (1968), a été basé sur la protection naturelle des aquifères vis-à-vis de la pollution. L'introduction des paramètres extrinsèques du système aquifère a permis la distinction de la vulnérabilité intrinsèque, liée aux caractéristiques des aquifères, et la vulnérabilité spécifique intégrant la nature des polluants ou l'occupation de sol. D'autre part, ce concept a été utilisé dans les schémas de protection des captages permettant de distinguer la vulnérabilité des sources et des ressources.

Plusieurs méthodes d'évaluation de la vulnérabilité ont été développées en réponse à la grande diversité des contextes hydrogéologiques et socio-économiques dans le monde. Les études de standardisation et de classification de ces méthodes distinguent trois grandes approches, à savoir, les systèmes hiérarchisés, les méthodes paramétrées et les relations analogiques et statistiques.

Les cartes de vulnérabilité constituent des outils indispensables dans les stratégies de sensibilisation et de prise de décision afférente aux domaines de gestion et de protection des ressources en eau. À cet effet, la validation de ces cartes est une étape inéluctable. Elle pourrait être effectuée sur la base de la pollution réelle ou des traceurs chimiques et isotopiques. Néanmoins, ces techniques sont limitées par le cheminement multidirectionnel des polluants ou des traceurs.

L'élaboration des cartes de vulnérabilité est toujours influencée par une certaine subjectivité liée au choix des paramètres, à leur estimation et au modèle de calcul. Cette subjectivité pourrait se traduire par une prépondérance de certains paramètres par rapport aux autres. L'analyse de sensibilité des cartes de vulnérabilité permet d'évaluer cette subjectivité en calculant l'effet relatif de chaque paramètre sur l'indice de vulnérabilité.

Partie II :
Vulnérabilité des aquifères fracturés :
Méthode F-DRASTIC et aspect
dynamique

Chapitre I. Problématique de la vulnérabilité des aquifères fracturés

Introduction

Ce chapitre présente une réflexion préliminaire sur la première problématique traitée dans cette thèse. Il s'agit de la vulnérabilité des aquifères fracturés : quels sont les paramètres à considérer pour son évaluation ? Et éventuellement, existe-t-il une méthode pertinente intégrant tous ces paramètres ?

Les aquifères fracturés peuvent être constitués des roches volcaniques, éruptives ou métamorphiques, comme ils peuvent être constitués des roches sédimentaires généralement calcaires ou dolomitiques. Ces aquifères sont connus par leur grande productivité et faible temps de régénération des eaux par rapport aux aquifères poreux. Cet aspect procure à ce type des aquifères une position privilégiée quant à leur exploitation. Cependant, ces caractéristiques hydrodynamiques témoignent aussi d'une vulnérabilité relativement élevée par rapport aux milieux poreux. En effet, les fractures fonctionnent comme des biphases facilitant l'infiltration rapide des eaux polluées réduisant ainsi, les processus d'atténuation physico-chimiques ou biologiques.

L'effet des fractures se traduit donc par leur perméabilité qui dépend des caractéristiques géométriques de ces structures. Ces dernières peuvent donc être utilisées pour l'évaluation de la vulnérabilité de ce type des aquifères.

I. Paramètres caractéristiques des aquifères fracturés

Les aquifères fracturés regroupent tous les milieux aquifères discontinus par opposition aux milieux poreux continus. En se basant sur les écoulements souterrains, ce type des aquifères caractérise les milieux dont on peut distinguer des surfaces individualisées de cheminement bien déterminées et immuables : les fissures (Feuga et Vaubourg, 1980). Ces milieux présentent une porosité secondaire de fissures en présence ou non d'une porosité primaire dite matricielle.

La *fracturation* a été définie comme la « *Réponse du milieu rocheux, sous la forme de discontinuité, à des champs de contraintes qui se sont manifestées ou se manifestent encore dans la roche* » (Leblanc, 1986). Une *fracture* a été définie comme une « *discontinuité d'origine mécanique ou tectonique apparaissant dans les niveaux structuraux supérieurs de l'écorce terrestre* » (Sawadogo, 1982). Les fractures peuvent se manifester dans les roches sous forme de diaclases, joints, joints stylolitiques, failles, fentes et fractures d'extension.

L'origine de ces structures permet de distinguer des fractures primaires ou précoces, causées par le refroidissement des magmas, et d'autres tardives, causées par des contraintes tectoniques, ayant lieu après la formation des roches.

Les fractures dans une roche peuvent être caractérisées par leurs paramètres géométriques relatifs à l'ouverture, l'espacement, le nombre de familles et la connectivité. D'autres paramètres peuvent être inclus tels que le pendage, la longueur et la rugosité.

Plusieurs auteurs se sont penchés sur l'étude des relations entre les caractéristiques des fractures et l'hydrodynamique des milieux fracturés (Partie I : Chapitre I - Sections I.2 et I.3). Il s'agit des relations entre les paramètres géométriques des fractures et la perméabilité fissurale K_f à saturation telle que la loi cubique (Wittke et Louis, 1968 ; Kiraly, 1978).

Pour les milieux fracturés non saturés, d'autres auteurs ont montré que la perméabilité relative K_r est une fonction de la perméabilité fissurale à saturation K_f et du degré de saturation (Nowamooz et al., 2009 ; Nowamooz, 2010 ; Fourar et Lenormand, 2001).

D'autres études menées sur l'hydrodynamique de ces aquifères ont mis en évidence l'effet prépondérant des grands accidents, tels que les failles, sur la perméabilité des aquifères fracturés (Snow, 1969). En effet, ces structures constituent généralement des axes de drainage qui influencent les écoulements souterrains à une grande échelle.

L'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères fracturés pourrait donc être basée sur ces paramètres géométriques qui caractérisent la perméabilité de ces milieux.

II. Principales méthodes de vulnérabilité des aquifères fracturés

Dans la littérature, peu de méthodes de vulnérabilité des aquifères fracturés ont été développées. À l'exception de la méthode DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003), dédiée spécifiquement aux aquifères fissurés, les autres méthodes sont d'ordre général pouvant être utilisées dans tous les types d'aquifères. Certaines méthodes ont été adaptées à partir des méthodes des milieux poreux telles que DRASTIC modifiée (Boughriba et al., 2010).

- Méthode DISCO

La méthode DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003) a été finalisée pour la protection des captages situés dans les milieux fortement hétérogènes, en présence de circulations fissurales très rapides ($\geq 100\text{m/j}$). Elle se base sur l'évaluation de trois paramètres, à savoir, la discontinuité, la couverture protectrice et le ruissellement. Dans cette méthode, le paramètre discontinuité est évalué en fonction de la vitesse d'infiltration estimée à l'aide des traceurs. Cette technique permet l'évaluation directe de l'effet des fractures sur l'infiltration dans ces aquifères. Cependant, les traceurs ne peuvent pratiquement être utilisés que pour les zones de faible extension géographique. Aussi, le cheminement multidirectionnel des traceurs constitue une limite majeure de cette méthode.

- Méthode ISI

La méthode ISI (MOE, 2001) est une très simple approche indicielle de cartographie de la vulnérabilité. Elle s'articule sur le calcul d'un indice de sensibilité intrinsèque (ISI) pour chaque puits disponible. Cet indice est la somme des épaisseurs des couches géologiques de la zone non saturée, pondérées par un facteur "K". Ce dernier est un paramètre adimensionnel très lié à l'exposant de la perméabilité verticale (tableau II-1).

Tableau II-1 Facteur-K pour le calcul de l'ISI (MOE, 2001)

Matériel Géologique	Facteur-K
-Gravier ; dolomite/calcaire altéré ; Karst ; basalte perméable	1
-Sable	2
-Tourbe (organique) ; sable limoneux ; argile altérée (<5m sous la surface) ; argile compactée, fracturée et agrégée ; roche éruptive et métamorphique fracturée ; schiste altéré	3
-Limon ; loess ; calcaire, dolomite	4
-Till altéré, fracturé ; diamicton (sableux, limoneux) ; diamicton (limoneux, argileux) ; grès	5
-Argile till ; argile (marine non altérée)	8
-Roche éruptive et métamorphique non fracturée	9

Cette méthode a été critiquée pour sa forte dépendance du paramètre "K" relatif à la perméabilité verticale. En effet, cette dernière est variable au sein d'une même classe lithologique. C'est le cas des roches fracturées qui peuvent présenter des valeurs de perméabilité très différentes selon le degré de fracturation. En plus cette méthode ne prend pas en considération l'effet des grands accidents tels que les failles.

La carte de vulnérabilité est produite en interpolant les résultats ponctuels. Cependant, cette interpolation pourrait dissimuler les fractures qui peuvent exister entre les puits (failles).

- Méthode SINTACS

La méthode SINTACS (Civita, 1994) a été développée par adaptation de la méthode DRASTIC aux contextes hydrogéologiques italiens, en gardant les mêmes paramètres. Elle présente un système de pondération variable en fonction de cinq scénarios possibles, à savoir, impact normal, impact sévère, drainage important, terrain très karstifié et terrain fissuré.

Les scénarios “impact normal” et “impact sévère”, sont relatifs aux aquifères constitués par des sédiments non consolidés, localisés dans des aires à sols épais, avec une faible profondeur de la nappe. Les zones relatives au premier scénario correspondent aux régions avec existence ou non de terres cultivées et une utilisation très faible de pesticides, de fertilisants et d’irrigation, et aux périmètres urbains très dispersés. Tandis que les zones relatives au deuxième scénario correspondent aux régions où l’occupation des sols est intensive, avec des terres cultivées à forte utilisation de pesticides, de fertilisants et d’irrigation, aux implantations industrielles et urbaines denses, et aux dépôts de déchets liquides et solides. Le scénario “drainage important à partir d’un réseau superficiel”, correspond aux zones à forte infiltration vers l’aquifère à partir d’un réseau superficiel d’eau. Tandis que, les scénarios “terrain très karstifié” et “terrain fissuré” sont attribués respectivement aux aires caractérisées par une forte karstification et une forte fracturation. Les poids attribués aux différents paramètres dans ces cinq scénarios sont présentés dans le Tableau II-2.

Cette méthode présente une grande difficulté quant au choix du scénario équivalent. En effet, ces scénarios peuvent chevaucher sur une seule zone engendrant une ambiguïté quant au choix des pondérateurs.

Tableau II-2 Poids des paramètres SINTACS dans les différents scénarios (Civita, 1994)

	Impact normal	Impact sévère	Drainage important	Karst	Terrains fissurés
S	5	5	4	2	3
I	4	5	4	5	3
N	5	4	4	1	3
T	4	5	2	3	4
A	3	3	5	5	4
C	3	2	5	5	5
S	2	2	2	5	4

Dans cette méthode, aucun paramètre caractéristique des fractures n’est considéré. En effet, seule la présence ou non des fissures est considérée dans l’affectation des pondérateurs des paramètres, sans aucune caractérisation de ces structures. Par conséquent, l’évaluation de la vulnérabilité des aquifères fissurés en utilisant cette méthode ne permet pas la distinction entre les zones en fonction de leurs degrés de fracturation.

- Méthode PI

La méthode PI (Goldscheider et al., 2000) est une approche basée sur le modèle origine-chemin-cible. La surface de terre est prise comme l'origine, le niveau piézométrique de la nappe aquifère est la cible, et le chemin inclut toutes les couches entre les deux niveaux. La vulnérabilité est évaluée par le produit de deux facteurs : la couverture protectrice “P” et les conditions d’infiltration “I”.

Le facteur “P” décrit la fonction protectrice de toutes les couches de la zone non saturée :

- La terre végétale (topsoil) : la plus active biologiquement des couches de la croûte terrestre. Elle correspond pédologiquement aux horizons A et B du sol ;
- Le sous-sol (subsoil) : sédiments non-lithifiés entre le sol et le substrat (bedrock), constitué souvent des dépôts Quaternaires ;
- Les roches consolidées non-karstiques ;
- La zone non saturée des roches karstiques.

Le facteur “I” décrit les conditions d’infiltration et, en particulier, le degré avec lequel la couche protectrice est traversée suite aux écoulements latéraux superficiels et de subsurface qui pénètrent dans la nappe aquifère karstique par un aven à titre d’exemple.

Le facteur de protection final “ π ”, équivalent au produit des facteurs “P” et “I”, traduit le degré de protectivité ou de vulnérabilité.

Le facteur “P” est calculé selon la méthode GLA modifiée (Hölting et al. 1995). Il se base sur la capacité au champ effective de la terre végétale (topsoil), la distribution de la taille des grains du sous-sol (subsoil), la lithologie, fissures et karstification des roches non-karstiques et karstiques, l’épaisseur de toutes les couches, la recharge annuelle moyenne et la pression artésienne des nappes. Le schéma de calcul comporte un facteur “F” relatif à la fracturation (tableau II-3).

Tableau II-3 Notes du facteur “F” de fracturation : méthode PI (Goldscheider et al., 2000)

Fracturation	F
Non connectée	25,00
Peu connectée	4,00
Modérément connectée, peu karstifiée ou karstification complètement enfouie	1,00
Modérément karstifiée ou karstification principalement enfouie	0,50
Très fracturée/karstifiée et non enfouie	0,30
Epikarst très développé, non enfoui	0,00
Inconnue	1,00

Dans cette méthode les terrains sont caractérisés par l’évaluation qualitative de leur degré de fracturation et de la connexion des fractures avec la nappe d’eau souterraine. Cependant, ce modèle ne permet pas un modèle d’évaluation du degré de fracturation ou de leur connectivité. Par conséquent, la définition des classes de fracturation reste très subjective.

- Méthode UK

La méthode UK (Foster et Adams, 1992) constitue un schéma adopté par le Royaume-Uni. Il consiste à une classification par ordre de lithologie et d'épaisseur, des couches prédominantes au-dessus de la nappe aquifère saturée comme étant le principal indicateur de vulnérabilité de la pollution. Cette méthode se base sur l'évaluation des facteurs relatifs à la perméabilité des couches de la zone non saturée et à la nature des couches du sol décrite par son potentiel d'infiltration. Ainsi, le facteur lié au type de sol est évalué en fonction des propriétés physiques et chimiques du sol (épaisseur, faciès, texture, teneur en carbone organique, durée et cause d'engorgement). Tandis que, le facteur lié aux formations géologique de la ZNS est évalué en fonction de leur perméabilité et nature fracturée ou non (tableau II-4).

Tableau II-4 Matrice des formations géologiques : méthode UK (Foster et Adams, 1992)

Formations géologiques	A	Très perméable dû à/ou avec la possibilité de fracturation significative continue
	B'	Potentiellement fracturé, mais pas très perméable
	B''	Poreux variablement perméable, mais non fracturé
	C	Formation peu perméable

Dans cette méthode seule la présence ou non des fractures est considérée. Par conséquent, elle ne permet pas la distinction entre les terrains de différent degré de fracturation.

- Méthode VULK

La méthode VULK (Jeannin et al., 2001) traduit une conceptualisation physique de la vulnérabilité améliorée par Brouyère et al. et Jeannin et al. en 2001. La vulnérabilité est définie en fonction de trois paramètres relatifs au temps de transfert de contaminants dans la ZNS, au rapport entre les concentrations à la surface et à la nappe contaminée, et au temps durant lequel la concentration dépasse la valeur seuil du contaminant. La valeur de vulnérabilité finale est calculée selon la relation suivante.

$$V = [(-\log(C_{\max}/C_0))^2 + (5 - \log(t_{\text{durée}}))^2 + (2 + \log(t_{\text{entrée}}))^2]^{1/2} \quad \text{II.1}$$

Où : V : Valeur de vulnérabilité ; C_0 : concentration relative de l'infiltration à la surface ; $C_{\max}$: concentration maximale de polluant dans le point évalué ; $t_{\text{durée}}$: temps moyen de durée de concentration de polluant dépassant la valeur seuil (j) ; $t_{\text{entrée}}$: temps moyen de transfert de polluant (j).

Cette méthode spécifique d'ordre général, pourrait être appliquée dans tous les types d'aquifères, indépendamment, de leur nature fracturée ou non. Cependant, elle présente des limites relatives à sa dépendance de la pollution réelle, et ne pourrait être appliquée qu'au niveau des aquifères déjà contaminés.

- Méthode time-input

La méthode Time-Input (Kralik et Keimel, 2003) a été adaptée pour évaluer la vulnérabilité d'eau souterraine, particulièrement, dans les zones montagneuses. L'indice de vulnérabilité est équivalent au produit de deux facteurs relatifs au temps de migration à travers la ZNS "T" et à la recharge des précipitations "R".

Le facteur "T" se base sur l'épaisseur et la conductivité hydraulique de chaque couche de la ZNS. Ce temps calculé pourrait être corrigé par des facteurs relatifs aux formes tectoniques (failles) et aux inclinaisons des plans de stratification. Pour les fractures, seule la taille des failles est considérée pour corriger le temps de migration (tableau II-5).

Tableau II-5 Facteurs de correction des formes tectoniques : méthode Time-Input (Kralik et Keimel, 2003)

Classes	Structures	Facteurs de correction
1	Zones à failles et déformations majeures	20
2	Zones à petites failles	10

Cette méthode ne permet pas un modèle de définition de l'extension géographique des zones d'influence des formes tectoniques. Tandis que, les autres formes de fracturations, telles que les fissures, sont considérées dans la perméabilité verticale des couches géologiques. Cependant, le mode d'évaluation des valeurs de conductivité hydraulique verticale des roches fissurées n'est pas précisé dans cette méthode.

- Méthode DRASTIC modifiée

La méthode DRASTIC a été utilisée pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère fracturé d'Angad au Nord-est du Maroc, en introduisant un indice du réseau de fractures comme huitième paramètre (Boughriba et al., 2010). Cet indice est lié à la distribution des densités de fractures évaluée sur la base des photos aériennes et des cartes géologiques. Cette méthode pourrait constituer une approche pertinente du moment qu'elle permettrait la distinction, au sein d'un même aquifère, entre les zones fracturées et poreuses. Cependant, cette méthode ne présente pas un système d'évaluation des notes attribuées à l'indice du réseau de fractures. Elle ne prend pas en considération les caractéristiques des fissures telles que l'ouverture ou l'espacement ayant un effet considérable sur le transfert des polluants. En plus, l'influence des roches fracturées enfouies n'est pas prise en considération.

Conclusion

La perméabilité des aquifères fracturés dépend des paramètres géométriques des fractures. Ces derniers pourraient être considérés pour l'évaluation de la vulnérabilité de ces milieux. En effet, les méthodes de vulnérabilité des aquifères fracturés recensées dans la littérature intègrent différemment la fracturation. Le tableau II-6 présente les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères fracturés en fonction du mode d'intégration des fractures, ainsi que des limites y afférents.

Tableau II-6 Modes d'intégration des fractures dans l'évaluation de la vulnérabilité

Méthodes	Fracturation		Limites principales
	Facteurs ou paramètres	Évaluation	
DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003)	Vitesse d'infiltration	Quantitative Traceurs	Échelles géographiques Cheminement multidirectionnel
VULK (Jeannin et al., 2001)	Durée de transfert du polluant	Quantitative Contaminants	Absence d'une pollution Échelles géographiques Cheminement multidirectionnel
	Concentration relative du polluant		
ISI (MOE, 2001)	Facteur K lié à la perméabilité verticale	Qualitative Prédéfinie	Distinction entre différents degrés de fracturation Effet des grands accidents
Time-Input (Kralik et Keimel, 2003)	Perméabilité verticale	Qualitative Non définie	Détermination de la perméabilité verticale
	Taille des failles	Qualitative Prédéfinie	Définition de la zone d'influence des failles
SINTACS (Civita, 1994)	Pondérateurs liés au scénario : Terrains fissurés	Qualitative Prédéfinie	Chevauchement des scénarios Distinction entre différents degrés de fracturation Effet des grands accidents
UK (Foster et Adams, 1992)	Présence ou non des fractures	Qualitative Prédéfinie	Distinction entre différents degrés de fracturation Effet des grands accidents
PI (Goldscheider et al., 2000)	Facteur de fracturation F	Qualitative Prédéfinie	Subjectivité de l'évaluation qualitative du degré de fracturation
DRASTIC modifiée (Boughriba et al., 2010)	Densité du réseau de fractures	Qualitative Non définie	Effet de l'ouverture des fractures Roches fracturées enfouies

Ainsi, sont distinguées les méthodes DISCO et VULK qui permettent de mesurer indirectement l'effet des fractures en se basant sur les concentrations et/ou les temps de transfert des polluants ou des traceurs. Néanmoins, le cheminement multidirectionnel des traceurs ou des contaminants constitue une limite majeure de ces méthodes. D'autre part, la mise en œuvre de ces méthodes est limitée par l'extension géographique pouvant être couverte par ces techniques.

La méthode ISI intègre l'effet des fractures en utilisant un facteur lié à la perméabilité verticale. C'est aussi le cas de la méthode Time-Input qui utilise, en plus, l'effet de la taille des failles. Les valeurs de perméabilité sont, cependant, affectées en fonction d'une classification qualitative, indépendamment des caractéristiques géométriques des fractures ou des failles.

Les méthodes SINTACS et UK se basent seulement sur une classification qualitative en fonction de la présence ou non des fractures. La méthode PI se base sur une classification qualitative du degré de fracturation. Cependant, cette évaluation reste très subjective et ne permet pas la distinction entre les milieux de différents degrés de fracturation.

La méthode DRASTIC modifiée, présentée dans cette section, se base sur une évaluation qualitative de la densité du réseau de fractures. Néanmoins, cette évaluation reste très subjective puisqu'elle n'a pas été assortie d'une base de classification de cet indice.

Chapitre II. Problématique de la dynamique de la vulnérabilité

Introduction

Ce chapitre présente la deuxième problématique, d'ordre conceptuel, qui consiste à la variabilité temporelle de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Nous montrons à travers la revue de la littérature internationale, quelle était la perception de l'échelle temps dans les concepts, définitions et méthodes existants.

Le concept fondateur, ainsi que les différentes définitions de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution, proposées dans la littérature pourrait révéler une définition statique de la vulnérabilité, au moins à l'échelle du temps humain. Cette considération permet l'utilisation des cartes de vulnérabilité à des fins de gestion et de protection des ressources en eau souterraines. En effet, l'échelle de temps de validité d'une carte de vulnérabilité devrait être suffisamment grande en fonction des conséquences des décisions qui peuvent être prises sur sa base.

Cependant, les paramètres d'évaluation de la vulnérabilité sont plus ou moins variables dans le temps, pouvant engendrer des variations temporelles de la vulnérabilité. Ces dernières peuvent compromettre l'usage de ces cartes comme outil d'aide à la décision. Pour palier à cette limite, certains auteurs ont proposé l'utilisation des cartes de vulnérabilité élaborées pour des conditions climatologiques extrêmes représentant le cas le plus défavorable.

I. Perception de l'échelle temps dans l'évaluation de la vulnérabilité

Le concept fondateur de la vulnérabilité, tel qu'il a été défini par Margat (1968), n'implique aucune référence à l'échelle "temps", et pourrait de ce fait, attribuer une définition statique à la vulnérabilité. Cette définition a été confirmée par Margat et Suaï-Parascandola (1987) qui ont considéré « *la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines aux risques de pollution, d'abord conçue comme un moyen pour représenter un état général, ne peut procurer qu'une quantité limitée d'informations statiques, numériques sur les facteurs de protection naturelle des eaux souterraines contre les attaques potentielles* ». Cette idée a été consolidée par la définition proposée par Vrba (1991), qui a considéré la vulnérabilité intrinsèque comme une propriété invariante à l'échelle humaine. Néanmoins, les systèmes aquifères sont en perpétuelle évolution, et ne peuvent de ce fait, présenter les mêmes degrés de protection naturelle contre la pollution au cours du temps. En effet, la vulnérabilité, définie comme le degré auquel un système subit un préjudice, en raison de l'exposition aux facteurs de stress, est dynamique (Turner et al., 2003).

Dans toutes les approches d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères à la pollution, les paramètres de base sont plus ou moins variables en fonction du temps. On peut citer à ce sujet, des paramètres dont les variations significatives ne peuvent être ressenties qu'à des échelles de temps géologiques tels que les paramètres topographiques et pédologiques. Ces paramètres peuvent être considérés statiques à l'échelle de la vie humaine. Or, d'autres paramètres ont des échelles de variations significatives d'ordre journalier, mensuel ou annuel, telles que les précipitations, la recharge et la profondeur des nappes. Par conséquent, ces paramètres ne peuvent être considérés statiques, mettant en question la variabilité temporelle de la vulnérabilité.

Dans la littérature, cette problématique a été abordée implicitement, en se basant sur la considération des valeurs moyennes de ces paramètres. Par conséquent, l'évaluation de la vulnérabilité sur cette base, pourrait induire des écarts plus ou moins significatifs par rapport à la réalité. En revanche, les considérations des conditions les plus défavorables, utilisant les valeurs extrêmes des paramètres dynamiques, pour l'évaluation de la vulnérabilité, ont été envisagées. Ainsi, l'approche européenne introduit un facteur du régime de précipitation relatif à la quantité, fréquence durée et intensité des événements extrêmes (Vias et al., 2002). Elle inclut également, un sous-facteur "temporal variability", relatif à la fréquence et durée de l'activité des averses, comme indicateur des fortes fluctuations des nappes phréatiques des zones karstiques. D'autres auteurs ont proposé l'élaboration des cartes de vulnérabilité des saisons sèche, humide et moyenne pour représenter les conditions hydrologiques variables des zones méditerranéennes (Yildirim et Topkaya, 2007). Ces approches pourraient constituer une alternative importante de la dynamique de la vulnérabilité, vu qu'elle se base sur les conditions extrêmes. Elles se trouvent cependant, limitées par la complexité des relations entre les différents paramètres dynamiques, tels que celles relatives à la recharge-profondeur des nappes. En effet, les réponses des niveaux piézométriques aux précipitations accusent toujours un déphasage, ce qui se traduirait par une ambiguïté de définition des cas extrêmes. En plus, les fluctuations des niveaux piézométriques peuvent être aussi liées aux facteurs anthropiques tels que la surexploitation des nappes ou la mise en irrigation.

Ces approches ne prennent donc pas en compte la problématique de l'échelle "temps" dans sa globalité, vu qu'elles n'ont pas été fondées sur des études statistiques de la dynamique de la vulnérabilité. En effet, peu d'études ont été menées pour quantifier les changements de vulnérabilité sous des conditions environnementales différentes (Luers et al, 2003).

II. Variabilité temporelle des paramètres de vulnérabilité

Les méthodes de vulnérabilité se basent sur des paramètres plus ou moins variables dans le temps. Les variations de ces paramètres dépendent de plusieurs facteurs naturels et/ou anthropiques. S'il est possible d'admettre une certaine approximation de l'échelle de variation de quelques paramètres sous l'effet des phénomènes naturels, celle due aux activités anthropiques est par contre, très difficile à approcher (tableau II-7).

Tableau II-7 Processus et échelles approximatives de variations des principaux paramètres de vulnérabilité intrinsèque

Paramètres	Processus	Echelle de variation	Paramètres pouvant être influencés
Précipitations annuelles	Climatologie (périodicité de sécheresse, changements climatiques...)	Interannuelle	Profondeur de la nappe (généralement en déphasage)
Recharge annuelle	Climatologie (périodicité de sécheresse, changements climatiques...) Anthropique (irrigation, recharge artificielle, rejet des eaux usées...)	Interannuelle -----	
Profondeur de la nappe	Climatologie (périodicité de sécheresse) Anthropique (surexploitation, réseaux de drainage, irrigation...)	Interannuelle -----	Temps de transit (ZNS) Lithologie de la ZS Lithologie de la ZNS Perméabilité de l'aquifère
Sol	Pédogenèse, érosion ... Anthropique (battance, décapage, imperméabilisation...)	>Milliers d'années -----	Recharge Temps de transit (ZNS)
Topographie (Pente)	Géomorphologie (tectonique, érosion-sédimentation...) Anthropique (reprofilage des zones agricoles...)	Temps géologiques -----	Recharge Sol

Les paramètres liés aux précipitations, à la recharge et à la profondeur de la nappe sont dynamiques. Leurs variations peuvent être significatives entre deux années successives et devraient de ce fait être considérées dynamiques. Ces paramètres sont utilisés dans la plupart des méthodes de vulnérabilité, pouvant ainsi, engendrer des variations de vulnérabilité d'une année à l'autre. En plus, la variation temporelle de la profondeur de la nappe influence le "temps de transit" dans la zone non saturée, utilisé dans plusieurs méthodes. Certaines méthodes se basent sur la perméabilité et la lithologie des zones saturées et non saturées des aquifères. Ces paramètres peuvent varier dans le temps en fonction des fluctuations du niveau piézométrique dans le cas des aquifères de grande hétérogénéité verticale des faciès.

Les paramètres liés au sol et à la topographie sont par contre variables sur de très grandes échelles de temps. Ils peuvent ainsi être considérés statiques à moins qu'une activité anthropique ne soit mise en cause. Dans ce cas, ces perturbations peuvent accélérer les variations temporelles de ces paramètres qui deviennent dès lors dynamiques. À ce titre, on peut citer les modifications causées par décapage des sols pour extraction des sous-sols sableux ou par compaction et imperméabilisation causées par l'urbanisation ou l'installation des zones agricoles.

Conclusion

La cartographie de la vulnérabilité constitue un outil d'aide à la décision relative à l'aménagement du territoire et à la protection des ressources en eau. Cet usage suppose la validité de ces cartes sur une certaine échelle de temps. Néanmoins, les paramètres utilisés pour l'évaluation de la vulnérabilité sont plus ou moins variables au cours du temps, mettant en question l'assertion de la vulnérabilité statique avancée dans la littérature.

Les considérations des moyennes interannuelles des paramètres dynamiques pour l'évaluation de la vulnérabilité pourraient engendrer des écarts plus ou moins importants par rapport à la vulnérabilité réelle. En revanche, l'utilisation des conditions climatologiques extrêmes pourrait constituer une alternative importante. Néanmoins, la complexité des relations entre les paramètres dynamiques pourrait induire une ambiguïté quant à la définition de ces cas extrêmes. En plus, cette approche se trouve limitée par l'effet imprévisible de la variabilité temporelle d'autres facteurs liés aux activités anthropiques telles que l'irrigation et l'exploitation.

Par conséquent, l'étude de la dynamique de la vulnérabilité sous l'effet de la variabilité temporelle des paramètres s'avère d'une grande importance. Elle permettrait le suivi de l'évolution de la vulnérabilité tout en déterminant les facteurs clés suscitant des mesures adéquates de gestion et de protection des ressources en eaux souterraines.

Chapitre III. Approche F-DRASTIC pour l'évaluation de la vulnérabilité des aquifères fracturés

Introduction

Dans le cas général, les aquifères fracturés peuvent être constitués des milieux poreux accidentés, des milieux fissurés accidentés ou non et des aquifères hétérogènes comportant ces deux milieux. Ils sont caractérisés par des phénomènes hydrodynamiques très complexes. La complexité de ces phénomènes devrait être prise en considération lors de l'évaluation de la vulnérabilité de ces milieux.

La définition d'un schéma d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères fracturés devrait mettre en affleurement leurs spécificités par rapport aux aquifères poreux et karstiques. Ces aquifères peuvent être considérés comme un état intermédiaire entre ces deux milieux. En effet, ces milieux permettent des écoulements dans la matrice poreuse avec des cheminements individualisés via les fractures.

La revue des méthodes de vulnérabilité de ces aquifères, présentée dans la partie première de cette thèse, montre plusieurs limites relatives au mode d'intégration des fractures. Généralement, ces méthodes ne permettent qu'une évaluation qualitative en fonction du degré de fracturation ou, tout simplement, de la présence ou non des fractures. Par conséquent, ces méthodes ne permettent pas d'une façon objective, la distinction entre les zones de différents degrés de fracturation.

Dans ce chapitre, nous proposons une méthode d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères fracturés. Cette méthode se base sur un schéma conceptuel du type « cause à effet », permettant de lier la vulnérabilité au fonctionnement hydrodynamique des aquifères fracturés. Dans un premier temps, les paramètres gouvernant l'hydrodynamisme des aquifères fracturés sont comparés à ceux des aquifères poreux supposés de mêmes matrices. Cette comparaison permet de lier la différence entre la vulnérabilité de ces deux milieux aux caractéristiques des fractures. Ainsi, la vulnérabilité des aquifères fracturés pourrait être évaluée par l'adaptation d'une méthode des milieux poreux, telle que la méthode DRASTIC, en introduisant un paramètre reflétant l'effet des fractures.

Le principe de la méthode proposée dans ce travail se base sur l'adaptation de la méthode DRASTIC, en introduisant le degré de fracturation comme huitième paramètre. Cette méthode, baptisée F-DRASTIC, permet d'amplifier la vulnérabilité en fonction des caractéristiques géométriques des fractures. L'évaluation de l'indice de fracturation se base sur un système de classification de l'effet des couches géologiques fissurées, des fissures au sein de ces couches et des accidents.

I. Impact des fractures sur l'hydrodynamisme des aquifères

L'hydrodynamisme des aquifères fracturés, dont les fractures sont colmatées, remplies par les sédiments ou non connectées, est apparenté à celui des aquifères poreux. Dans ce cas les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères poreux pourraient être envisagées. Dans ce qui suit, seuls les aquifères aux fractures ouvertes et interconnectées sont étudiés.

I.1. Cas d'un aquifère fracturé monocouche

La différence entre l'hydrodynamisme des aquifères poreux et ceux fracturés est liée à la perméabilité verticale des fractures de la ZNS et à celle horizontale des fractures de la ZS. Ces dernières sont liées aux caractéristiques géométriques de ces fractures. Ces caractéristiques devraient être prises en considération pour l'évaluation de la vulnérabilité (figure II-1).

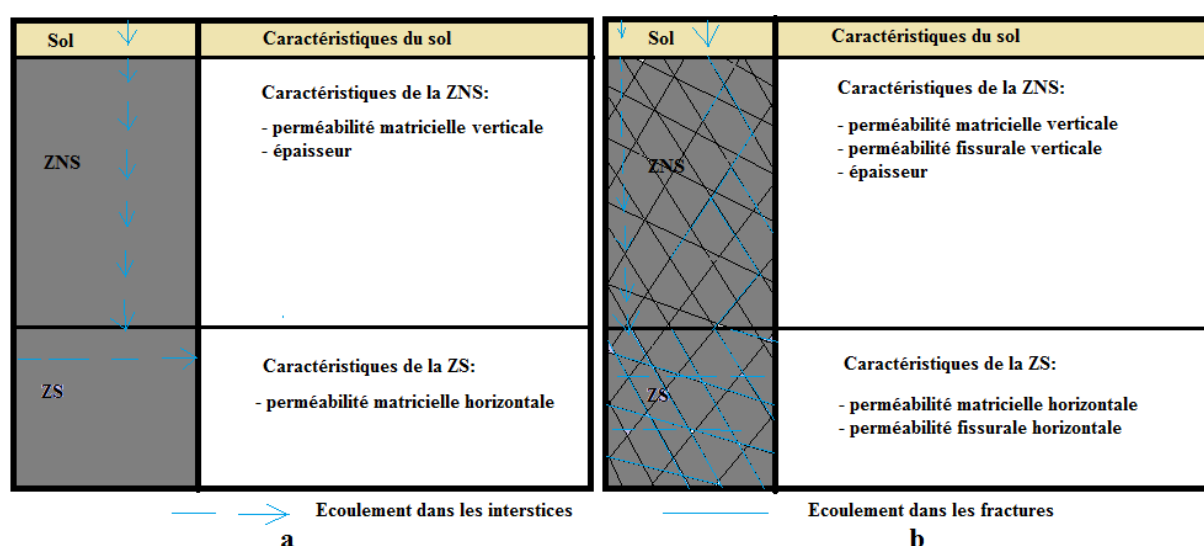


Figure II-1 Paramètres hydrodynamiques de deux aquifères fictifs monocouches de mêmes matrices : **a.** aquifère poreux et **b.** aquifère fracturé.

La partie supérieure, constituée du sol, est commune entre tous les types d'aquifères. Elle pourrait être bien développée et différenciée comme elle pourrait être peu développée ou absente. Les sols constituent une interface active biologiquement entre les eaux de surface et les nappes. Les processus hydrodynamiques dans les sols sont liés à leur épaisseur et perméabilité verticale, laquelle dépend de leur texture, structure et porosité. La prise en considération des processus hydrodynamiques dans les sols pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères fracturés pourrait être effectuée selon les méthodes des aquifères poreux.

La zone non saturée de l'aquifère fracturé se distingue de celle de l'aquifère poreux par la présence d'une infiltration via le réseau des fractures. Cette infiltration est gouvernée par la perméabilité verticale fissurale, laquelle dépend des paramètres géométriques relatifs à la rugosité, l'ouverture, l'espacement, la tortuosité et le nombre de famille de fissure.

De même pour la zone saturée qui se distingue par la présence des circulations fissurales dans le sens horizontal. Cette circulation est définie par la perméabilité fissurale horizontale.

I.2. Cas d'un aquifère fracturé multicouche

La différence entre l'hydrodynamisme des aquifères poreux et ceux hétérogènes présentant des couches géologiques poreuses intercalées avec d'autres fracturées est due à l'épaisseur et à la profondeur d'enfouissement des couches fracturées, à la perméabilité fissurale verticale de la ZNS et à la perméabilité fissurale horizontale de la ZS. Ces perméabilités sont liées aux caractéristiques géométriques des fractures (figure II-2).

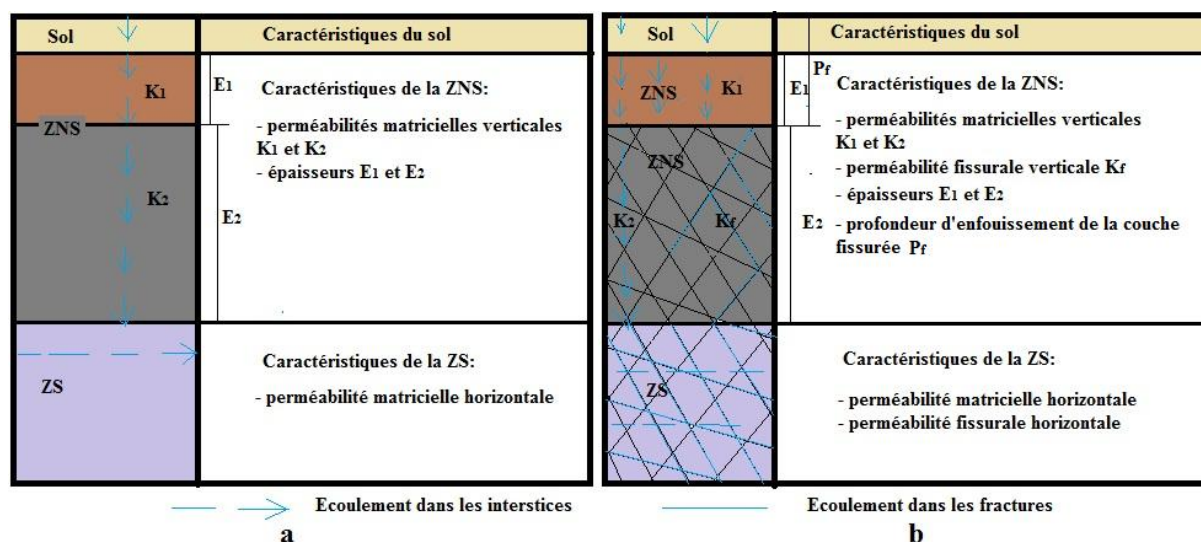


Figure II-2 Paramètres hydrodynamiques de deux aquifères multicouches fictifs de mêmes matrices : **a.** aquifère poreux et **b.** aquifère fracturé.

La zone non saturée de l'aquifère fracturé multicouche se distingue par la succession de plusieurs couches poreuses et fracturées permettant l'infiltration en série via les couches poreuses et fracturées. L'infiltration fissurale est gouvernée par l'épaisseur relative et la perméabilité verticale fissurale des couches fracturées. En plus, la présence des couches fracturées en surface pourrait augmenter les volumes d'infiltration en stockant provisoirement les eaux pluviales dans leurs réseaux de fractures, pour être infiltrées, par la suite, via les couches poreuses sous-jacentes. Ce phénomène devrait être pris en compte en considérant la profondeur d'enfouissement de la première couche fracturée de la zone non saturée.

De même pour la zone saturée multicouche qui se distingue par la présence des circulations horizontales en parallèle via les couches poreuses et fracturées. Cette circulation est contrôlée par les épaisseurs et perméabilités horizontales respectives des couches poreuses et fracturées.

I.3. Cas des grands accidents

Les grands accidents désignent les fractures de grande extension pouvant concerner plusieurs couches géologiques telles que les failles. Ils peuvent être en affleurement ou enfouis sous des sédiments généralement, quaternaires. Comme les fissures, ces structures sont caractérisées par leur ouverture et rugosité qui influencent l'hydrodynamisme de leurs zones adjacentes. En plus, ces structures sont caractérisées par leur pendage, permettant de distinguer deux compartiments l'un en dessous et l'autre en dessus de l'accident (figure II-3).

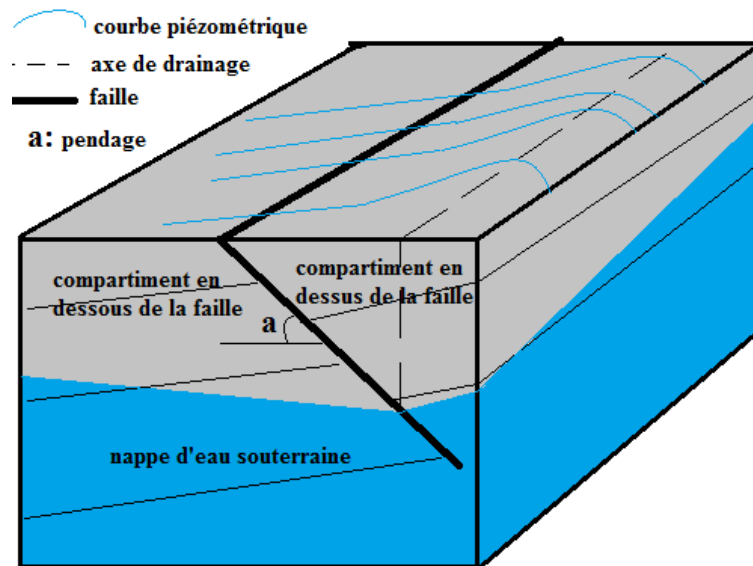


Figure II-3 Effet du pendage d'une faille sur l'hydrodynamisme d'un aquifère

Le pendage permet de distinguer un compartiment au-dessus des accidents, dans lequel l'eau infiltrée de la surface va rejoindre ces structures, accélérant ainsi, sa vitesse d'infiltration. Cet effet serait donc plus faible au niveau de l'autre compartiment au-dessous des accidents.

L'effet des grands accidents, telles que les failles, est souvent manifesté sur les cartes piézométriques des milieux plus ou moins homogènes sous forme d'axe de drainage, pouvant définir une zone d'influence (figure II-4.a).

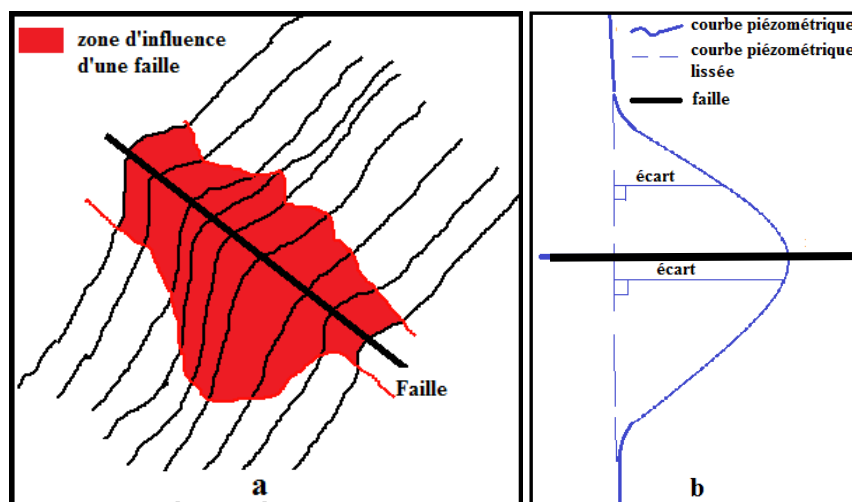


Figure II-4 Effet d'une faille sur l'hydrodynamisme d'un aquifère :
a. zone d'influence et b. degré d'influence

Le degré d'influence des grands accidents sur l'hydrodynamisme d'un aquifère est lié à leur ouverture et rugosité moyennes. Il pourrait être défini en fonction de l'écart résultant du lissage des courbes piézométriques au niveau de l'axe de drainage (figure II-4.b). Cet écart diminue en s'éloignant des axes de drainages liés à ces structures jusqu'à la limite de leur zone d'influence où il tend vers une valeur nulle.

II. Adaptation de la méthode F-DRASTIC

Le schéma conceptuel d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères fracturés, présenté dans ce travail, est basé sur les considérations suivantes :

- L'origine de la pollution est la surface du sol ;
- La migration de la pollution est verticale depuis la surface du sol jusqu'à la nappe ;
- Le polluant est conservatif : sa vitesse de migration est équivalente à celle de l'eau.

La comparaison des facteurs déterminants dans les processus hydrodynamiques entre deux aquifères fictifs de même composition matricielle, l'un poreux et l'autre fracturé permet de lier théoriquement la vulnérabilité intrinsèque des deux milieux par la relation suivante :

$$Iv_f - Iv_p = F(\text{fractures}) \quad \text{II.2}$$

Où : Iv_f et Iv_p : indices de vulnérabilité des aquifères fracturés et poreux ;
 $F(\text{fractures})$: facteur lié aux caractéristiques des fractures.

Cette relation permet d'évaluer la vulnérabilité d'un aquifère fracturé par l'adaptation d'une méthode des aquifères poreux, en introduisant un paramètre représentant l'effet des fractures.

La conception de ce paramètre devrait donc, prendre en considération les facteurs décrits dans la section précédente, à savoir :

- La perméabilité verticale des fractures de la ZNS ;
- L'épaisseur des couches géologiques fracturées de la ZNS ;
- La profondeur d'enfouissement des couches géologiques fracturées de la ZNS ;
- La perméabilité horizontale des fractures de la ZS ; et
- L'ouverture, le pendage, l'espacement et la distance d'éloignement des grands accidents.

Dans ce travail, nous proposons l'adaptation de la méthode DRASTIC, largement utilisée à travers le monde. Elle présente l'avantage de simplicité d'usage et d'évaluation des effets de chacun de ses paramètres. Cette méthode de vulnérabilité est considérée spécifique aux aquifères poreux et calcaires (Martinez Navarrete et al, 2008). Cependant, l'évaluation des paramètres relatifs à la lithologie des zones non saturées et saturées se base sur les roches sédimentaires, éruptives, volcaniques et métamorphiques.

Cette méthode a été utilisée, pour évaluer la vulnérabilité de l'aquifère fracturé d'Angad au Nord-est du Maroc, tout en affectant un coefficient du réseau de fracturation (Boughriba et al., 2010). Ce coefficient est évalué sur la base des cartes géologiques et des photos aériennes. Dans cette méthode, les accidents et les roches fissurées enfouis, ainsi que les paramètres géométriques des fractures n'ont pas été pris en considération.

II.1. Principe de la méthode F-DRASTIC

La méthode DRASTIC est basée sur l'évaluation d'un indice de vulnérabilité équivalent à la somme pondérée de sept paramètres relatifs à la recharge (R), le sol (S), la lithologie de la zone non saturée (I) et de la zone saturée (A) et la conductivité hydraulique (C) de la nappe. La vulnérabilité est d'autant plus importante que l'indice (ID) calculé soit élevé. Cette méthode se base sur un système de classification et de pondération de chaque paramètre en fonction de son impact sur la vulnérabilité (Partie I : Chapitre II- Section II.2.3).

L'adaptation de la méthode DRASTIC, pour l'évaluation de la vulnérabilité des aquifères fracturés, devrait faire surgir l'impact considérable des fractures sur la vulnérabilité. Cet impact devrait être restreint sur les zones fracturées des aquifères hétérogènes. Cette adaptation pourrait être faite de deux manières :

- En considérant l'effet des fractures dans l'estimation des paramètres y afférents ;
- En considérant l'effet des fractures comme huitième paramètre.

Dans le premier cas, le degré de fracturation devrait être considéré dans l'estimation des paramètres y afférents, tels que la Recharge nette, l'Infiltration et l'Aquifère. La recharge nette d'un aquifère est le volume d'eau qui s'infiltré à travers le sol et la zone non saturée pour atteindre les eaux souterraines. Le degré de fracturation pourrait donc être considéré dans l'estimation de ce paramètre, ce qui n'est pas le cas pour les paramètres relatifs à la nature lithologique de la zone non saturée et de la zone saturée de l'aquifère qui ne tiennent pas compte du degré de fracturation des roches. Cette démarche est limitée par la redondance de l'effet de l'indice de fracturation qui pourrait engendrer une surestimation de ce facteur dans l'évaluation de la vulnérabilité.

En revanche, l'introduction du degré de fracturation comme huitième paramètre permettra la substitution de l'effet des fractures qui devrait être réparti sur les trois paramètres précités.

Dans notre travail, nous proposons l'introduction d'un nouveau paramètre, appelé indice de fracturation "F", selon la relation suivante :

$$IV = ID + F_r \times F_w \quad \text{II.3}$$

Où : IV : indice de vulnérabilité ; ID : indice DRASTIC ; F_r et F_w : note et poids de l'indice de fracturation.

Le poids de l'indice de fracturation est pris égal à 5, vu l'importance de son influence dans les mécanismes de transfert de polluants de la surface du sol vers les eaux souterraines. Les notes de cet indice varient entre 0 pour les zones non fracturées et 10 pour les zones très fracturées. Ainsi, la valeur de l'indice de vulnérabilité "IV" sera comprise entre 23 et 280, avec un poids réel de l'indice de fracturation compris entre 0 et 68,5%. La classification de l'indice de vulnérabilité correspond à celle utilisée dans la méthode DRASTIC. Les sept paramètres DRASTIC sont évalués et classifiés selon le modèle classique. Quant à l'indice de fracturation, nous présentons dans la section suivante, un système d'évaluation et de classification.

II.2. Indice de Fracturation (F)

L'indice de fracturation caractérise toutes les fractures affectant les couches géologiques de la zone non saturée. Pour la zone saturée, l'effet des fractures est déjà pris en considération par la méthode DRASTIC dans l'évaluation du paramètre de la conductivité hydraulique (C).

Cet indice devrait être évalué en considérant l'effet des grands accidents et des couches géologiques fissurées sur la perméabilité relative verticale dans la zone non saturée. Cette dernière est variable, en fonction du degré de saturation et des paramètres intrinsèques de chaque couche géologique, ce qui rend problématique sa caractérisation par un indice.

Pour les couches géologiques fissurées, nous approchons cette problématique, en se basant sur deux facteurs relatifs aux roches fissurées de la ZNS et à la géométrie des accidents. Le facteur "Roches fissurées" est lié à la géométrie des couches géologiques fissurées dans la ZNS et à la géométrie des fissures au sein de ces roches (figure II-5).

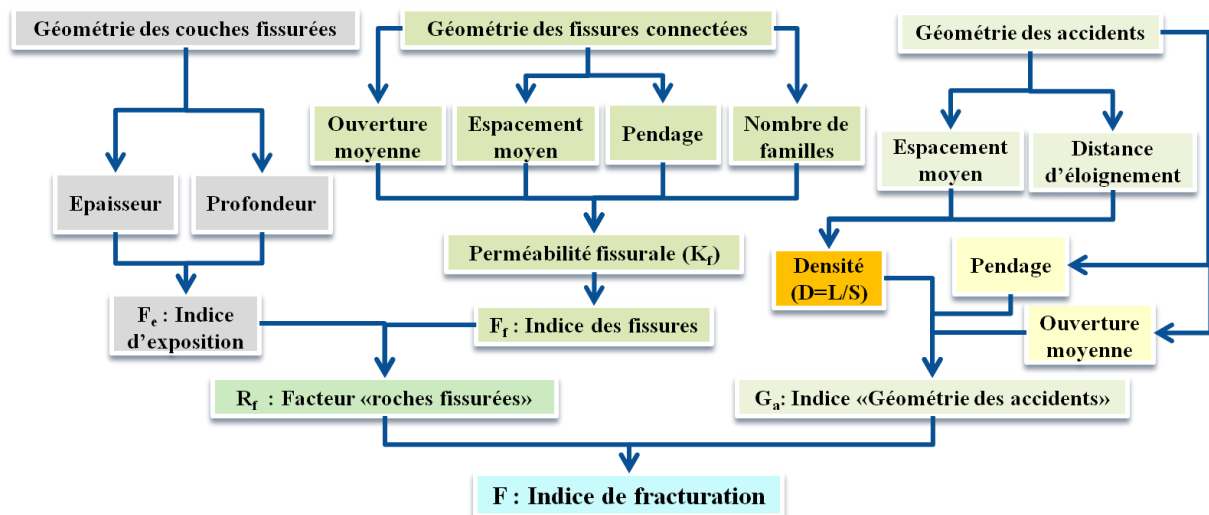


Figure II-5 Schéma d'évaluation de l'indice de fracturation

II.2.1. Facteur "Roches fissurées"

❖ Géométrie des couches géologiques fissurées

La géométrie des couches géologiques fissurées permet de définir un indice d'exposition des couches fracturées (F_e) par rapport à la zone non saturée, lié à leur épaisseur cumulée ΣE_f et profondeur d'enfouissement " P_f " (figure II-6.a).

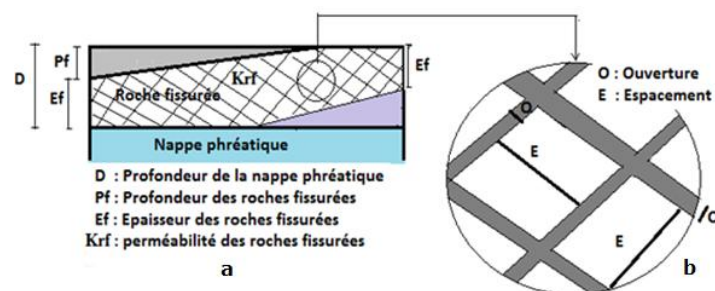


Figure II-6 Schéma simplifié de la géométrie de : **a.** couche géologique fissurée et **b.** fissures.

La classification de cet indice pourrait être équivalente à la somme pondérée des deux facteurs “ ΣE_f ” et “ P_f ”. Les pondérateurs peuvent être déterminés sur la base des tests de sensibilité. Dans cette étude, cet indice est pris égal à la somme de ces deux facteurs (tableau II-8).

Tableau II-8 Notes de l'épaisseur et de la profondeur des couches géologiques fissurées

Profondeur d'enfouissement P_f (m)	>90	60	30	10	3	<3
Épaisseur ΣE_f (m)	0	10	30	60	90	>90
Note	0	1	2	3	4	5

❖ Géométrie des fissures

La géométrie des fissures est définie sur la base de leur ouverture moyenne, espacement moyen, pendage et nombre de familles (figure II-6.b). Ces éléments peuvent définir la perméabilité des fissures d'une roche selon la relation I.12 de Wittke et Louis (1968).

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour évaluer la géométrie des fissures au sein des couches géologiques. Certaines méthodes se basent sur le traitement des photos des fronts de taille (Quiblier, 1978 ; Hudson et Priest, 1979), d'autres méthodes se basent sur l'étude des sondages carottés (Deere, 1963 ; Hansagi, 1974).

Nous définissons un indice lié à la géométrie des fissures (F_f) en fonction de la perméabilité verticale des fissures K_f . La classification de cet indice est effectuée en se basant sur l'intervalle de variation des perméabilités des roches fissurées entre une valeur minimale de 10^{-14} m/s et une valeur maximale de 10^{-4} m/s (Freeze et Cherry, 1979). Nous avons considéré un pas logarithmique pour la classification de la perméabilité fissurale (tableau II-9).

Tableau II-9 Notes de l'indice des fissures F_f

K_f (m/s)	0	$\leq 10^{-13}$	10^{-12}	10^{-11}	10^{-10}	10^{-9}	10^{-8}	10^{-7}	10^{-6}	10^{-5}	$\geq 10^{-4}$
Note F_f	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

❖ Classification du facteur “Roches fissurées”

Les deux indices F_e et F_f qualifient les couches géologiques fissurées, et peuvent donc être considérés dans un seul facteur R_f . La classification de ce facteur est équivalente à la somme pondérée des deux indices précités. Les pondérateurs peuvent être déterminés sur la base des tests de sensibilité. Le tableau II-10 présente la classification utilisée dans ce travail.

Tableau II-10 Classification du facteur “Roches fissurées” R_f

$F_f + F_e$	0	1-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12	13-14	15-16	17-18	19-20
Note R_f	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

Dans le cas des roches fracturées très altérées, ne permettant pas la détermination des caractéristiques géométriques des fractures, seul le paramètre lié à la géométrie des couches géologiques fissurées est considéré ($R_f = F_e$).

II.2.2. Indice de la “Géométrie des accidents”

Pour chaque point de la surface du sol, nous définissons un indice lié à la géométrie des accidents (G_a), en fonction de la distance d'éloignement de ce point par rapport aux plans des accidents, des espacements entre ces accidents au voisinage de ce point et de leur ouverture moyenne.

Dans le cas des accidents verticaux ou subverticaux, la densité, en longueurs cumulées par rapport à la surface permet l'évaluation des distances d'éloignement et des espacements entre ces structures. En effet, L'outil “Densité de lignes” de l'analyse spatiale permet de calculer les densités dans le voisinage de chaque cellule d'un raster en sortie (ArcGis 9.3). La densité est calculée en unités de longueur par unités de surface, en se basant sur un cercle tracé autour du centre de chaque cellule. Les longueurs cumulées des lignes faisant partie du cercle sont divisées par la superficie de ce dernier (figure II-7).

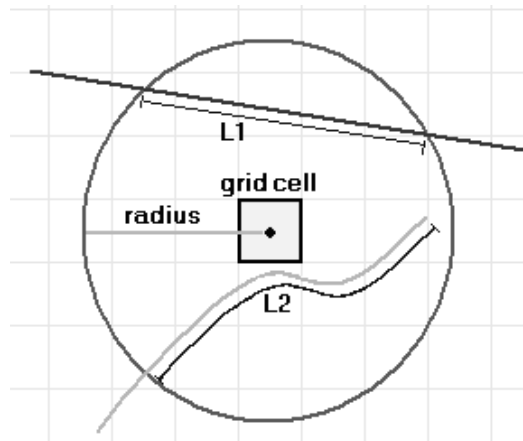


Figure II-7 Schéma simplifié du calcul de la densité de lignes pour une cellule du raster (ArcGis 9.3).

La densité de lignes est calculée selon la relation suivante :

$$D = \frac{(V1 \times L1) + (V2 \times L2)}{S} \quad \text{II.4}$$

Où : D : densité de lignes ; L1 et L2 : longueurs des lignes comprises dans le cercle ; V1 et V2 : valeurs du champ population ; S : superficie du cercle.

En définissant la valeur “Aucun” pour le champ “population”, les valeurs V1 et V2 seront considérées égales à 1.

Pour les accidents inclinés, le sens et l'angle du pendage devraient être pris en compte pour distinguer entre les compartiments en dessus et en dessous de ces structures (figure II-8).

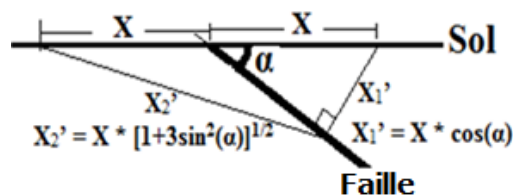


Figure II-8 Schéma simplifié de la distance d'éloignement d'un accident incliné.

Les distances d'éloignement des accidents seront calculées dans ce cas par rapport aux plans de ces structures selon les relations suivantes :

$$X_1' = X \times \cos(\alpha) \quad \text{dans le sens du pendage} \quad \text{II.5}$$

$$X_2' = X \times \sqrt{1+3 \times \sin^2(\alpha)} \quad \text{dans le sens opposé du pendage} \quad \text{II.6}$$

Où : X_1' et X_2' : distances par rapport au plan d'un accident ; X : distance à la surface du sol ; α : angle de pendage de l'accident.

La densité sera approchée selon les relations suivantes

$$D_1' = \frac{D}{\cos(\alpha)} \quad \text{dans le sens du pendage} \quad \text{II.7}$$

$$D_2' = \frac{D}{\sqrt{1+3 \times \sin^2(\alpha)}} \quad \text{dans le sens opposé du pendage} \quad \text{II.8}$$

Où : D_1' et D_2' : densités de l'accident incliné ; D : densité de l'accident à la surface du sol ; α : angle de pendage de l'accident.

L'effet de l'ouverture moyenne des accidents pourrait être évalué sur la carte piézométrique en fonction des écarts résultant des axes de drainage de la nappe. Théoriquement, plus l'ouverture moyenne est grande, plus cet écart est grand. Cependant, ces axes de drainage peuvent être perturbés par l'hétérogénéité des aquifères ou par d'autres flux d'eaux souterraines telles que les rabattements par surexploitation ou les relations oued-nappes. Dans ce cas, l'ouverture moyenne des accidents est considérée comme facteur de correction, selon les relations suivantes.

$$D_1'' = \frac{-2 \times D_1'}{\text{Log}(OM)} \quad \text{dans le sens du pendage} \quad \text{II.9}$$

$$D_2'' = \frac{-2 \times D_2'}{\text{Log}(OM)} \quad \text{dans le sens opposé du pendage} \quad \text{II.10}$$

Où : D_1'' et D_2'' : densités corrigées par l'ouverture ; D_1' et D_2' : densités corrigées par la pente ; OM : ouverture moyenne des accidents (m).

Dans le cas des accidents enfouis sous les sédiments, ne permettant pas la mesure de leurs ouvertures moyennes, cette correction ne serait pas prise en considération.

La zone d'influence des accidents pourrait être définie par les axes de drainage sur les cartes piézométriques. Cependant, ces axes peuvent n'être pas bien définis dans le cas des aquifères très hétérogènes ou des aquifères surexploités. Dans ce cas, une zone d'influence devrait être imposée pour chaque accident sous forme de bande délimitant ces structures. Au-delà de cette dernière, l'effet de l'accident serait négligeable. Cette distance correspond au rayon du cercle de recherche utilisé dans l'outil "Densité de lignes" (ArcGis 9.3).

Nous considérons dans ce travail, une distance d'éloignement maximale de début d'impact des accidents de 1,12 km. Au-delà de cette distance l'effet de cet accident serait négligeable. La densité ainsi, calculée est classifiée selon le tableau II-11.

Tableau II-11 Classification de l'indice de la "géométrie des accidents" G_a

Densité (L/S)	0	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1	$\geq 1,1$
Note G_a	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

II.2.3. Évaluation de l'indice de fracturation (F)

Les notes de l'indice de fracturation sont équivalentes aux sommes pondérées des notes des deux indices liés au facteur " R_f " (géométrie des couches fracturées " G_c " et des fractures " G_f ") et " G_a " (géométrie des accidents). La détermination des pondérateurs pourrait être effectuée sur la base des tests de sensibilité.

Le tableau II-12 présente la classification de l'indice de fracturation utilisée dans ce travail. Les valeurs nulles de ces deux indices qualifient les zones non affectées par les fractures ni par les accidents.

Tableau II-12 Classification de l'Indice de fracturation (F)

$R_f + G_a$	0	1-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12	13-14	15-16	17-18	19-20
Note F	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

Conclusion

Les aquifères fracturés sont caractérisés par des cheminements individualisés des eaux via le réseau de fractures. Les paramètres déterminants dans ce processus sont liés à la géométrie de ces structures, à savoir, l'ouverture, l'espacement et le nombre de famille de fissures. En plus, les accidents agissent sur l'hydrodynamisme en définissant des axes de drainages, permettant l'évaluation des effets de ces structures. Ces effets dépendent des caractéristiques géométriques relatives à l'ouverture, l'espacement, le pendage et la distance d'éloignement de ces structures. Ces paramètres pourraient être utilisés pour qualifier la vulnérabilité des aquifères fracturés en adaptant une méthode de vulnérabilité des aquifères poreux. Ainsi, la méthode F-DRASTIC proposée dans ce chapitre permet d'approcher la problématique de la vulnérabilité des aquifères fracturés en introduisant un indice de fracturation comme huitième paramètre.

Le schéma d'évaluation de cet indice est basé sur l'estimation de deux facteurs relatifs aux roches fissurées et aux accidents. Le facteur "roches fissurées" dépend de la profondeur et de l'épaisseur des couches géologiques fissurées et de leur perméabilité fissurale calculée en fonction des paramètres géométriques des fissures. Le facteur accidents est évalué sur la base des paramètres géométriques des accidents. Le système de classification de l'indice de fracturation pourrait être amélioré sur la base des tests de sensibilité permettant d'estimer les pondérateurs de chaque facteur de base.

Partie III :
Applications aux aquifères d'Angad
et de Bou-Areg (Nord-Est du Maroc)

Chapitre II. Vulnérabilité de l'aquifère fracturé d'Angad

Introduction

Ce chapitre présente une application de la méthode F-DRASTIC à l'aquifère fracturé d'Angad au Nord-est du Maroc. Cet aquifère est constitué d'un bassin de subsidence encadré par un système en graben. Les faciès très hétérogènes de cet aquifère caractérisé par la présence des roches volcaniques fissurées et des failles très profondes ont été les principaux critères du choix de cette zone d'étude.

L'objectif principal de cette application consiste à évaluer l'effet de l'introduction de l'indice de fracturation sur l'évaluation de la vulnérabilité de cet aquifère. À cet effet, la comparaison des cartes DRASTIC et F-DRASTIC en termes des superficies respectives de chaque classe de vulnérabilité ont été effectuées. Les analyses de sensibilité des deux cartes sont comparées afin de mettre en évidence l'effet de l'indice de fracturation sur la vulnérabilité de cet aquifère. Les teneurs en nitrates ont été utilisées pour la validation des résultats.

La réponse de la vulnérabilité DRASTIC et F-DRASTIC de cet aquifère aux variations des paramètres dynamiques, a été étudiée dans la deuxième partie de ce chapitre. Pour atteindre cet objectif, la méthodologie suivie consiste en l'étude comparative des cartes de vulnérabilité de trois années différentes : 1995, 2000 et 2004. L'analyse de l'effet de chaque paramètre dynamique sur la variabilité temporelle de la vulnérabilité est effectuée, en comparant les poids réels de chaque paramètre de vulnérabilité sur les trois années d'étude. L'analyse de sensibilité par enlèvement de paramètre a été effectuée sur les variations de la vulnérabilité en fonction des variations des paramètres dynamiques. Le suivi de cette analyse sur les années d'étude permet de déterminer le ou les paramètres prépondérants dans la dynamique de la vulnérabilité de cet aquifère.

I. Présentation de la zone d'étude

La nappe phréatique d'Angad est située au Nord-est du Maroc près des frontières algéro-marocaines. Elle est limitée au Nord par la chaîne de Beni Snassen oriental (jbel Arze). À l'Ouest, les jbel Megrez et Harraza la séparent de la plaine de Bou-Houria. Au Sud, elle est limitée par le relief de Jbel Hamra. Et à l'Est, elle est en continuité hydrogéologique avec la plaine de Marnia en Algérie (figure III-1).

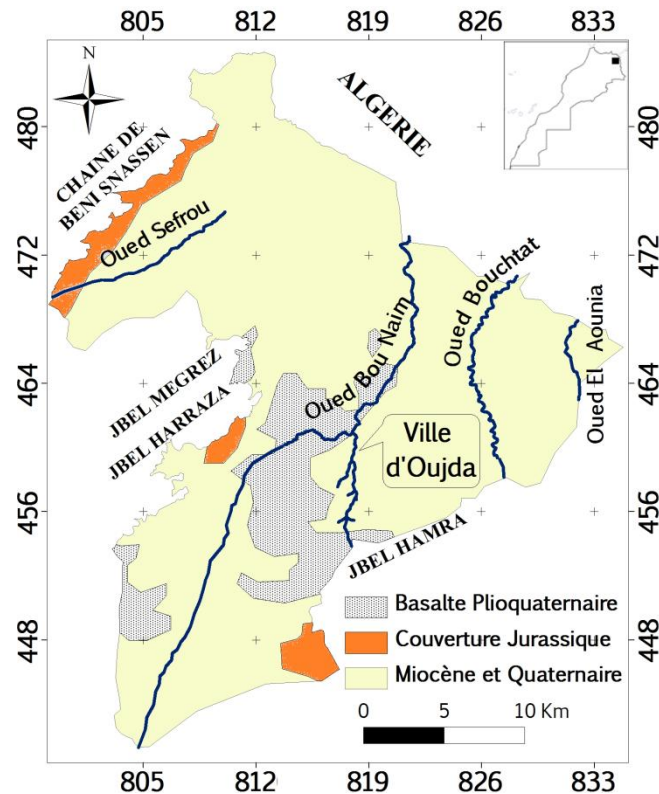


Figure III-1 Carte géologique simplifiée de la nappe phréatique d'Angad
(Coordonnées : Lambert Nord Maroc)

Cette zone peut être classée dans le domaine du climat continental semi-aride à été sec et hiver tempéré. La température moyenne annuelle de 16,8°C, varie entre 4°C en hiver et 33°C en été. La pluviométrie annuelle moyenne est de 329 mm/an avec un été quasiment sec (SMN-Oujda).

Les eaux souterraines de la nappe phréatique d'Angad sont utilisées pour l'alimentation en eau potable urbaine et rurale avec des débits respectifs de 110 l/s et 30 l/s en 2008 (ABHM). Les prélèvements d'irrigation, d'autre part, ont été évalués en 2004 à 600 l/s (ABHM). Cette dernière valeur a été déjà estimée dans les années 1970 (Nguyen et Simonot, 1971), témoignant d'une stabilité de la demande en eau d'irrigation dans cette plaine.

Cette nappe est exposée à une pollution urbaine originaire des pertes du réseau d'assainissement et des rejets des eaux usées de la ville d'Oujda dans l'oued d'Isly (PDAIRE, 2012). En plus, la zone délimitée par l'oued Isly et l'oued Bouchtat est soumise à la pollution par les eaux usées utilisées à l'état brut pour l'irrigation de 500ha (Abouelouafa et al., 2002). La pollution agricole pourrait être évoquée sur des zones, exploitées généralement en bourse (97917 ha) ou irriguées par les eaux de cette nappe (5600ha).

I.1. Contexte géologique

La zone d'étude correspond à la partie orientale de l'unité du couloir « Taourirt-Oujda ». Cette région est constituée d'un bassin continuellement subsident depuis le Néogène. La série de comblement est formée de deux unités lithostratigraphiques séparées par une discordance angulaire ou de ravinement (Jadid et al., 2000 ; figure III-2) :

Un ensemble inférieur marin : constitué à la base des conglomérats et des calcaires puis des marnes bleues du Tortonien supérieur, surmontées par les marnes jaunes datant du Messinien.

Un ensemble supérieur, daté du Pliocène continental, détritique ou volcano-détritique dans lequel s'interstratifie des coulées basaltiques.

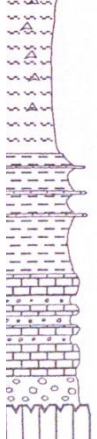
Ensembles	Log	Lithologie	Agés
Ensemble supérieur		Coulée de basanite (2,4Ma)	Pliocène
		Brèche et silts	
		Coulée de basanite (3,8Ma)	
		Silte et pyroclastites lacustres	
		Conglomérat	
Ensemble inférieur		Marnes jaunes gypsifères	Messinien
		Marnes bleues avec des bancs gréseux	Tortonien Supérieur
		Alternance de calcaire et de cailloutis	
		Conglomérat de base	
		Mézozoïque	Néogène synchro-nappes

Figure III-2 Stratigraphie du bassin de Bni Oukil-Angad (Jadid, 2000)

Le volcanisme dans cette zone, daté du Messinien au Quaternaire ancien, est constitué des coulées de laves et de matériaux pyroclastiques, mises en place après formation des fosses miocènes conséquentes aux phases d'extension, affectant le soubassement mézozoïque. Ces coulées ont été identifiées au niveau de deux secteurs dans la plaine d'Angad (Jadid, 2000) :

- Un secteur nord, axé sur la route principale Oujda-Saïdia, occupant la partie centrale de la plaine au Nord-Nord-Ouest immédiat de la ville d'Oujda. Les formations volcaniques dans ce secteur sont constituées des Hawaiites intercalées entre deux coulées basanitiques ;
- Un secteur sud, axé sur la route principale Oujda-Jerada, occupant la partie Sud et Sud-Ouest de la ville d'Oujda. Les formations volcaniques dans ce secteur sont constituées des Ankaratites surmontées par les Hawaiites intercalées avec plusieurs coulées basanitiques.

Au niveau de ces deux secteurs les coulées sont intercalées avec des formations constituées essentiellement des cendres, des tufs et des brèches volcaniques.

Les dynamismes éruptifs mis en cause dans cette zone relèvent de deux types (Jadid, 2000) :

- Une activité aérienne fissurale ou issue de cônes stromboliens ; et
- Une activité phréatomagmatique sous lacustre originaire du maar d'Oujda.

Le contexte structural de la plaine d'Angad a été étudié par des prospections électriques et gravimétriques. Ces études ont mis en évidence des failles généralement verticales ou subverticales de directions NE-SW et ENE-WSW (Aqil et al., 2010 ; Chennouf et al., 2007 ; figure III-3). Les profondeurs de ces accidents peuvent dépasser 4,5km, témoignant d'un héritage datant au moins du Messinien (Chennouf et al., 2007). Cette hypothèse s'aligne avec une origine de réactivation d'anciennes failles lors des phases d'extension du Miocène supérieur-fin Pliocène (Jadid, 2000).

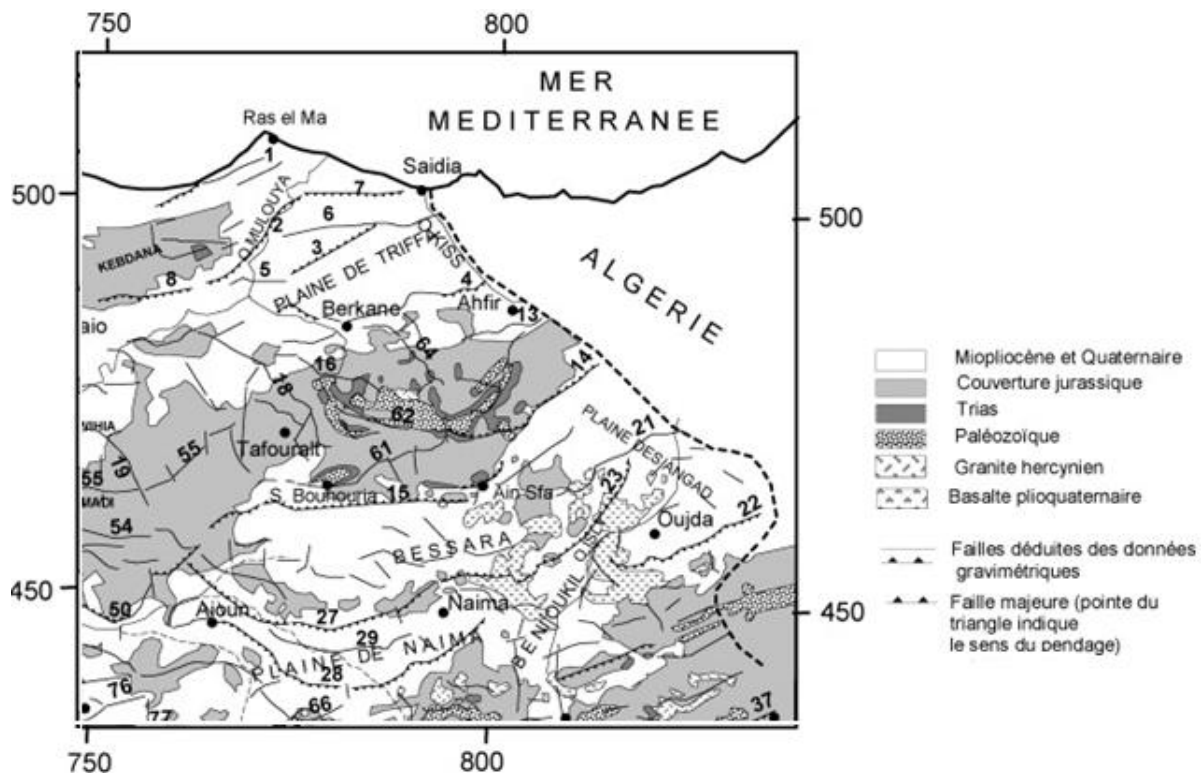


Figure III-3 Carte structurale de la région du Maroc nord oriental représentant les principaux accidents, déduits de l'analyse des données gravimétriques (Chennouf et al., 2007).

I.2. Contexte hydrogéologique

La nappe phréatique d'Angad est supportée par un substratum constitué des marnes. Dans le nord-ouest d'Oujda, la topographie de ce substratum est caractérisée par une bosse dont l'altitude est supérieure au niveau piézométrique, créant une zone sans aquifère (Nguyen et Simonot, 1971 ; figure III-4).

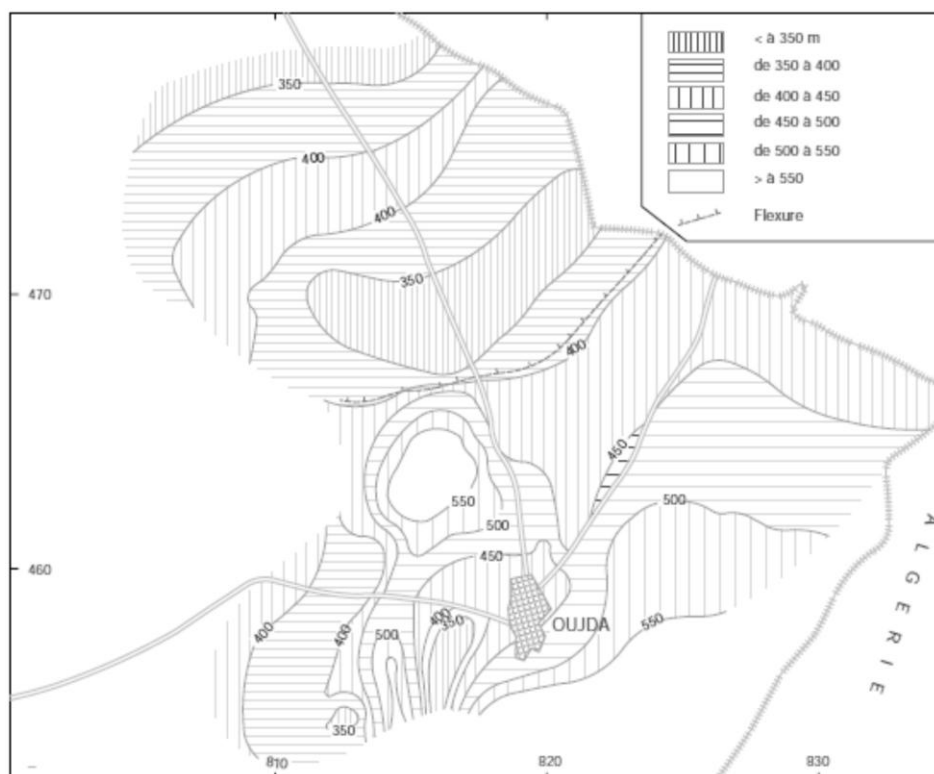


Figure III-4 Isohyets du substratum de l'aquifère libre d'Angad (Nguyen et Simonot, 1971)

Cet aquifère est constitué d'un bassin de subsidence encadré par un système en graben (Lahrach, 1999). Au centre de cette plaine, il est marqué par une flexure du substratum de direction Sud-Ouest - Nord-Est, séparant deux unités : Angad Sud et Angad Nord.

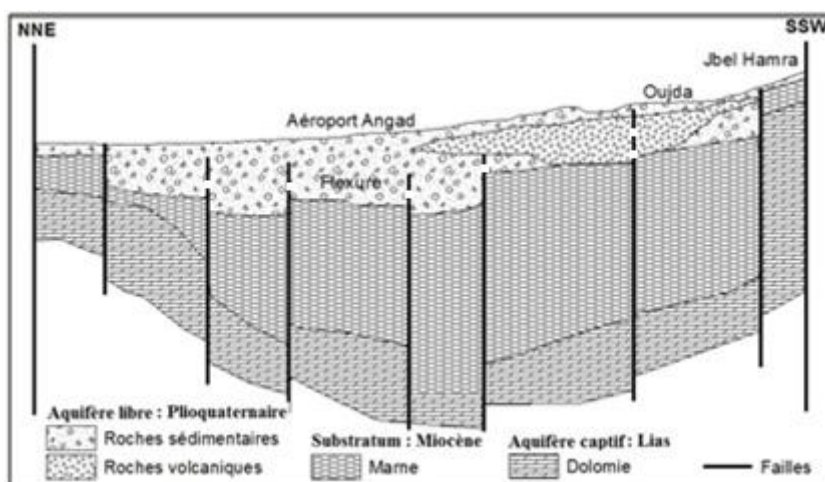


Figure III-5 Coupe géologique synthétique de la plaine d'Angad

Cette flexure a été confirmée par l'étude géophysique qui a mis en évidence la présence de deux dépressions délimitées par de grandes failles verticales ou subverticales (Aqil et al., 2010) (figure III-5). Ces failles peuvent être le siège de contacts directs des eaux de la nappe libre avec celles de la nappe captive sous-jacente.

Dans Angad nord, les eaux s'écoulent du Sud-Ouest vers le Nord-Est dans les alluvions, conglomérats, sables et limons argileux. Au niveau d'Angad sud, l'écoulement se fait du Sud

vers le Nord dans les calcaires, basaltes fissurés ou compacts, cinérites, tufs volcaniques, alluvions, conglomérats, sables et limons.

Les roches volcaniques dans cet aquifère jouent un rôle très important en assurant le relais hydraulique entre la nappe captive de Jbel Hamra et la nappe libre d'Angad (Mortier et al., 1965). Ce rôle est confirmé par les faciès chimiques des eaux de cette nappe qui présentent une dominance chlorurée calcico-magnésienne (Lahrach, 1999). Ces faciès résulteraient d'un mélange des eaux chlorurées sodiques des formations volcaniques et de celles bicarbonatées calcico-magnésiennes des formations calcaires et dolomitiques de la nappe captive.

Le suivi de la qualité en nitrates des eaux de la nappe phréatique d'Angad est assuré par un réseau de 17 piézomètres (tableau III-1). Les teneurs en nitrates pour chaque piézomètre sont très variables d'une année à l'autre. Ces variations dépendent généralement des variations climatologiques relatives à la recharge. Pour la zone comprise entre les oueds d'Isly et de Bouchtat au Nord-est de la ville d'Oujda, la réutilisation des eaux usées brutes pour l'irrigation constitue un autre facteur des variations de la qualité en Nitrates.

Tableau III-1 Évolution des teneurs en Nitrates dans l'aquifère d'Angad
(1991-2008 ; ABHM)

N° IRE	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2004	2008
10/12	23	21,1	27,3	25,6	24,5	23,2	23	20,7	11,39	35,2	20,3	27,5	18	14,6	17,5
42/12	***	***	***	21,7	17,8	22,7	20,2	17,64	18,96	6,7	23,5	23,12	25,8	11,6	17,4
216/12	***	***	***	16,3	20,6	17,03	12,3	17,6	44,34	9,78	25,1	39,5	25,8	20,1	32,8
236/12	***	***	***	43,7	58,2	63,9	***	71,7	69,12	55	59,6	75	61	77,6	81,3
467/12	***	31	25,4	33,1	30,8	30,6	28,9	29,1	22,65	36,5	36,5	12,5	32	30,7	41,6
569/12	***	***	***	26,8	26	75,9	33,1	24,5	99,32	22	10,56	25	51	25,1	27,4
776/12	***	79,3	66	28,2	33,3	24,6	64,4	66,8	56,7	45	3,6	90	112	99,5	52,1
790/12	***	64,1	60,5	13	81,9	70,5	69,2	77	82,2	38	66,9	81,25	94	75,8	66,9
830/12	***	69,1	***	8,5	68,7	68,6	66,9	70,7	70,5	48	10,4	119,5	98	117,5	153
846/12	36,9	36,8	68,8	20	14,5	13,3	16,8	18	9,35	12	14	5,38	25,5	21,1	47
850/12	22	32,7	***	24,2	23	81,3	8,76	23,7	21,1	10,4	23	11	11,3	12,2	4,1
895/12	***	20,4	16,3	35	39,4	34,9	39,1	43,9	31,9	27	31	12,25	18,3	18,1	17,5
900/12	43,6	107	110	58	89,3	33,3	79,5	28,8	41,8	26,2	37,9	70	32,5	43,2	70,3
903/12	34,9	19,4	21	21	19,3	19,8	18,1	20,8	15,98	7,8	2,9	33,5	21,3	21,3	26,5
1350/12	***	17,6	11	15,2	12,2	32,9	20,3	17,6	1,9	2,5	16,4	20,25	16,7	13,2	16,6
1718/12	***	75	59	78,5	8,82	155	94,4	76,4	74,4	96,86	108,8	67,5	106	72,8	167
1911/12	99	120	27,5	121	129	98,6	105	108	97,4	34,5	127	45	122	97,9	162

Classe des Nitrates	Excellente	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très Mauvaise
[NO ₃] (mg/l)	< 5	5- 25	25 – 50	50 – 100	> 100

II. Élaboration des cartes des paramètres

La base de données utilisée dans ce travail a été fournie par l'Agence du Bassin Hydraulique de la Moulouya de Oujda (ABHM), la Station de Météorologie Nationale d'Angad et la Délégation Provinciale de l'Agriculture de Oujda (DPA). Le tableau III-2 présente les sources de ces données.

Tableau III-2 Sources de données utilisées pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère fracturé d'Angad

Données	Support	Organisme
Lithologie de l’aquifère	Fiches forages	ABHM-Oujda
Piézométrie (2004)	Tableur Excel	
Perméabilité de la ZS (Essais de pompage)		
Volume annuel d’irrigation (2004)		
Qualité en Nitrates (2004)		
Pluviométrie moyenne mensuelle (2003-2004)	Tableur Excel	SMN-Angad
Température moyenne mensuelle (2003-2004)		
Pédologie de la zone (1989)	Cartes pédologiques	DPA-Oujda
Géologie de la zone	Carte géologique numérique d’Oujda 1/500000	Edition du Service Géologique du Maroc Notes et Mémoires N°70 (1978)
Topographie de la zone	Cartes topographiques 1/50000 de : Oujda, Ahfir, Béni Oukil et Zoudj El Brhal	Direction de la conservation foncière et des travaux topographiques – Division de la carte – Rabat
Les accidents	Cartes structurales	Prospection gravimétrique et électrique (Chennouf et al. 2007 ; DH-DRE, 1977)

- Carte de profondeur (D)

Cette carte a été établie à partir des données piézométriques de 231 forages à l'issue de la campagne de mesures de l'année 2004 (figure III-6). Cette carte a été élaborée par interpolation des données piézométriques ponctuelles.

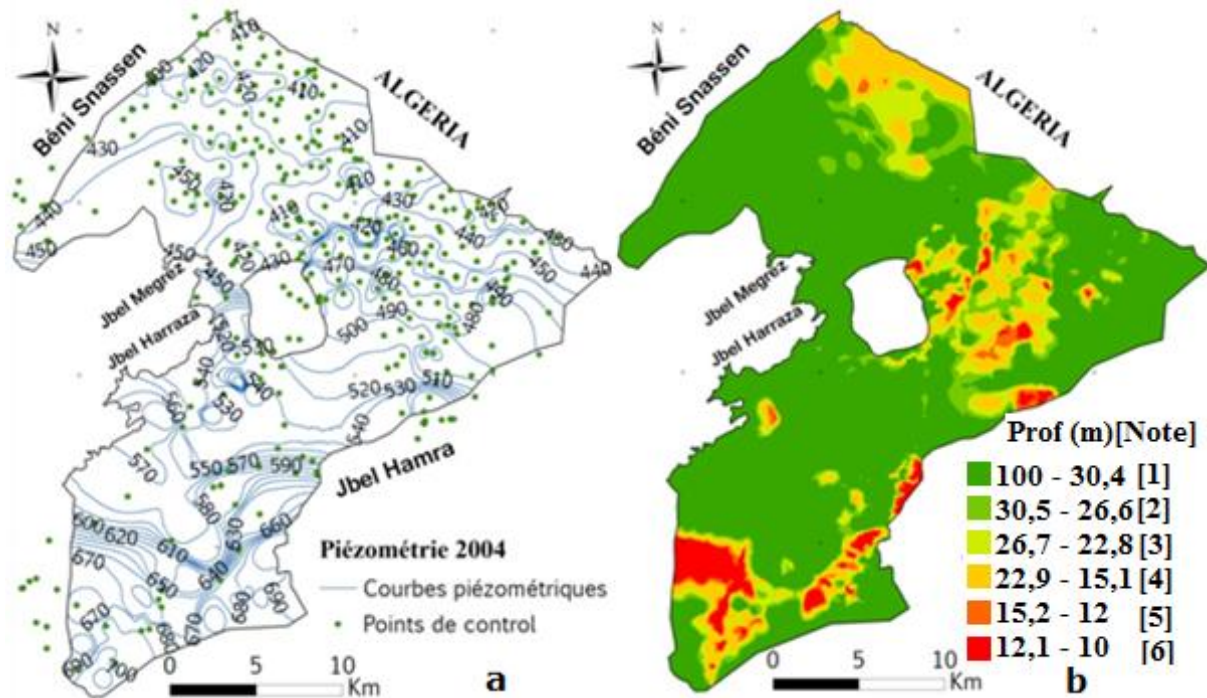


Figure III-6 Cartes d'Angad : **a.** Piézométrie et **b.** notes du paramètre 'D' (2004).

La profondeur de cette nappe varie entre 10 et 100m. Cette carte montre des cônes de rabattements autour de plusieurs forages, témoignant d'une surexploitation de cette nappe. Les faibles profondeurs sont localisées sur la partie sud, centrale et Nord-Est de la plaine. Le reste est qualifié d'une profondeur élevée. Six classes ont été déterminées sur cette carte.

- Carte de la recharge nette (R)

La recharge verticale nette est un paramètre très difficile à appréhender. Il est constitué de toutes sortes d'infiltrations, de la surface vers l'aquifère. Nous distinguons dans cette zone la recharge due aux précipitations, au retour d'irrigation, à l'infiltration de l'eau des oueds et des pertes des réseaux d'eau potable et d'assainissement.

❖ *Recharge due aux précipitations (R_1)*

La pluie efficace a été calculée pour chaque type de sol en fonction de sa réserve facilement utilisable (RFU) par la méthode du bilan hydrique de Thornthwaite (figure III-7).

Les RFU de chaque type de sol sont données sur la carte pédologique de la zone d'étude (DPA-Oujda, 1989).

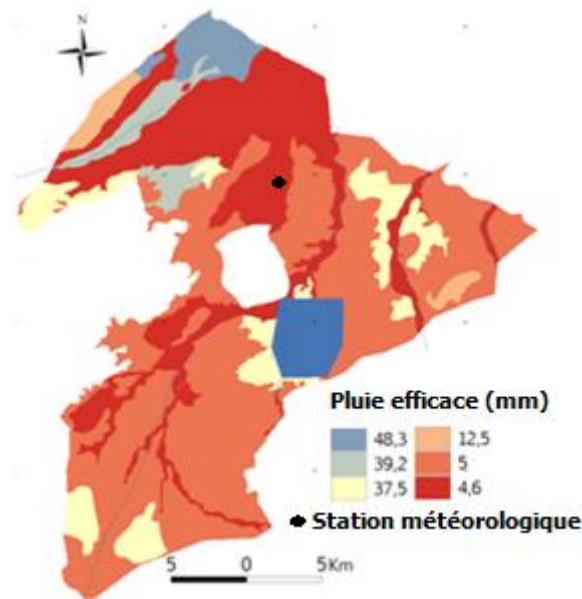


Figure III-7 Répartition de la pluie efficace dans la plaine d'Angad (2004)

❖ *Recharge due à l'irrigation (R_2)*

Les volumes annuels des eaux d'irrigation puisées de l'aquifère d'Angad ont fait l'objet d'une enquête auprès des exploitants agricoles. Une fraction de ces eaux constitue le retour d'irrigation. Cette fraction d'eau fait partie des pertes liées à l'efficacité globale de l'irrigation et dépend de la perméabilité du sol (Doorenbos et Pruitt, 1986).

Dans ce travail nous assimilons la vitesse de percolation profonde due à l'irrigation à celle résultant des précipitations pendant la période humide (Kili et al, 2006). Cette considération permet de calculer la lame d'eau équivalente au retour d'irrigation sur la zone irriguée tout en affectant un coefficient équivalent au rapport entre la pluie efficace et la pluie totale de la saison humide.

❖ *Recharge en milieu urbain (R_3)*

Les pertes d'eaux usées et d'eau potable de la ville de Oujda sont considérées comme une recharge directe de l'aquifère. Le rendement des réseaux d'eau potable avec un débit de 300 l/s et des eaux usées avec un débit de 900 l/s à la ville d'Oujda a été évalué respectivement à 53% et 50% (PDAIRE, 2012). Tout en affectant 30% comme taux d'infiltration de ces débits, nous aurons un volume d'infiltration annuelle totale de 6 Mm³ (PDAIRE, 2012). Ce dernier correspond à une lame d'eau de 264 mm/an sur la superficie, couverte par ces réseaux, évaluée à 22,7 km².

❖ *L'infiltration des eaux des oueds (R_4)*

Bien qu'ils soient secs, les oueds de cette plaine sont le siège de flux très importants au moment des crues. Ainsi, l'analyse des débits enregistrés à la station de Guenfouda, en amont de cette zone, fournit un débit moyen annuel de 364 l/s (Darjaje, 1983). Sur le reste de ce volume entrant dans la plaine d'Angad via l'oued Isly (200 l/s) sont ajoutés 52 l/s de son affluent l'oued Taoulet et 160 l/s, originaire d'un bassin-versant de 1230 km² au niveau d'Oujda.

Pour l'oued Bouchtat, un débit évalué à 40 l/s est originaire de son bassin-versant de 300 km² (PDAIRE, 2012).

Compte tenu de la nature hautement perméable des lits des oueds constitués des alluvions grossières, une partie non négligeable de ces volumes pourrait s'infiltrer. Nous estimons cette partie à 25%.

❖ Recharge totale (R_t)

La recharge totale est la somme de ces quatre types de recharge. Cinq classes de recharge sont définies dans cette zone avec 1, 2, 3, 5 et 10 comme notes de recharge (figure III-8).

Cette carte montre une recharge très faible sur la majeure partie de cette zone avec une note de 1. Les notes 2, 3 et 5 sont affectées aux lits des oueds et à deux petites zones dans le nord et le sud-ouest. Alors que la note 10 a été affectée à la zone urbaine d'Oujda.

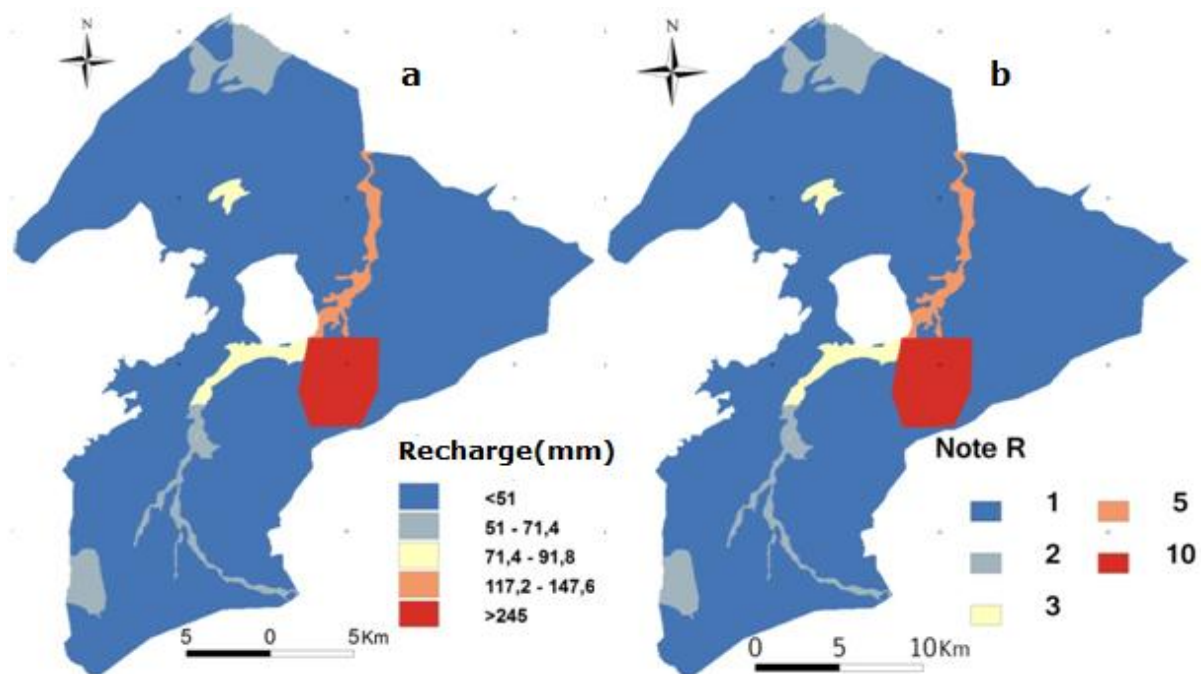


Figure III-8 Cartes d'Angad : **a.** la recharge verticale et **b.** notes du paramètre "R" (2004).

• Carte de la zone saturée (A)

Ces eaux souterraines semblent s'écouler, dans des formations très hétérogènes. L'examen des logs stratigraphiques de 62 forages a permis de dégager les faciès dominant de la zone saturée (figure III-9).

Les formations composées de basaltes et tufs volcaniques, avec des intercalations d'alluvions ont été localisées dans la zone Sud et la partie centrale. Les zones nord-est et sud-est sont marquées par la dominance des argiles et des limons. Les alluvions, sables et conglomérats sont localisés essentiellement au Sud-Ouest, au Sud-Est et au Nord de la plaine d'Angad. Les formations calcaires sont rencontrées au Nord-Ouest et Sud-Ouest de cet aquifère.

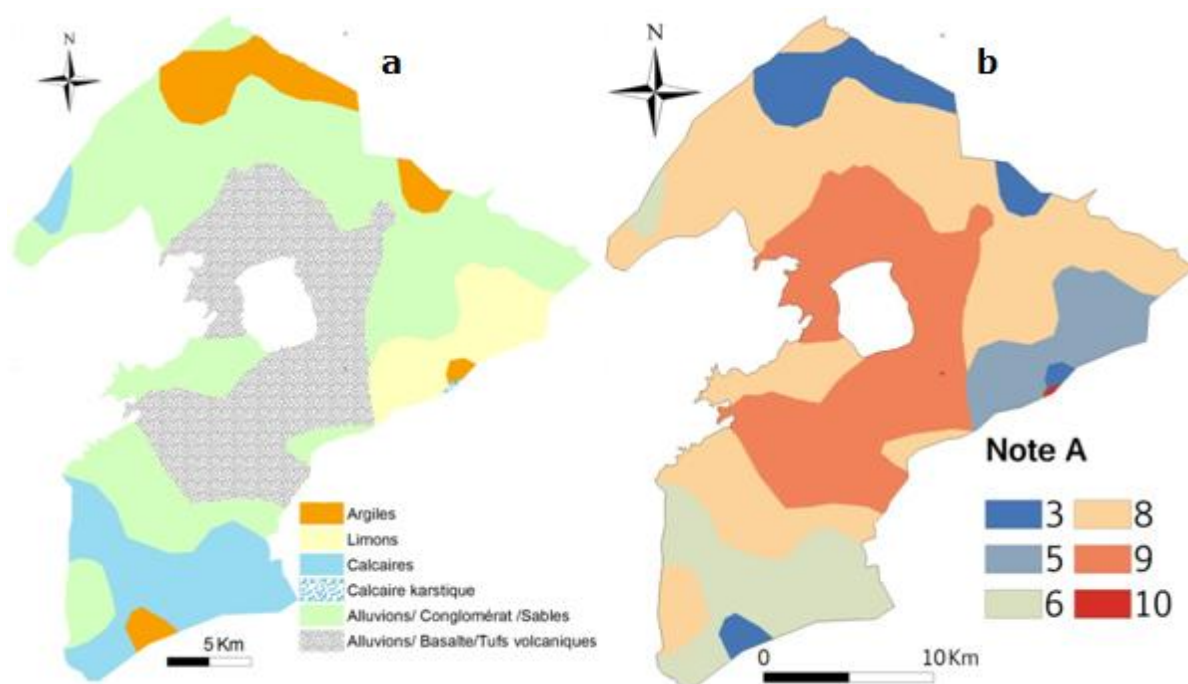


Figure III-9 Cartes d'Angad : **a.** lithologie de la Zone Saturée et **b.** notes du paramètre “A” (2004).

- Carte des sols (S)

La carte des sols (figure III-10) a été établie sur la base de l'étude pédologique de la nature, l'épaisseur et la porosité du sol (DPA-Oujda, 1989).

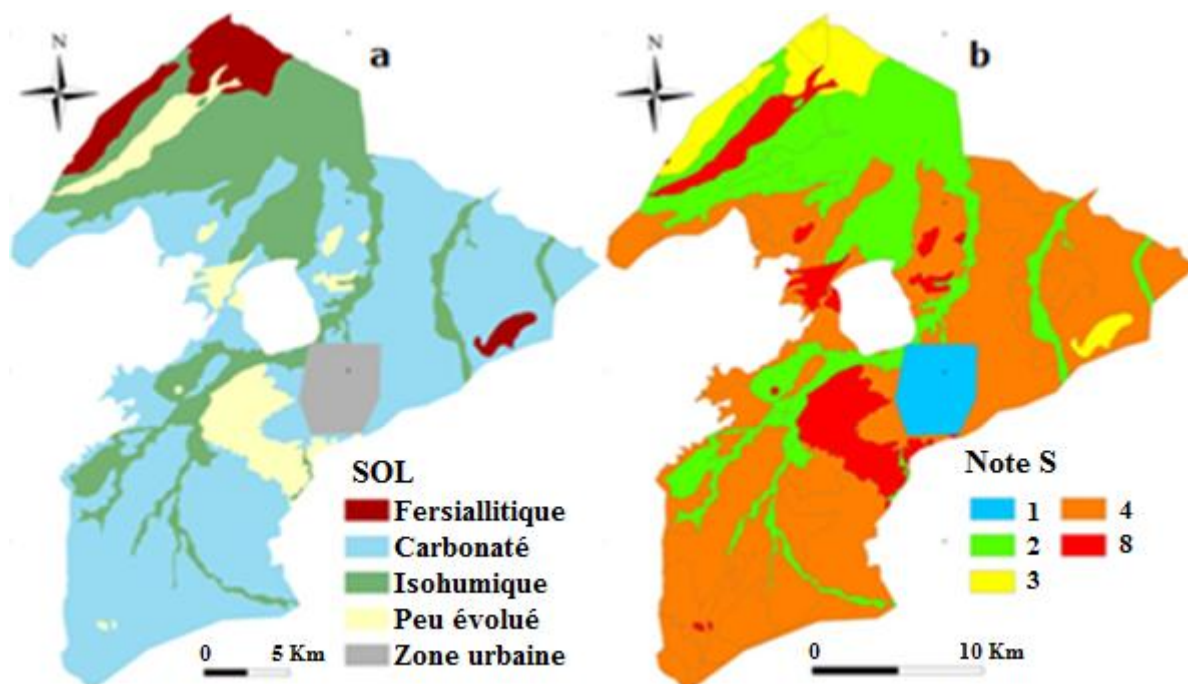


Figure III-10 Cartes d'Angad : **a.** pédologie et **b.** notes du paramètre “S”

La pédologie de cette plaine est marquée par la présence de sols fersiallitiques sur la partie nord et une petite zone au sud-est de la plaine. Le sol isohumique occupe tout le reste du nord d'Angad et des bandes aux abords des oueds. Le sol carbonaté est localisé sur le sud d'Angad avec une présence assez limitée d'un sol peu évolué sur la partie ouest de la zone urbaine d'Oujda et de quelques petites zones dans le Nord.

- Carte topographique (T)

La carte des pentes (figure III-11) a été générée sur la base du MNT de la plaine d'Angad. Ce dernier est élaboré par digitalisation des courbes de niveau des quatre cartes topographiques d'Oujda, Ahfir, Béni Oukil et Zoudj El Brhal. Cette carte montre des pentes très faibles sur la majeure partie de cette zone, avec des valeurs comprises entre 0 et 32,5%. Les notes affectées au paramètre "S" varient entre 1 et 10 avec prépondérance de la note 10 sur la majeure partie de cette zone.

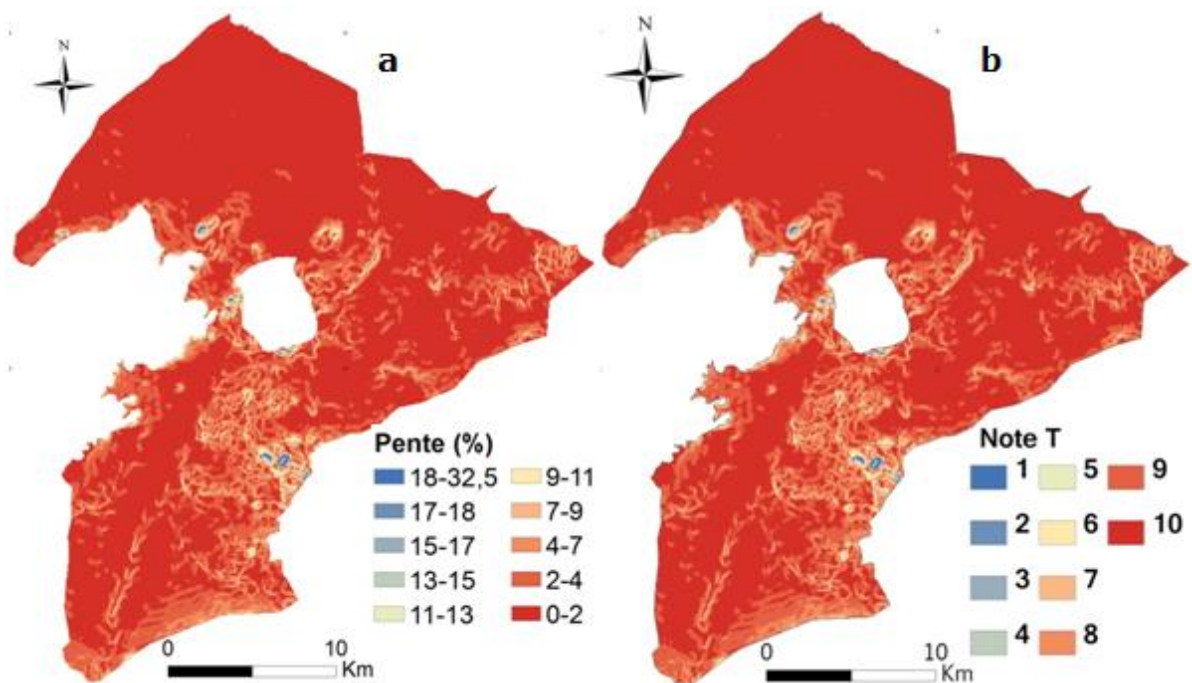


Figure III-11 Carte d'Angad : a. classes des pentes b. notes du paramètre "T"

- Carte de la zone non saturée (I)

Cette carte (figure III-12) a été établie sur la base des logs stratigraphiques de 72 forages. Les faciès dominants sont considérés conformément à la méthode DRASTIC.

La zone non saturée est constituée de graviers, alluvions et des conglomérats dans la partie nord-ouest. Le limon et l'argile sont concentrés dans l'Est près des frontières algériennes. Les formations calcaires occupent la zone Sud et Sud-Est. Quant aux basaltes et/ou cinérites, ils occupent la partie centrale de cette plaine. Quatre classes ont été distinguées selon les faciès dominants.

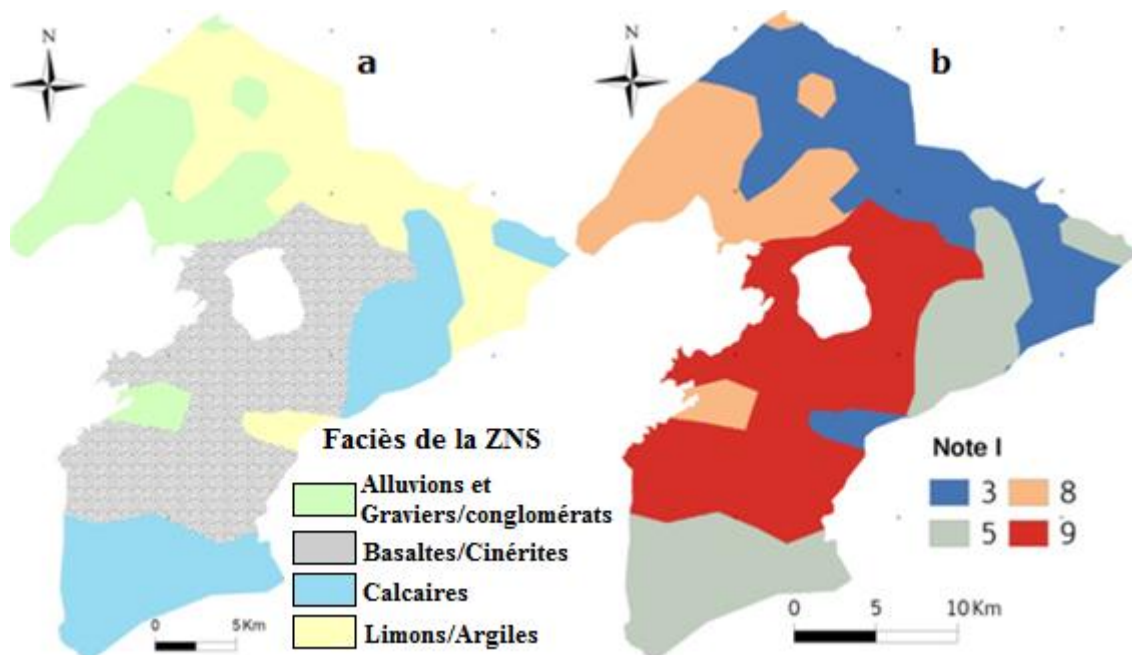


Figure III-12 Cartes d'Angad : **a.** lithologie de la ZNS et **b.** notes du paramètre “I” (2004)

- Carte de la conductivité hydraulique (C)

Ce paramètre hydrodynamique a été évalué en fonction des valeurs de transmissivité déduites des essais de pompage et de l'épaisseur de l'aquifère.

La conductivité hydraulique a été calculée pour chaque essai de pompage et généralisée à des faciès correspondants de la zone saturée.

Les valeurs de conductivité hydraulique de cet aquifère varient entre 9.10^{-7} m/s et $1,4.10^{-3}$ m/s (figure III-13 ; Annexe II).

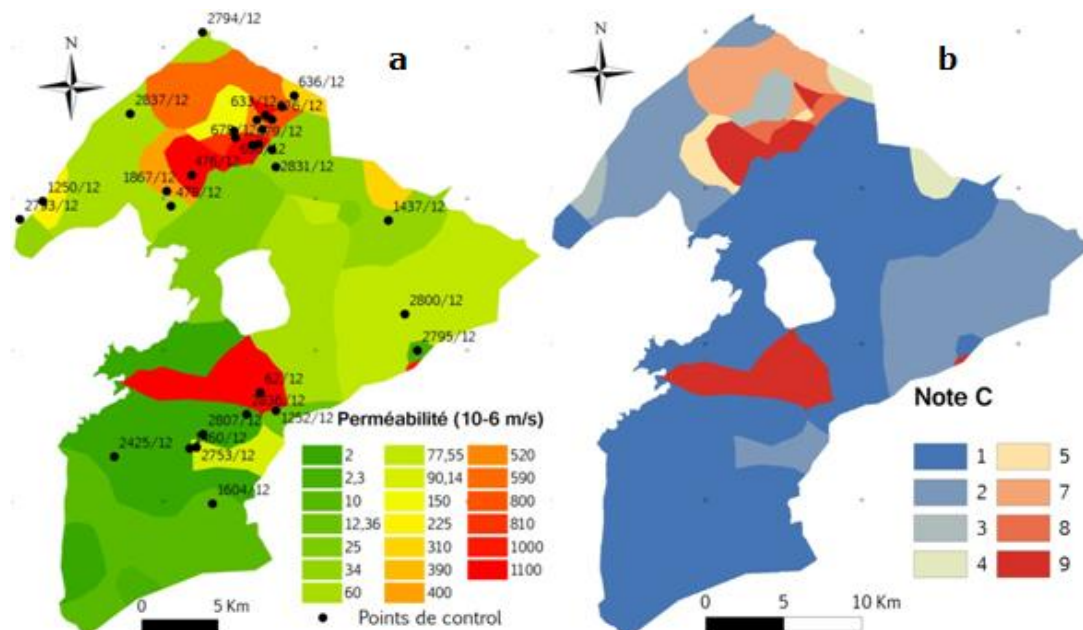


Figure III-13 Cartes d'Angad : **a.** perméabilités et **b.** notes du paramètre “C”

Les faibles valeurs correspondent aux zones où l'aquifère est composé d'argile et de limon ($K \leq 10^{-6}$ m/s). Les valeurs élevées ($K > 10^{-3}$ m/s), correspondent aux zones où la nappe circule dans les formations fissurées volcaniques ou dans les alluvions. Les valeurs intermédiaires ont été enregistrées dans les faciès constitués de basaltes peu fissurés ou des conglomérats à matrice marneuse. Huit classes sont déterminées sur cette carte.

- Carte de l'indice de fracturation

La carte de l'indice de fracturation a été réalisée selon les étapes suivantes :

❖ *Première étape : Facteur "Roches Fissurées" " R_f "*

La délimitation de l'extension latérale des roches volcaniques fissurées est effectuée en éliminant les aires où les forages ne traversent aucune roche fissurée avant d'atteindre la nappe phréatique.

La délimitation de l'extension verticale des roches volcaniques fissurées est effectuée par interpolation (IDW) des profondeurs et des épaisseurs de ces roches au niveau de la zone non saturée des forages (Annexe III), en utilisant les accidents comme barrières. Ensuite, les deux cartes résultantes des profondeurs et des épaisseurs sont reclassifiées selon les notes équivalentes.

La carte de l'exposition des couches fracturées F_e est ensuite, élaborée sur la base de la somme des deux cartes des notes des profondeurs et des épaisseurs de ces couches géologiques (figure III-14).

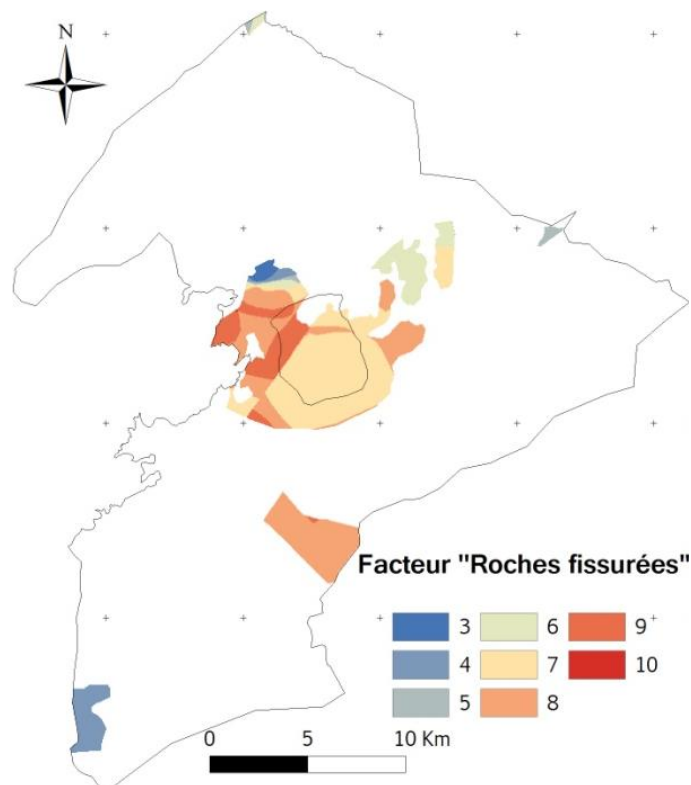


Figure III-14 Carte du facteur "Roches fissurées" de l'aquifère d'Angad (2004)

Les caractéristiques géométriques des fissures sont très difficiles à évaluer, étant donné l'hétérogénéité latérale et verticale des formations volcaniques et les différents contextes de leur mise en place. Le degré de fracturation de ces roches est variable entre les basaltes compacts et celles très altérées (Annexe IV). Cette grande altération est probablement due à une reprise des fissures primaires par les contraintes tectoniques. Plusieurs forages ont mis en évidence cette hétérogénéité, tel que le forage N°IRE 212/12 qui a traversé des basaltes compacts surmontant des basaltes fissurés. Dans l'absence des sondages carottés, permettant l'évaluation des paramètres géométriques des fractures de la ZNS, seule la géométrie des couches géologiques fissurées a été considérée pour définir le facteur relatif aux roches fissurées " R_f ".

❖ *Deuxième étape : Géométrie des accidents " G_a "*

La cartographie des accidents a été effectuée sur la base des corrélations entre les logs stratigraphiques des forages et des résultats de la prospection géophysique gravimétrie et électrique (Chennouf et al. 2007 ; DH-DRE, 1977).

La carte de la densité de ces structures est élaborée grâce à l'outil "Line density" de Spatial analyst tools (ArcGis 9.3). Cette densité permet de délimiter les zones d'influence des accidents en fonction de la distance d'éloignement et de l'espacement de ces accidents subverticaux (figure III-15).

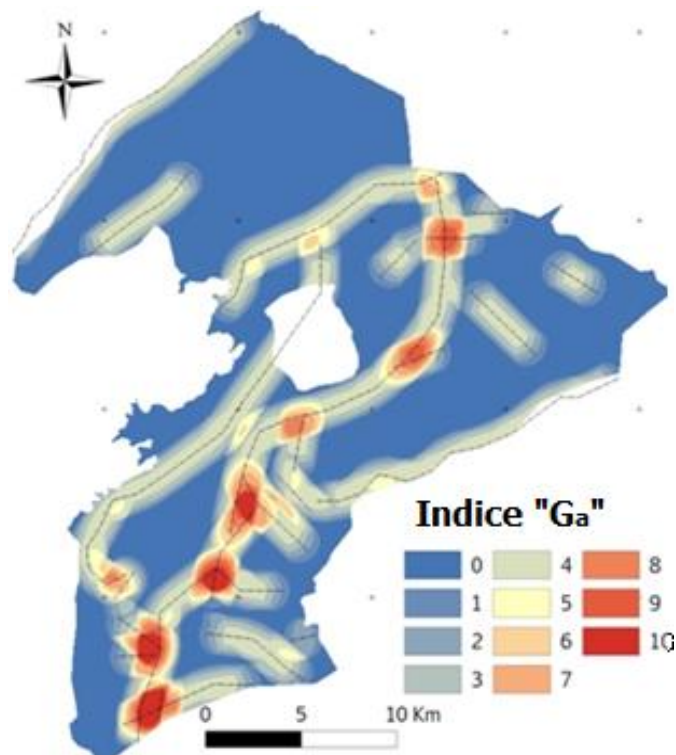


Figure III-15 Carte de l'indice de la "Géométrie des accidents" de l'aquifère d'Angad

Dans cette zone d'étude, ces structures sont enfouies. L'ouverture moyenne, étant mal connue, ce facteur n'est pas considéré. Seule la densité en longueurs cumulées par rapport à la surface est utilisée.

❖ *Troisième étape : Carte de l'indice de Fracturation "F"*

La carte de l'indice de fracturation résulte de la somme du facteur "Roches Fracturées" " R_f " et de l'indice "Géométrie des accidents" " G_a " (Figure III-16).

Cette carte montre neuf classes de fracturation. La classe nulle qualifie les zones non fracturées. Elle occupe la majeure partie de la zone d'étude. Quant aux classes 4, 5, 6, 7 et 8, elles qualifient les zones de plus en plus fracturées. Elles concernent les zones de rapprochement et d'intersection des failles et les roches volcaniques fissurées et faillées.

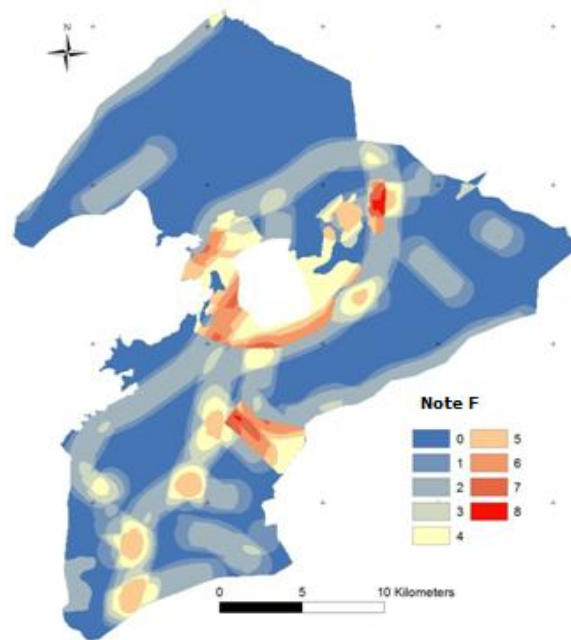


Figure III-16 Carte de l'Indice de Fracturation de l'aquifère d'Angad

III. Élaboration des Cartes de Vulnérabilité DRASTIC et F-DRASTIC

Sur la carte DRASTIC, la vulnérabilité élevée à très élevée est localisée au niveau des zones de basaltes fissurés surmontés ou non d'un sol peu évolué, de la zone urbaine et d'une section de l'oued d'Isly au Nord de la zone urbaine d'Oujda (figure III-17.a).

La zone de vulnérabilité moyenne est localisée dans les basaltes et cinérites. Pour la vulnérabilité faible à très faible, elle occupe la partie orientale de cet aquifère caractérisée par des zones non saturées limono-argileuses.

Sur la carte F-DRASTIC, la vulnérabilité élevée à très élevée est localisée, en plus des zones définies sur la carte DRASTIC, dans les zones très fracturées caractérisées par la présence des roches fissurées affectées des failles et par l'intersection des failles (figure III-17.b).

Pour la méthode DRASTIC, la majeure partie de l'aquifère est qualifiée de vulnérabilité moyenne occupant 39,9% de la surface de cette nappe, tandis que dans la méthode F-DRASTIC elle occupe seulement 31,6%. Les vulnérabilités très faible et faible occupent respectivement 24,3% et 17,2% de cette nappe sur la carte DRASTIC. Elles concernent toutefois, respectivement 15,3% et 20,8% sur la carte F-DRASTIC. Le reste de ce domaine est qualifié de vulnérabilité élevée à très élevée, avec respectivement 9,9% et 8,7% de cette surface sur la carte DRASTIC. Dans la carte F-DRASTIC, elles occupent respectivement 13,9% et 18,4%.

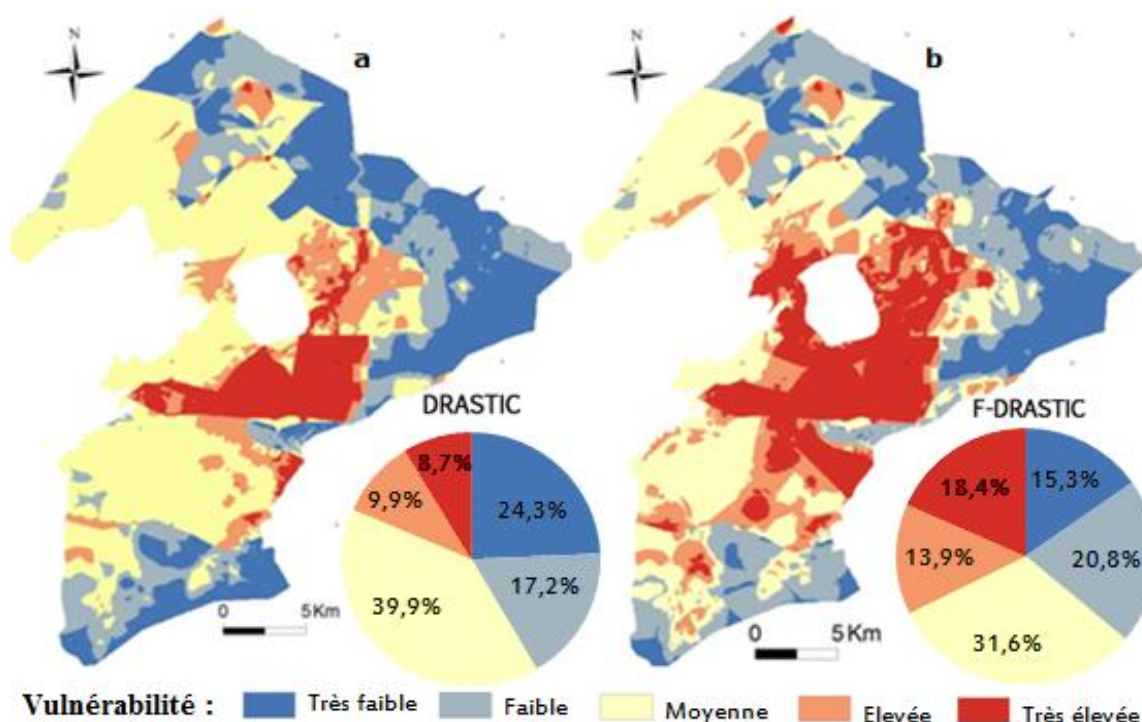


Figure III-17 Cartes de vulnérabilité de l'aquifère d'Angad : **a.** DRASTIC et **b.** F-DRASTIC

L'introduction de l'indice de fracturation engendre un rétrécissement de 37% de la superficie des zones de très faible vulnérabilité en faveur de celles de faible vulnérabilité. 26,2% des zones de faible vulnérabilité deviennent de vulnérabilité moyenne. Les zones de vulnérabilité moyenne perdent 34,3% de leur surface en faveur de celles de vulnérabilité élevée. Pour les zones de vulnérabilité élevée, elles perdent 98% de leur surface en faveur de celles de vulnérabilité très élevée.

III.1. Analyse de sensibilité par enlèvement de paramètres

L'analyse de sensibilité par enlèvement de paramètres établie sur les deux cartes montre que les impacts les plus élevés correspondent à ceux des paramètres relatifs à la nature de la zone non saturée "I" et de la zone saturée "A". Ce résultat est probablement dû à leurs poids élevés. Le paramètre de Topographie "T" de très faible indice de sensibilité, pourrait être le résultat de son faible poids affecté. Le paramètre "F" a un indice de sensibilité intermédiaire, dépassant les valeurs de "D", "R", "S" et "T" (tableau III-3).

Tableau III-3 Analyse de sensibilité par enlèvement de paramètre (Angad)

Paramètres	DRASTIC				F-DRASTIC			
	Min	Max	Moyenne	STD	Min	Max	Moyenne	STD
D	0,00	3,43	1,27	0,50	0,00	2,68	0,96	0,40
R	0,02	4,49	1,59	0,37	0,01	3,82	1,16	0,35
A	0,00	4,24	1,75	0,85	0,00	3,89	1,51	0,74
S	0,00	2,17	1,07	0,51	0,00	1,62	0,75	0,39
T	0,00	2,25	0,62	0,37	0,00	1,69	0,42	0,27
I	0,00	6,34	3,21	1,61	0,00	5,60	2,70	1,29
C	0,02	2,77	1,58	0,47	0,02	2,63	1,20	0,42
F	-	-	-	-	0,00	3,46	1,19	0,66

La comparaison des deux tests de sensibilité permet de conclure que l'introduction de l'indice de fracturation ne perturbe l'ordre d'influence des paramètres que par la permutation de la recharge avec la conductivité hydraulique. Ce résultat est dû à la très faible différence de leurs indices de sensibilité sur la carte DRASTIC.

III.2. Poids réels des paramètres

L'évaluation des poids réels des paramètres pour les deux cartes a permis de constater que les poids les plus élevés correspondent à ceux des paramètres "I" et "A" (tableau III-4).

Tableau III-4 Poids effectifs des paramètres DRASTIC et F-DRASTIC (Angad)

Paramètres	DRASTIC				F-DRASTIC			
	Min	Max	Moyenne	STD	Min	Max	Moyenne	STD
D	3,09	34,88	9,50	6,68	2,96	31,25	8,94	6,34
R	2,74	41,24	6,12	5,38	2,37	39,22	5,77	5,20
A	8,33	39,71	24,44	5,77	7,89	39,71	22,89	5,56
S	1,28	22,54	8,08	3,47	1,16	23,53	7,54	3,21
T	0,78	20,00	10,70	2,46	0,67	16,95	10,07	2,51
I	11,45	52,33	33,56	9,68	10,64	51,72	31,37	9,03
C	1,97	30,88	7,58	7,31	1,74	30,88	7,26	7,22
F	-	-	-	-	0,00	36,70	6,18	7,16

Ces résultats confirment les analyses de sensibilité par enlèvement de paramètres. Les paramètres ayant la plus faible sensibilité, "R", "C" et "S", pourrait être le résultat des faibles notes de recharge, de perméabilité et du sol dans la majeure partie de la zone d'étude. Le faible poids réel du paramètre "F" est dû à la valeur nulle de l'indice de fracturation sur une grande partie de la zone d'étude.

La comparaison des poids réels sur les deux cartes montre que l'introduction de l'indice de fracturation n'a aucun effet sur le classement des poids réels des paramètres.

En effectuant cette analyse seulement sur les zones fracturées, le poids effectif de l'indice de fracturation présente une valeur dépassant celle des paramètres D, R, S, T et C (tableau III-5).

Tableau III-5 Poids effectifs des paramètres F-DRASTIC (zones fracturées d'Angad)

Paramètres	D	R	A	S	T	I	C	F
Min	2,96	2,37	7,89	1,16	0,67	10,64	1,74	0,00
Max	31,25	37,38	38,57	21,05	16,67	49,45	28,77	36,70
Moyenne	8,17	5,16	21,86	7,37	9,11	31,41	5,20	11,71
STD	6,07	4,54	4,68	3,03	2,24	8,10	5,00	5,71

III.3. Validation des résultats

La validation des deux cartes de vulnérabilité a été établie sur la base des concentrations en nitrates de l'année 2004, au niveau de 15 forages (figure III-18).

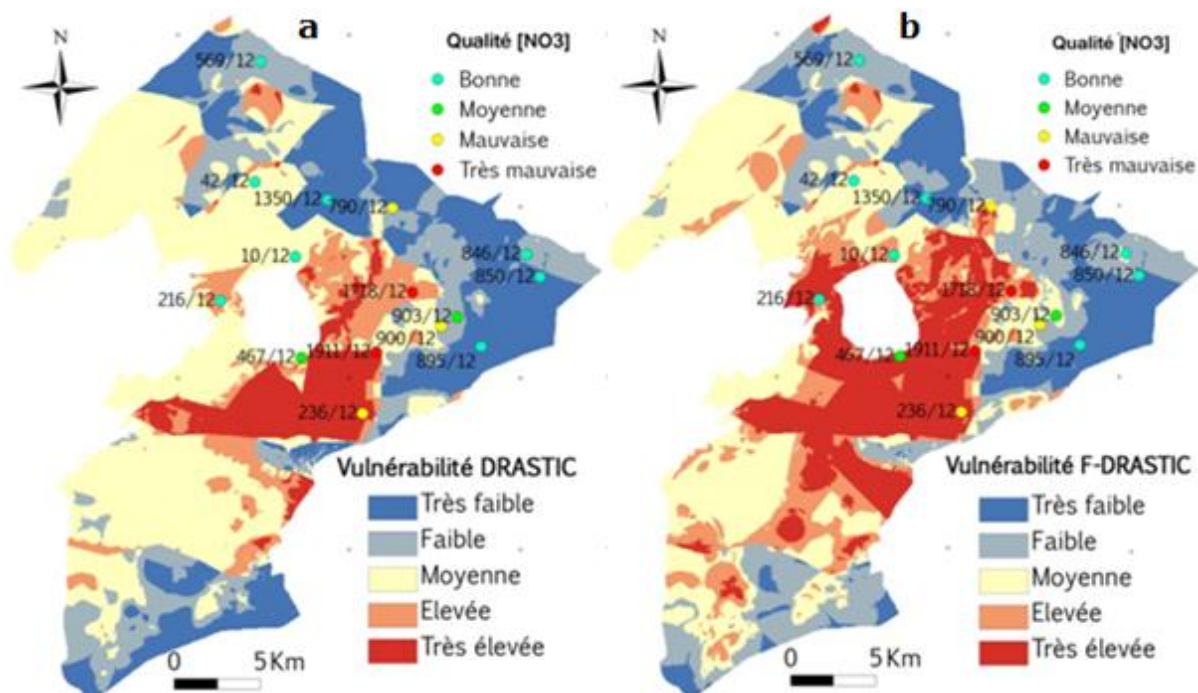


Figure III-18 Corrélation entre les classes de qualité en nitrates et de vulnérabilité de l'aquifère d'Angad (2004) : **a.** DRASTIC et **b.** F-DRASTIC

Les concentrations en nitrates au niveau de ces forages permettent de conclure une origine urbaine de la pollution. La répartition spatiale montre un noyau très pollué reliant l'extrémité nord de la zone urbaine avec la zone délimitée par les oueds d'Isly et de Bouchtate vers le Nord-Est. Cette pollution est liée aux pertes du réseau d'assainissement de la ville de Oujda, leur déversement dans l'oued Isly et à leur réutilisation à l'état brute dans l'irrigation. Les concentrations moyennes sont localisées de part et d'autre de cet axe. Les faibles concentrations concernent Angad-Nord et l'extrémité est de cet aquifère.

La corrélation entre les teneurs en nitrates et les indices de vulnérabilité des deux méthodes DRASTIC et F-DRASTIC est donné dans le tableau III-6.

Les deux cartes présentent une corrélation moyenne entre les indices de vulnérabilité et les concentrations des eaux souterraine en nitrates. En effet, la validation des résultats, par comparaison avec la pollution réelle, pourrait être perturbée par deux facteurs : l'occupation des sols et le transport latéral des polluants dans les eaux souterraines. En revanche, une légère amélioration de la corrélation avec la pollution en nitrates est observée pour les indices F-DRASTIC par rapport aux indices DRASTIC.

Tableau III-6 Corrélation entre les indices de vulnérabilité DRASTIC et F-DRASTIC
et les teneurs en nitrates des forages de contrôle (Angad, 2004)

IRE	[NO ₃] (mg.l ⁻¹) (2004)	Indice DRASTIC	Indice F-DRASTIC
10/12	14,635	98	104
42/12	11,63	93	95
216/12	20,1	110	116
236/12	77,58	142	148
467/12	30,65	103	109
569/12	25,135	89	91
790/12	75,75	74	80
846/12	21,05	82	88
850/12	12,15	68	74
895/12	18,07	61	67
900/12	43,205	83	89
903/12	21,27	82	88
1350/12	13,195	69	75
1718/12	72,75	107	113
1911/12	97,85	127	133
Coefficient de corrélation		0,60	0,61

IV. Dynamique de la vulnérabilité de l'aquifère d'Angad

Cette étude se base sur l'analyse comparative des cartes de vulnérabilité de la nappe d'Angad des années 1995, 2000 et 2004, élaborées par les méthodes DRASTIC et F-DRASTIC. La comparaison est effectuée sur chaque cellule des rasters de vulnérabilité, pour en déterminer les variations des classes de vulnérabilité entre les trois années hydrologiques de l'étude. Les superficies respectives des classes de variations de la vulnérabilité sont ensuite calculées.

Les poids effectifs des paramètres sont comparés, sur les cartes de vulnérabilité des trois années, afin d'évaluer l'amplitude de leur variation. L'analyse de sensibilité par enlèvement de paramètre, développée par Lodwick et al., (1990), a été adaptée dans ce travail au cas de la vulnérabilité dynamique. Elle est effectuée sur les cartes de variation de la vulnérabilité en fonction des variations des paramètres. Cette analyse de la dynamique de la vulnérabilité se base sur la relation entre la variation de l'indice de vulnérabilité et celle des paramètres de base :

$$\Delta IV = \sum \Delta P_r \times P_w \quad \text{III.1}$$

Où : ΔIV : variation de l'indice de vulnérabilité ; P_r , P_w : note et poids du paramètre P .

En appliquant cette relation sur les cartes de vulnérabilités d'un aquifère, évaluées sur des années différentes, l'analyse de sensibilité pourrait être utilisée selon la relation suivante :

$$Sa_d = \left| \frac{\left(\frac{\Delta IV}{N} - \frac{\Delta IV'}{n} \right)}{\Delta IV} \right| \times 100 \quad \text{III.2}$$

Où : Sa_d : indice de sensibilité dynamique ; IV : indice de vulnérabilité ; IV' : indice de vulnérabilité modifié ; N : nombre de paramètres utilisés pour le calcul de IV ; n : nombre de paramètres utilisés pour le calcul de IV' .

Cette analyse sera effectuée seulement sur les zones de variation de la vulnérabilité ($\Delta IV \neq 0$).

IV.1. Principaux facteurs de la dynamique de l'aquifère d'Angad

L'aquifère fracturé d'Angad est un système dynamique en fonction des variations temporelles de plusieurs paramètres. En effet, les variations temporelles des facteurs climatologiques relatifs aux précipitations et aux températures pourraient influencer les paramètres hydrodynamiques de ce système. Également, la surexploitation des eaux de cet aquifère, utilisées pour l'AEP et l'irrigation, constitue un autre facteur d'influence.

- Pluviométrie

La pluviométrie de cette plaine est caractérisée par une forte saisonnalité. En effet, la période pluvieuse correspond à l'automne, l'hiver et le printemps. En revanche, la saison estivale est hyper-aride (figure III-19).

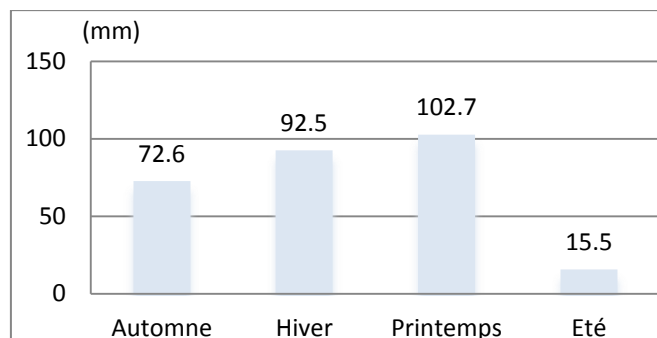


Figure III-19 Pluviométrie moyenne saisonnière (1970-2004) (SMN-Oujda)

Les précipitations moyennes mensuelles, enregistrées à la station SMN-Oujda, sont très variables (figure III-20).

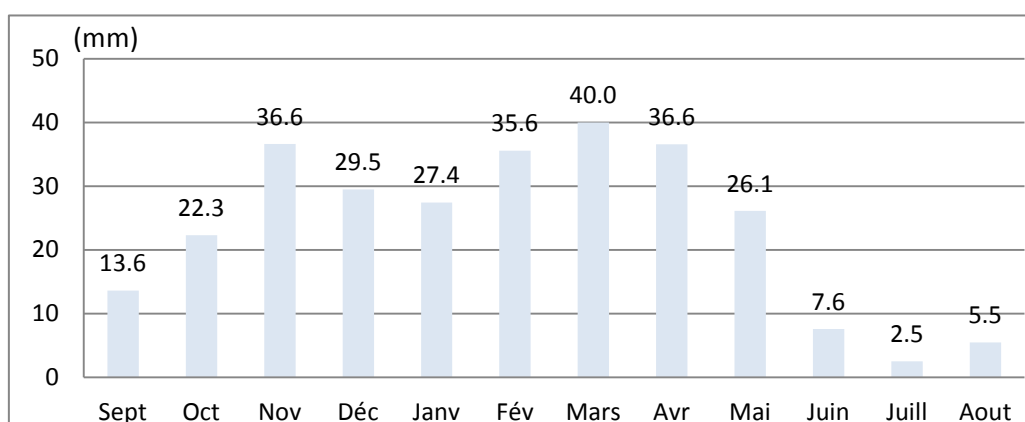


Figure III-20 Pluviométrie annuelle (1970-2004) (SMN-Oujda)

Cette zone est caractérisée par une pluviométrie annuelle variable d'une année à l'autre (figure III-21).

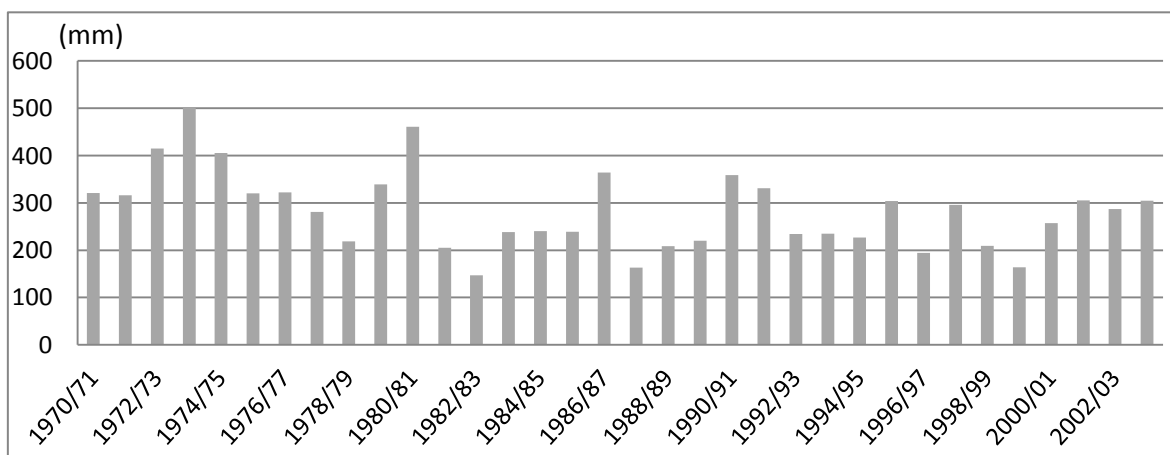


Figure III-21 Pluviométries annuelles (1970-2004) (SMN-Oujda)

L'application de l'indice pluviométrique standardisé sur la période 1935-2003, montre une phase déficitaire avant 1956 et une phase normale à excédentaire jusqu'en 1970, suivie d'une phase de sécheresse (Sebbar et al., 2011).

- Températures

La température de cette zone est caractérisée par des écarts d'un mois à l'autre. La plus faible température moyenne est enregistrée pendant le mois de Janvier. Alors que la température la plus élevée est enregistrée durant le mois d'Août.

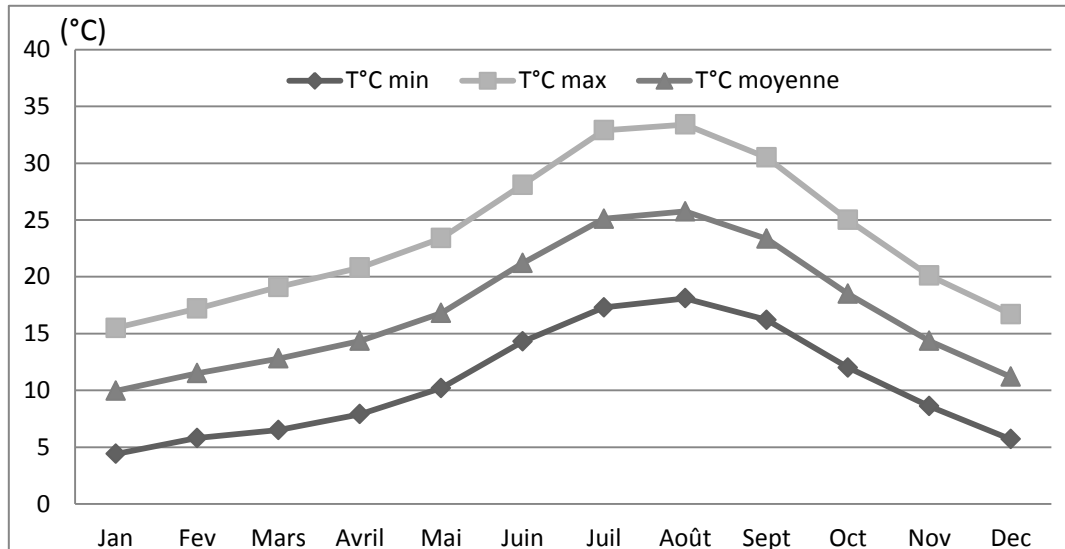


Figure III-22 Températures mensuelles minimales, maximales et moyennes (1961-2014) (SMN-Oujda)

Les moyennes des températures annuelles sont très variables d'une année à l'autre. L'évolution des températures moyennes annuelles, sur la période 1961-2006, montre une tendance générale croissante depuis 1973 (figure III-23).

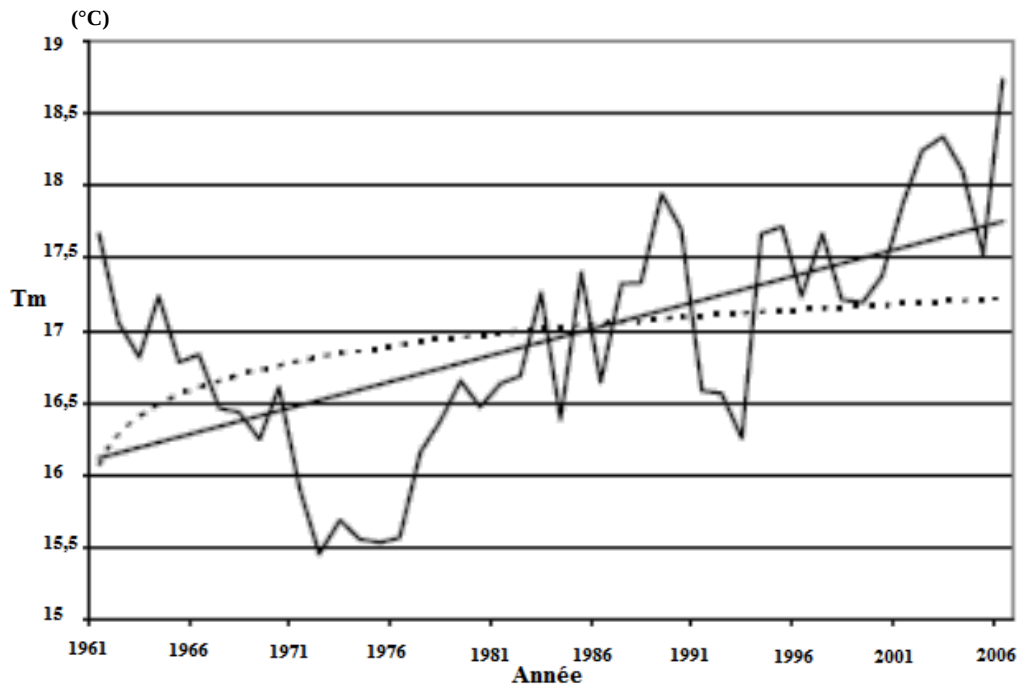


Figure III-23 Températures moyennes annuelles (1961-2006) (SMN-Oujda)

- Piézométrie

L'historique de la piézométrie de la nappe d'Angad a été suivi sur 45 piézomètres, répartis sur toute la plaine. Cependant, ces historiques présentent des lacunes. Actuellement, le réseau réduit est composé de 5 piézomètres (figure III-24).

L'étude de 42 piézogrammes, pour la période 1971-2001 à 2003, montre une baisse générale des niveaux statiques. Cette baisse a commencé à partir de 1975, exceptés pour quelques piézomètres au nord qui n'ont connu cette baisse qu'à partir de 1980, et pour un piézomètre de la bordure Est (1873/12) à partir de 1999 (PDAIR).

L'amplitude de ces baisses varie entre 3m, enregistrée sur la bordure Est, au niveau des piézomètres 1202/12 et 1873/12 (1975-2001), et plus de 15m, enregistrée au sud près d'Oued Nachef. Une amplitude maximale, d'environ 40m (1988-2003), a été enregistrée au niveau du piézomètre 2820/12.

Le croisement de la pluviométrie annuelle avec les fluctuations du niveau statiques des piézomètres montre que l'année 1974-1975 a connu une forte recharge généralisée. D'autres recharges, matérialisées par un ralentissement de la baisse du niveau statique, ont eu lieu aux années 1982-1983, 1986-1987 et 1995-1996 (PDAIRE, 2012).

L'étude de la réponse des niveaux piézométriques à la pluviométrie mensuelle a été menée sur 30 piézomètres et puits-témoins, pendant 11 ans (septembre 1957 - août 1968). Elle a montré un déphasage de 6 à 11 mois, entre les maxima pluviométriques et les variations positives du niveau de la nappe. Ce retard de la réponse permet de conclure que l'alimentation de cet aquifère ne se fait pas directement par la pluie tombée sur la plaine même (Nguyen et Simonot, 1971).

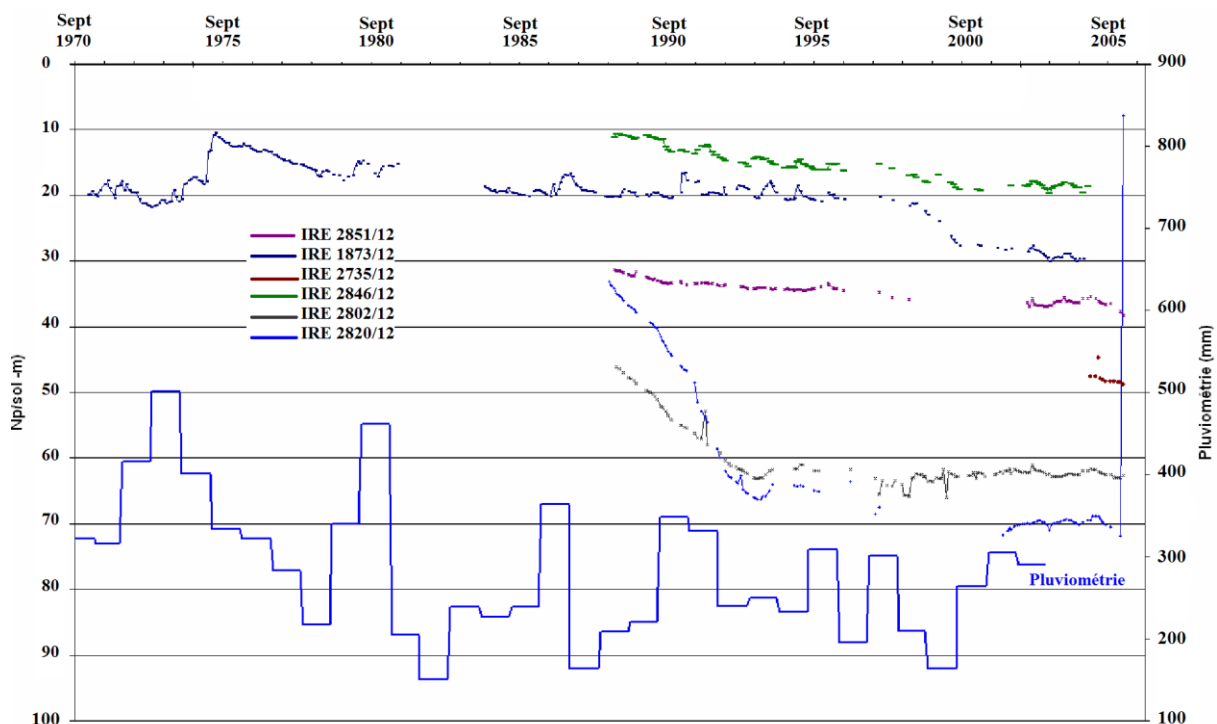


Figure III-24 Évolution de la piézométrie de la nappe d'Angad (1970-2006 ; PDAIRE, 2012)

IV.2. Cartographie des paramètres dynamiques

Les paramètres relatifs à la topographie “T” et au sol “S” sont considérés statiques entre les années 1995 et 2004. En effet, la durée de l'évolution des sols est très variable, oscillant entre quelques milliers d'années à plus d'un million d'années (Duchaufour, 1996). Par contre, les autres paramètres peuvent être plus ou moins dynamiques sur la période de l'étude. Néanmoins, l'examen des logs stratigraphiques des forages montre que les faciès dominant de la zone saturée et non saturée pour les trois années sont invariables.

❖ *Profondeur de la nappe*

Le suivi de la profondeur de la nappe au niveau de 44 piézomètres montre une évolution différente d'un piézomètre à l'autre. Cette tendance pourrait être le résultat de la grande hétérogénéité des faciès de cet aquifère combinée à une exploitation différente d'une zone à l'autre. La moyenne des variations du niveau piézométrique de ces forages montre une hausse de 4,8m entre les années 1995 et 2000 suivie d'une baisse de 2,3 m en 2004. Les cartes de profondeurs sont présentées dans la figure III-25.

Les faibles profondeurs sont situées généralement au niveau de la zone délimitée par les oueds d'Isly (Bounaïm) et de Bouchtat au Nord-Est de la ville d'Oujda et sur le Nord-est de la plaine d'Angad.

Les variations des notes de profondeurs concernent respectivement 30,1% et 29,9% de la superficie de la zone d'étude entre les années 1995-2000 et 2000-2004. Ces variations de différentes amplitudes concernent essentiellement le Nord-Est de la plaine et la zone délimitée par Oued Bou Naim et Bouchtat au Nord-est de la ville d'Oujda.

❖ *Recharge nette verticale*

La recharge de la nappe se fait par l'infiltration efficace, l'infiltration des eaux des oueds, les retours d'irrigation et les pertes des réseaux d'assainissement et d'eau potable. Parmi ces éléments, l'infiltration efficace pourrait varier d'une année à l'autre. Les variations des autres éléments entre les trois années d'étude sont supposées très faibles (Figure III-26).

L'infiltration efficace de chaque année a été calculée par la méthode de Thornthwaite en utilisant la carte des RFU (DPA-Oujda, 1989). L'infiltration des eaux des oueds Isly, Bouchtat et Sefrou s'effectue lors des crues annuelles, caractérisées par une fréquence annuelle très régulière. Par conséquent, les volumes annuels de cette infiltration ont été considérés équivalents au volume calculé pour l'année 2004 (Section II.1).

On constate sur les cartes des trois années que la recharge est assurée essentiellement par l'infiltration des eaux des réseaux d'AEP et d'EU de la ville d'Oujda (264 mm), des Oueds Isly (86-139 mm) et Bouchtat (38 mm).

La classification de ce paramètre pour les années 1995 et 2004 est similaire. Cependant pour l'année 2000, une très faible différence est enregistrée au Nord de la plaine. Elle concerne 4,22% de la superficie de cette zone.

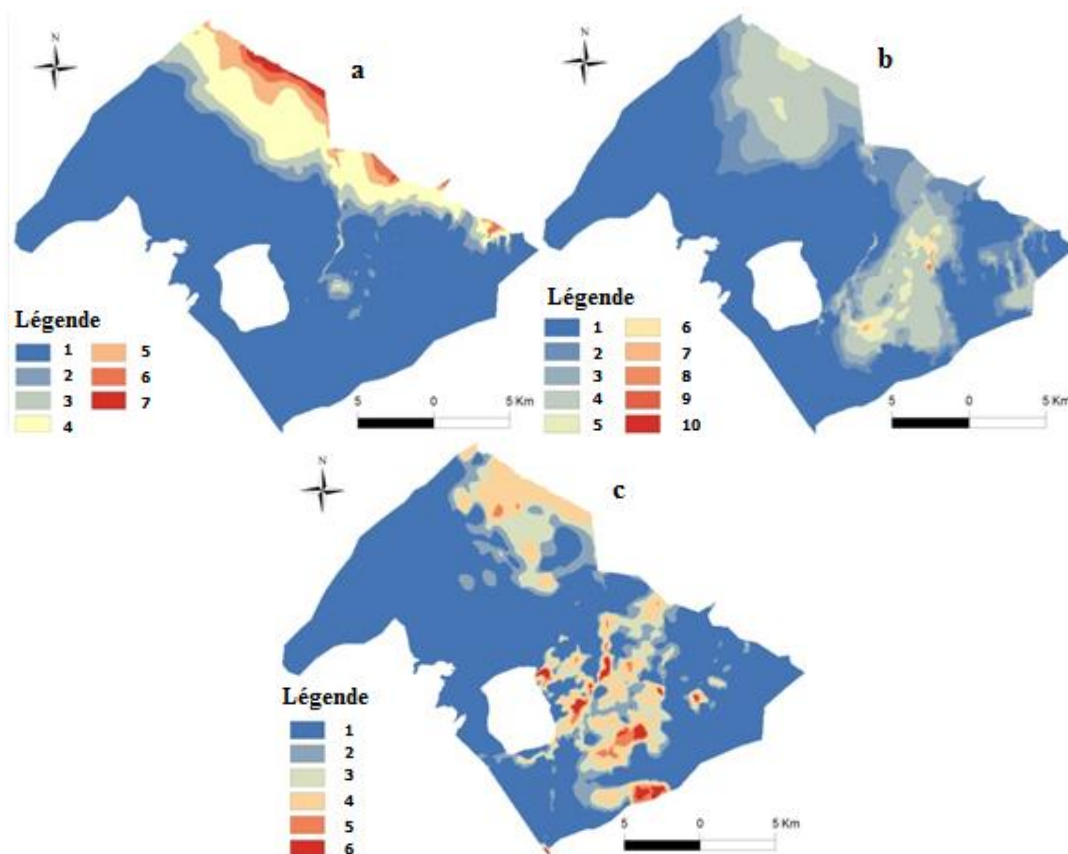


Figure III-25 Cartes des profondeurs de la nappe d'Angad des années :
a.1995 b.2000 c.2004

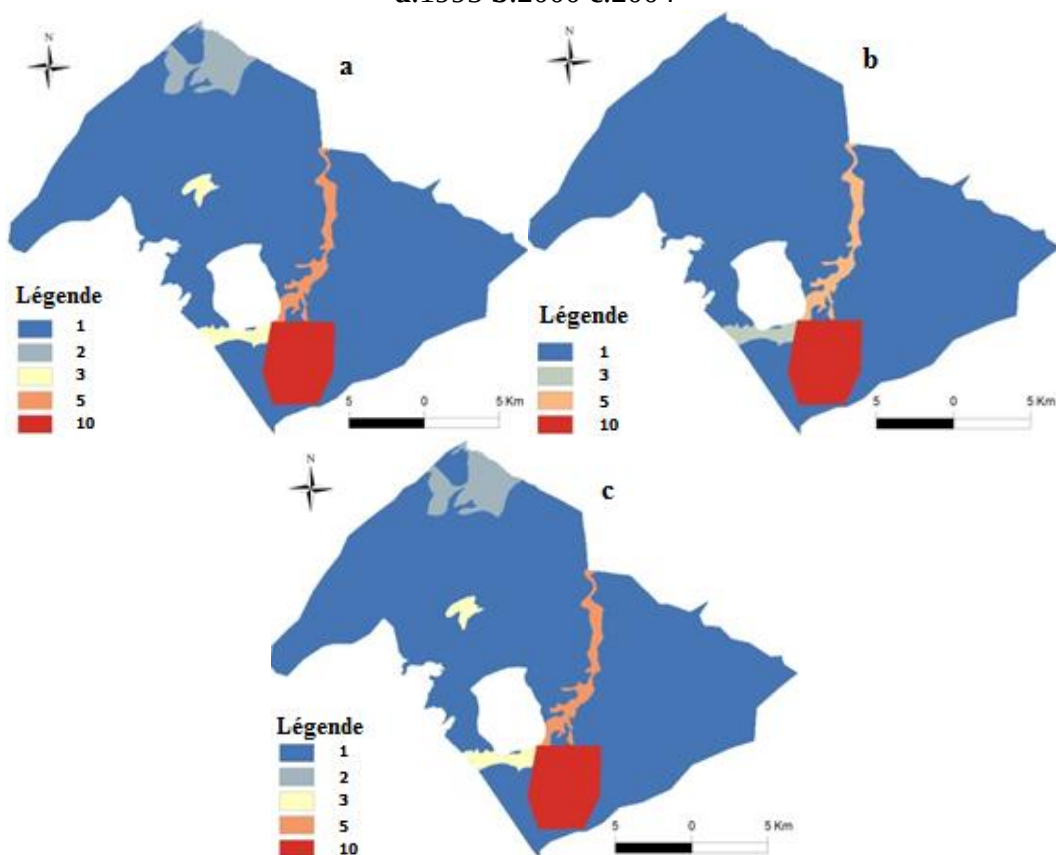


Figure III-26 Cartes de la recharge verticale d'Angad des années :
a.1995 b.2000 c.2004

❖ Conductivité Hydraulique

Ce paramètre dépend de la porosité efficace des matériaux constituant l'aquifère. Il varie en fonction des fluctuations du niveau piézométrique et du contraste de perméabilité entre les couches de l'aquifère. Les variations de la perméabilité sont estimées, pour chaque année, au niveau des forages qui ont subi des variations significatives de la profondeur de la nappe. L'évaluation est effectuée en considérant les changements des couches géologiques de la zone saturée. Les perméabilités des couches géologiques sont déduites des résultats des essais de débit (Mortier et al., 1965 ; Nguyen et Simonot, 1971). Les perméabilités correspondantes à chaque année sont déduites selon la relation III.3 de la perméabilité équivalente de plusieurs couches à un écoulement en parallèle (figure III-27).

$$K_e = \Sigma K_i * L_i / \Sigma L_i \quad \text{III.3}$$

Où: K_e : perméabilité équivalente ; K_i , L_i : perméabilité et épaisseur de la couche géologique i

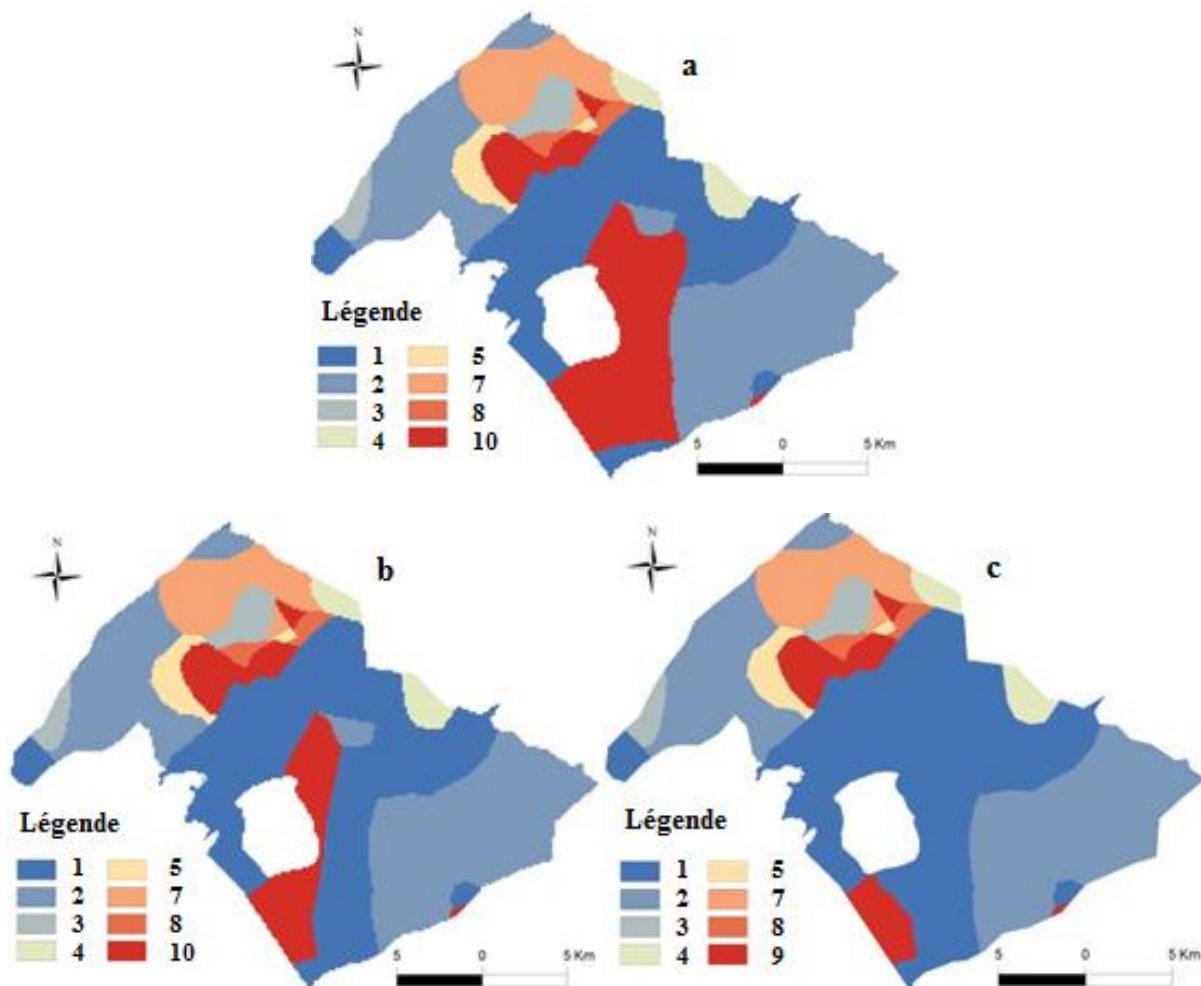


Figure III-27 Cartes de la perméabilité de l'aquifère d'Angad des années :
a.1995 b.2000 c.2004

Les variations de la perméabilité calculée pour les trois années concernent principalement, les parties sud et centrale de la zone d'étude caractérisées par la présence d'un grand contraste entre les perméabilités des roches volcaniques et des roches sédimentaires

d'intercalation. Cette différence engendre des variations importantes de la perméabilité de cet aquifère sur les zones de grandes fluctuations du niveau statique de la nappe. Ces variations occupent respectivement 9,1% et 12,2% de la superficie de la zone d'étude entre les années 1995-2000 et 2000-2004.

❖ *Indice de fracturation*

Cet indice dépend d'une part de la densité des discontinuités majeures et de la profondeur des roches fissurées qui sont statiques. D'autre part il dépend de l'épaisseur des roches fissurées dans la zone non saturée qui est dynamique en fonction des fluctuations du niveau piézométrique.

Les variations de cet indice entre les trois années concernent respectivement 2,4% et 9,7% de la superficie de cette zone pour les années 1995-2000 et 2000-2004. Elles occupent la partie centrale autour de la zone sans aquifère, marquée par la présence des basaltes fissurés (figure III-28).

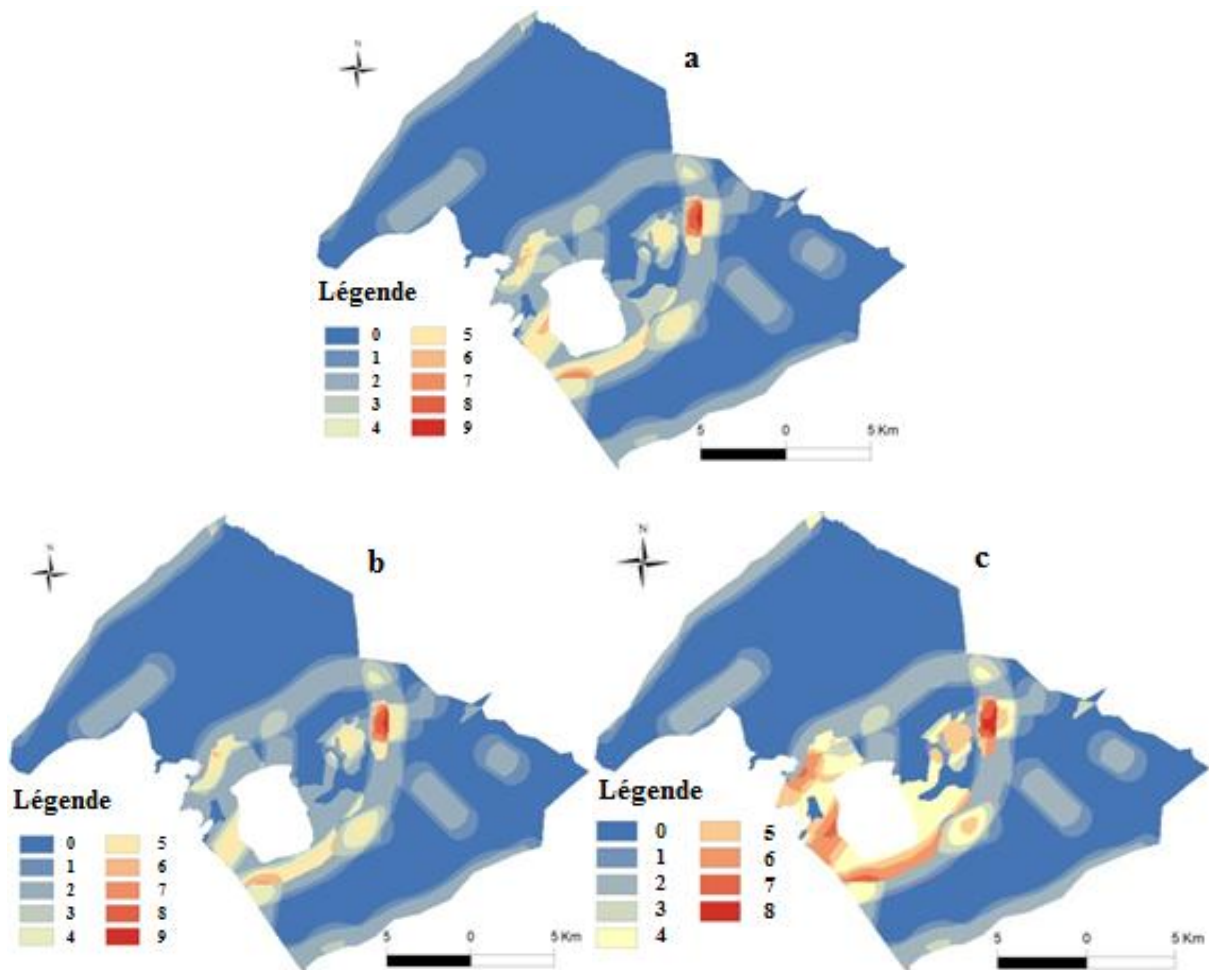


Figure III-28 Cartes de l'indice de fracturation d'Angad des années :
a.1995 b.2000 c.2004

IV.3. Cartes de vulnérabilité DRASTIC et F-DRASTIC

- *Cartes DRASTIC*

Les cartes de vulnérabilité DRASTIC des années 1995, 2000 et 2004, présentent une répartition spatiale des classes de vulnérabilité différente d'une année à l'autre (figure III-29 ; tableau III-7).

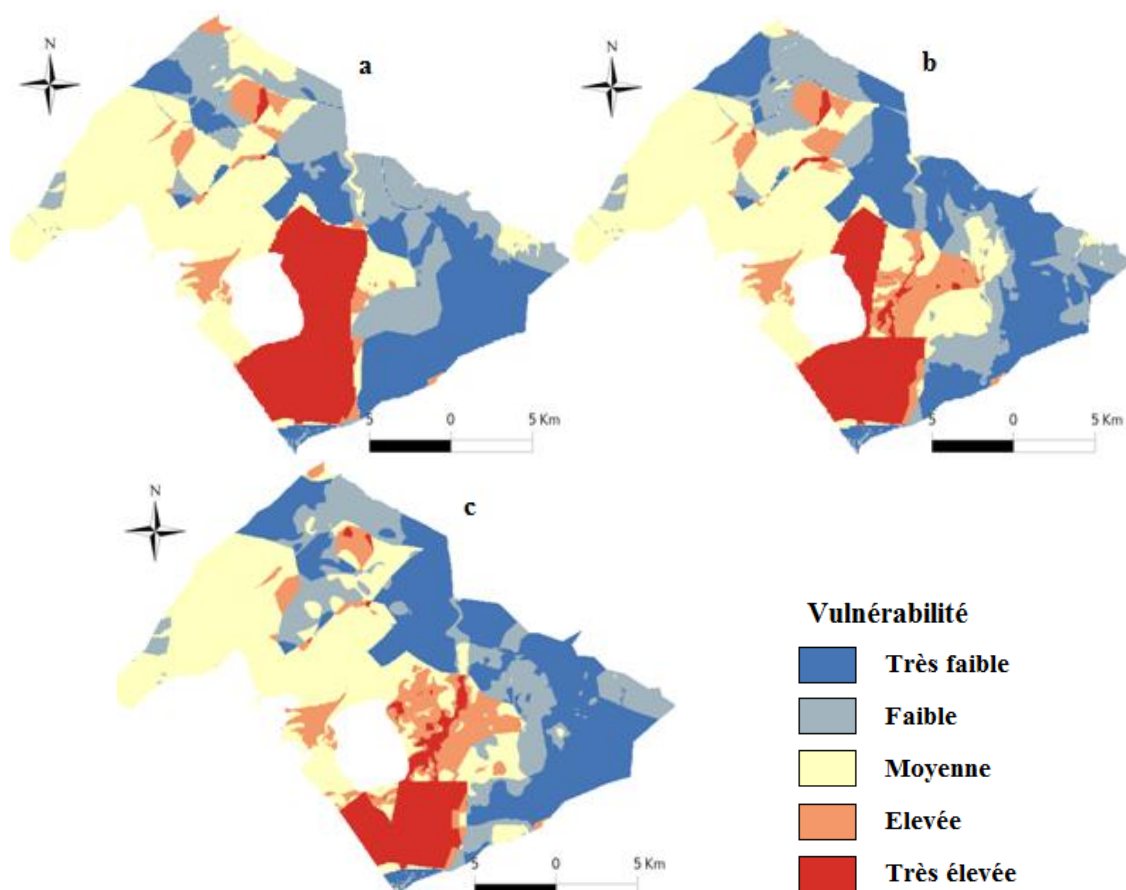


Figure III-29 Cartes DRASTIC d'Angad des années :
a.1995 b.2000 c.2004

Les variations de l'indice de vulnérabilité concernent respectivement 46,7% et 50,6% de la superficie de la zone d'étude entre les années 1995-2000 et 2000-2004.

Tableau III-7 Zonage des classes de vulnérabilité DRASTIC d'Angad en 1995, 2000 et 2004.

VULNÉRABILITÉ	SURFACE (%)		
	1995	2000	2004
Très faible	22,77	25,03	29,15
Faible	21,74	17,48	17,49
Moyenne	34,66	36,27	34,38
Élevée	4,85	9,19	10,04
Très élevée	15,98	12,03	8,93

Les zones de vulnérabilité faible à très faible occupent la majorité de la superficie de la plaine avec respectivement 44,5%, 42,5% et 46,6% pour les années 1995, 2000 et 2004. Elles couvrent principalement une bande à l'Est et au Sud de la plaine.

Les zones de vulnérabilité moyenne couvrent respectivement 34,7%, 36,3% et 34,4% de la superficie de cette zone pour les années 1995, 2000 et 2004. Elles occupent la partie Ouest et Nord-Ouest de la plaine.

Les zones de vulnérabilité élevée à très élevée occupent respectivement 20,8%, 21,2% et 19% de la superficie totale de la nappe pour les années 1995, 2000 et 2004.

Les zones de vulnérabilité très élevée connaissent un rétrécissement en passant respectivement de 16%, 12% à 9% entre les années 1995, 2000 et 2004. Ces zones occupent la partie centrale et sud de la plaine sur la carte de 1995. Toutefois, ces zones sont limitées sur la partie sud et sur une partie centrale étroite au Nord de la ville d'Oujda sur la carte de l'année 2000. Pour l'année 2004, seuls la partie Sud et un tronçon du lit de l'oued d'Isly au Nord de la ville d'Oujda sont qualifiés de vulnérabilité très élevée.

- *Cartes F-DRASTIC*

Les cartes de vulnérabilité F-DRASTIC, des trois années 1995, 2000 et 2004, présentent une variation de la répartition spatiale des classes de vulnérabilité (figure III-30 ; Tableau III-8).

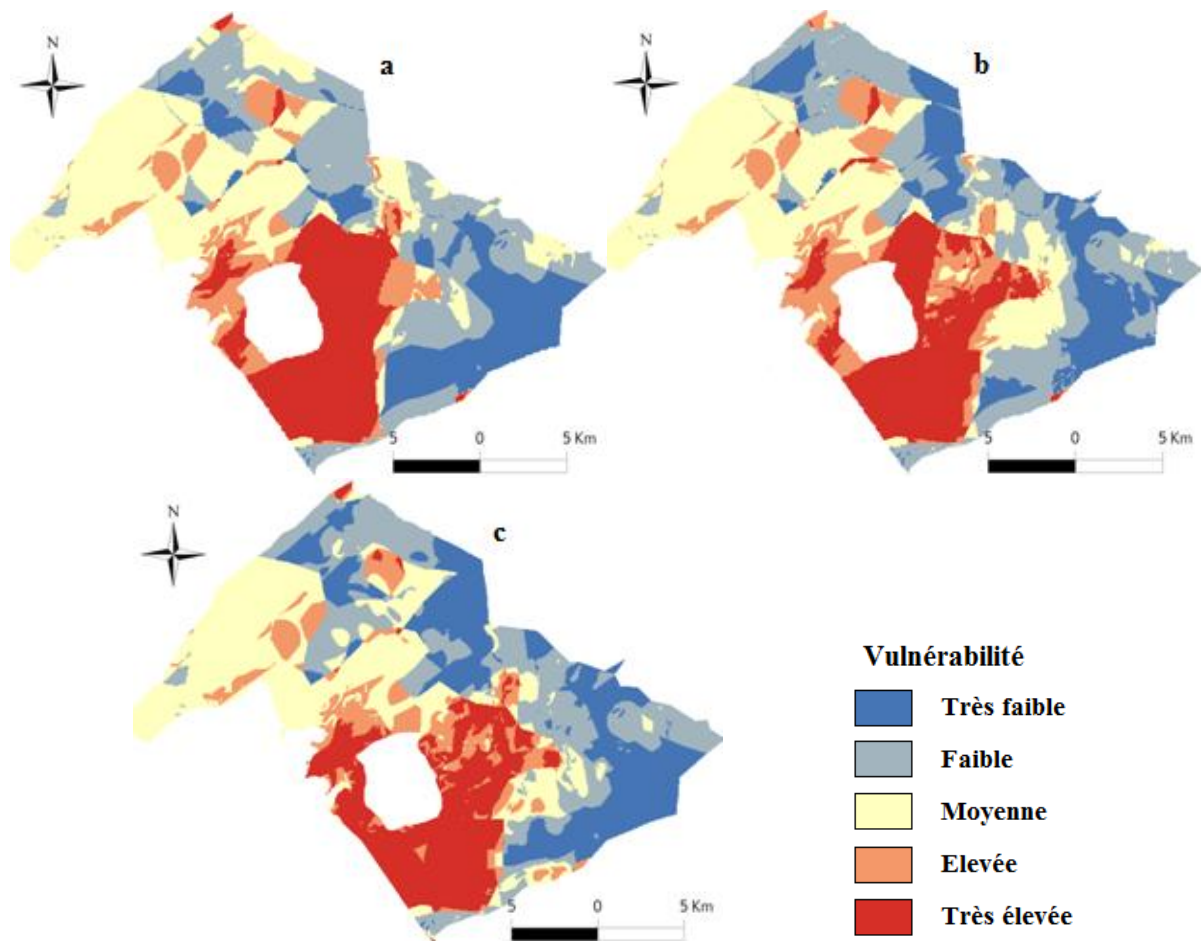


Figure III-30 Cartes F-DRASTIC d'Angad des années :
a.1995 b.2000 c.2004

Les variations de l'indice de vulnérabilité concernent respectivement 48,4% et 55,8% de la superficie de la zone d'étude entre les années 1995-2000 et 2000-2004.

Tableau III-8 Zonage des classes de vulnérabilité F-DRASTIC d'Angad en 1995, 2000 et 2004.

VULNÉRABILITÉ	SURFACE (%)		
	1995	2000	2004
Très faible	22,34	24,01	20,98
Faible	21,28	17,64	22,33
Moyenne	31,58	32,02	27,98
Élevée	5,01	9,54	10,74
Très élevée	19,79	16,79	17,98

Les zones de vulnérabilité faible à très faible occupent la majorité de la superficie de la plaine avec respectivement 43,6%, 41,7% et 43,3% pour les années 1995, 2000 et 2004. Elles couvrent principalement une bande à l'Est et au Sud de la plaine.

La vulnérabilité moyenne couvre respectivement 31,6%, 32% et 28% de la superficie pour les années 1995, 2000 et 2004. Elles occupent la partie Nord-Ouest de la plaine.

Les zones de vulnérabilité élevée à très élevée occupent respectivement 24,8%, 26,3% et 28,7% de la superficie totale de la nappe pour les années 1995, 2000 et 2004.

Les zones de vulnérabilité très élevée connaissent un rétrécissement en passant de 19,8% à 16,8% entre 1995 et 2000. Ces zones vont subir une expansion pour couvrir 18% en 2004. Elles occupent la partie centrale et sud de la plaine sur la carte de 1995. Toutefois, elles sont limitées sur la partie sud et une partie centrale étroite au Nord de la ville d'Oujda sur la carte de l'année 2000. Pour l'année 2004, les parties Sud et Ouest de la bosse et une petite zone au Nord de la ville d'Oujda sont qualifiées de vulnérabilité très élevée.

- *Effet de l'introduction de l'indice de fracturation*

L'introduction de l'indice de fracturation a engendré l'amplification de la vulnérabilité sur les zones fracturées. Cet effet se traduit par l'augmentation de la superficie des zones vulnérables à très vulnérables sur respectivement 3,8%, 5,1% et 9,9% de la superficie de la zone d'étude pour les années 1995, 2000 et 2004.

La comparaison des tendances de la dynamique de la vulnérabilité entre les trois années d'étude montre une expansion des superficies concernées par les variations de l'indice de vulnérabilité pour la méthode F-DRASTIC par rapport à la méthode DRASTIC. L'introduction de l'indice de fracturation a engendré l'augmentation de ces superficies respectivement de 1,7% et 5,2% pour les années 1995-2000 et 2000-2004.

Ces variations sont en accord avec la nature fracturée des terrains couverts par ces variations. En général, les zones fracturées sont caractérisées par des temps de réponse aux changements des conditions hydrogéologiques ou hydrologiques réduits par rapport aux milieux poreux.

IV.3.1. Poids effectifs des paramètres

❖ *Cartes DRASTIC*

Les poids effectifs des paramètres sur les trois cartes de vulnérabilité à la pollution ont montré que les poids les plus élevés correspondent à ceux des paramètres “I” et “A” (tableau III-9). Ces résultats sont dus aux notes élevées de ces paramètres en plus de leurs poids élevés. Les paramètres ayant la plus faible sensibilité, “R” et “S”, pourrait être le résultat des faibles notes de recharge et du sol dans la majeure partie de la zone d'étude.

La comparaison des poids effectifs des différents paramètres dynamiques des trois années montre une variation de l'ordre relatif d'influence des paramètres “D” et C. La stabilité de l'ordre relatif de l'effet du paramètre “R” est en cohérence avec sa faible amplitude et superficie de variation entre ces trois années.

L'ordre relatif d'influence des paramètres statiques reste invariable excepté pour le paramètre “T” à cause de la très faible différence entre son poids effectif et ceux des paramètres dynamiques D et C.

Tableau III-9 Poids effectifs des paramètres DRASTIC d'Angad pour les années :
1995, 2000 et 2004.

Paramètre	1995	2000	2004
D	9,39	10,81	9,34
R	6,44	6,43	6,81
A	24,04	24,14	24,88
S	7,54	7,54	7,73
T	10,75	10,78	11,09
I	30,29	30,48	31,24
C	11,55	9,82	8,91

Cette analyse de sensibilité, montre que les effets relatifs des sept paramètres sur l'indice de vulnérabilité sont plus ou moins variables d'une année à l'autre. Par conséquent, ils doivent être tous pris en compte pour calculer l'indice de vulnérabilité final, même si certains paramètres peuvent être plus déterminants par rapport aux autres.

❖ *Cartes F-DRASTIC*

Les poids effectifs des paramètres sur les trois cartes de vulnérabilité montrent que les poids les plus élevés correspondent à ceux des paramètres “I” et “A” (tableau III-10). Le plus faible poids effectif correspondant au paramètre “F” relatif à l'indice de fracturation est dû à sa valeur nulle sur la majeure partie de cette zone.

La comparaison des poids effectifs des différents paramètres dynamiques des trois années montre une variation de l'ordre relatif d'influence des paramètres “D” et C. La stabilité de l'ordre relatif de l'effet du paramètre “R” est en cohérence avec sa faible variation entre ces trois années. Pour le poids effectif du paramètre F, bien qu'il corresponde à la plus grande variation en termes de valeurs, son ordre relatif reste cependant invariable. L'ordre relatif d'influence des paramètres statiques reste invariable excepté pour le paramètre “T” à cause de la très faible différence entre son poids effectif et ceux des paramètres dynamiques D et C.

Tableau III-10 Poids effectifs des paramètres F-DRASTIC d'Angad pour les années : 1995, 2000 et 2004.

Paramètres	1995	2000	2004
D	9,29	10,71	8,90
R	6,32	6,31	6,47
A	23,58	23,66	23,50
S	7,40	7,39	7,30
T	10,59	10,61	10,54
I	29,61	29,78	29,48
C	11,34	9,70	8,61
F	1,87	1,83	5,19

Cette analyse de sensibilité, montre que les effets relatifs des huit paramètres sur l'indice de vulnérabilité sont plus ou moins variables d'une année à l'autre. Par conséquent, ils doivent être tous pris en compte pour calculer l'indice de vulnérabilité final, même si certains paramètres peuvent être plus déterminants par rapport aux autres.

❖ *Effet de l'introduction de l'indice de fracturation*

L'introduction de l'indice de fracturation s'accompagne d'une diminution des poids effectifs des paramètres DRASTIC. La comparaison des valeurs des poids effectifs de ces paramètres sur les deux cartes DRASTIC et F-DRASTIC montre des diminutions variables d'un paramètre à l'autre et d'une année à l'autre. Les plus grandes diminutions sont enregistrées par les paramètres I et A avec respectivement 0,68, 0,70, 1,76 et 0,46, 0,48, 1,38 pour les années 1995, 2000 et 2004. Les autres paramètres ont connu une diminution qui varie généralement entre 0,55 et 0,1.

IV.3.2. Analyse de sensibilité de la dynamique de la vulnérabilité

❖ *Cartes DRASTIC*

L'analyse de sensibilité par enlèvement de paramètres a été effectuée dans ce travail sur les variations de la vulnérabilité en fonction des variations des paramètres dynamiques entre les trois années (tableau III-11).

Tableau III-11 Analyse de sensibilité de la dynamique des cartes DRASTIC (Angad)

Périodes	Δ Paramètres	MIN	MAX	MEAN	STD
1995-2000	Δ D	0,002	2,107	0,126	0,108
	Δ C	0,024	2,226	0,060	0,126
	Δ R	0,024	0,690	0,031	0,032
2000-2004	Δ D	0,002	2,524	0,127	0,128
	Δ C	0,001	2,226	0,056	0,109
	Δ R	0,020	0,857	0,044	0,097

Cette analyse montre que la variation de la vulnérabilité est plus sensible aux variations du paramètre D par rapport au paramètre C. Le paramètre R présente l'impact le plus faible. Ces résultats sont en cohérence avec les amplitudes et les superficies respectives de variations de chaque paramètre.

❖ *Cartes F-DRASTIC*

Le tableau III-12 présente les moyennes pondérées par la surface des indices de sensibilité de chaque variation de paramètre dynamique.

Tableau III-12 Analyse de sensibilité de la dynamique des cartes F-DRASTIC (Angad)

Périodes	Δ Paramètres	MIN	MAX	MEAN	STD
1995-2000	Δ D	0,004	1,804	0,106	0,093
	Δ C	0,018	1,911	0,049	0,108
	Δ R	0,006	0,589	0,024	0,028
	Δ F	0,004	1,089	0,022	0,022
2000-2004	Δ D	0,000	2,161	0,101	0,115
	Δ C	0,001	1,946	0,050	0,120
	Δ R	0,006	0,589	0,030	0,063
	Δ F	0,006	1,411	0,036	0,055

Cette analyse montre que la variation moyenne de l'indice de vulnérabilité est plus sensible à la variation du paramètre D par rapport au paramètre C. Le paramètre F, présentant l'effet le plus faible pour la période 1995-2000, devient plus influent pour la période 2000-2004 par rapport au paramètre R.

Ces résultats sont en cohérence avec les amplitudes et les superficies respectives de variations de chaque paramètre. Ils montrent que les effets relatifs de ces paramètres sur la vulnérabilité sont variables en fonction principalement des changements des conditions hydrogéologiques de l'aquifère et secondairement des conditions hydrologiques de la zone d'étude. En effet, les variations de la profondeur de cette nappe ne dépendent pas directement de la recharge verticale locale, mais plutôt, de la recharge latérale des autres nappes adjacentes (Nguyen et Simonot, 1971). Aussi, les fluctuations du niveau statique de cette nappe dépendent des volumes d'exploitation pour l'AEP et l'irrigation.

❖ *Effet de l'introduction de l'indice de fracturation*

L'effet des variations de l'indice de fracturation a engendré la diminution de la sensibilité des variations de la vulnérabilité aux variations des paramètres D, C et R. Ces diminutions sont respectivement de l'ordre de 0,02, 0,011 et 0,07 entre les années 1995 et 2000. Entre les années 2000 et 2004, elles sont respectivement de l'ordre de 0,026, 0,006 et 0,014.

Conclusion

L'application de la méthode F-DRASTIC pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère fracturé d'Angad, présentée dans ce chapitre, montre une amplification de la vulnérabilité des zones fracturées en fonction du degré de fracturation. Ce résultat a été obtenu en comparant les deux cartes de vulnérabilité DRASTIC et F-DRASTIC, élaborées pour cette nappe phréatique.

L'analyse de sensibilité effectuée sur ces deux cartes montre que cette adaptation n'a pas d'effet significatif sur l'ordre relatif des effets des paramètres DRASTIC. Par ailleurs, cette analyse a montré l'effet prépondérant des paramètres liés à la lithologie de la zone non saturée (I) et de la zone saturée (A). L'effet de l'indice de fracturation, bien qu'il ait une valeur nulle sur la majeure partie de la zone d'étude, présente un impact intermédiaire. En revanche, l'effet de ce paramètre est considérable sur la vulnérabilité au niveau des zones fracturées.

La pollution par les nitrates au niveau de cet aquifère montre un axe très pollué dans le sens de l'écoulement, entre la zone urbaine de la ville d'Oujda et sa partie aval limitée par les oueds d'Isly et de Bouchtat. Ce constat est en accord avec la vulnérabilité élevée qui caractérise cette zone. Les corrélations entre les teneurs en nitrates et les indices de vulnérabilité présentent des coefficients moyens sur les deux cartes. En revanche, les coefficients de corrélation montrent une légère amélioration de la méthode F-DRASTIC par rapport au modèle DRASTIC.

Dans cette étude, nous avons montré que la vulnérabilité d'un aquifère est dynamique. Elle est variable dans le temps en fonction des variations de certains paramètres dynamiques. Ce résultat confirme les conclusions de l'étude de la dynamique de la vulnérabilité, menée sur l'aquifère de R'mel (Es Saouini et al., 2014). Dans cette zone, les variations de la vulnérabilité entre les années d'étude sont très sensibles aux variations des conditions hydrogéologiques relatives à la profondeur de la nappe. Elles sont cependant, moins sensibles aux variations des conditions climatologiques relatives à la recharge verticale. En effet, les variations de la recharge entre les années d'étude sont très faibles contrairement à la profondeur, qui semble évoluer indépendamment, sous l'effet probable d'autres sources de recharge ou d'une exploitation variable dans le temps.

La comparaison des superficies respectives des classes de vulnérabilité sur les cartes F-DRASTIC des trois années d'étude permet de montrer une tendance vers l'expansion des aires de vulnérabilité élevée à très élevée. Le trait commun entre ces cartes, est la forte vulnérabilité qui caractérise la zone urbaine, les lits des oueds et les zones fracturées par rapport aux autres zones de cette plaine.

L'effet de l'introduction de l'indice de fracturation, sur les cartes des trois années d'étude, se traduit par la diminution des poids effectifs de tous les paramètres et des indices de sensibilité des paramètres dynamiques.

Chapitre II. Application à l'aquifère de Bou-Areg

Introduction

Dans le bassin méditerranéen, de nombreux aquifères sont exposés à l'action des changements climatiques et environnementaux couplés à une pression anthropique croissante (Zuppi, 2008; Re et Zuppi, 2011). Dans ce contexte, la région de Bou-Areg (Nord-est du Maroc), comme beaucoup d'autres plaines côtières méditerranéennes, est caractérisée par les activités agricoles intenses, couvrant plus de 62% de la surface totale (El Yaouti et al., 2008), avec seulement 20 à 40% des terrains équipés pour l'irrigation (FAO, 2012). À cet effet, la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère de Bou-Areg devrait présenter des changements consécutifs à la mise en service des systèmes d'irrigation (à partir de la rivière de la Moulouya). En effet, l'étude hydrogéochimique et isotopique des eaux souterraines a montré que cet aquifère subit des changements de qualité sous l'effet des variations climatologiques, des pratiques agricoles et de l'urbanisation (Re et al., 2013).

Pour vérifier l'impact de ces changements sur la vulnérabilité de cet aquifère, nous avons appliqué la méthode DRASTIC pour trois différentes années : 1969, 1995 et 2006 (Bouchnan et al., 2015). L'évaluation de la vulnérabilité pour l'année (1969) est d'une grande importance puisqu'elle témoigne de l'état de cette aquifère avant la mise en service du réseau d'irrigation. Les deux autres années permettent d'évaluer l'effet de la grande variation des volumes d'eau d'irrigation consommés (49,17 Mm³).

Pour tenir compte des activités agricoles très développées sur cette plaine, les cartes de vulnérabilités ont été élaborées par les méthodes DRASTIC_{norm} et DRASTIC_{phyt} (Lallemand-Barres, 1994).

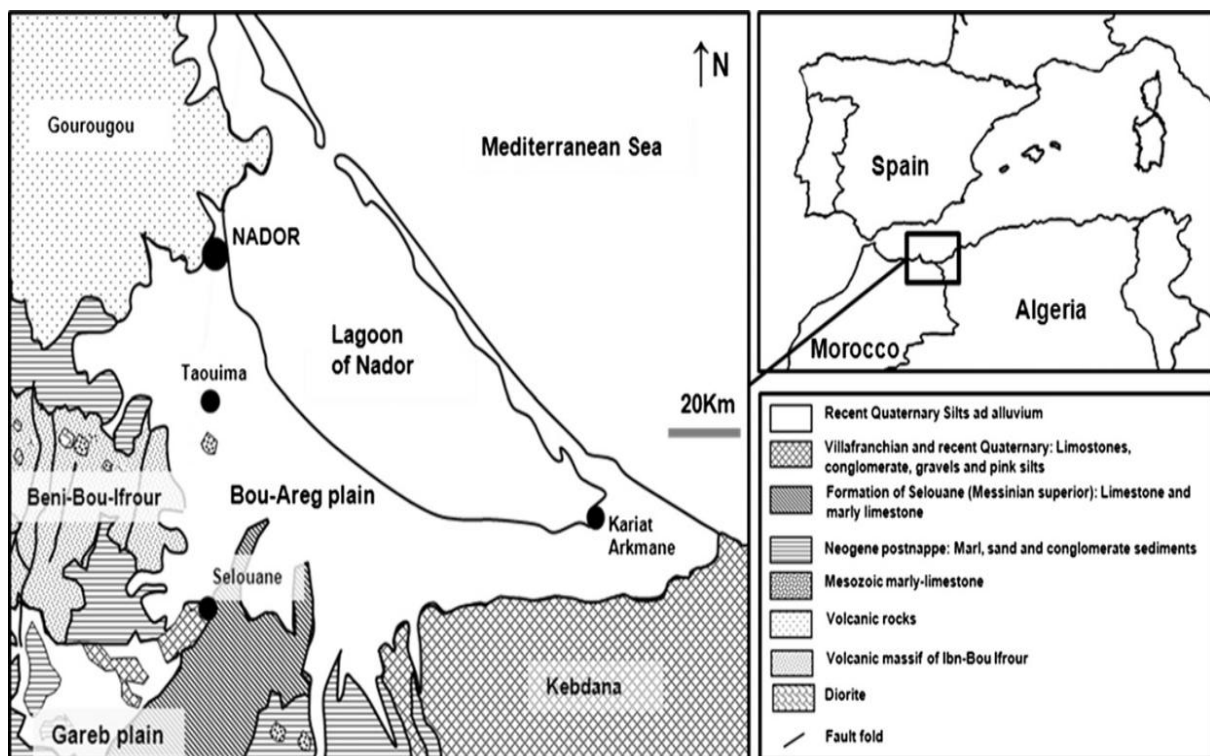
I. Présentation de la zone d'étude

I.1. Contexte géographique

La plaine côtière de Bou-Areg est située sur la côte méditerranéenne du Maroc, près des frontières Algériennes (figure III-31). Cette plaine alluviale, d'une superficie d'environ 190 km², est limitée au Nord-ouest par le massif volcanique de Gourougou et par le massif de Beni-Bou-Ifrou et la chaîne de Kbdana au Sud-est. Au sud, cette plaine est reliée à la plaine du Gareb par le couloir de Selouane, tandis que la frontière nord correspond à la lagune de Nador (ou Marchica). Cette lagune a une superficie de 115 km² et une profondeur n'excédant pas 8m (Umgiesser et al., 2005).

Cette plaine est caractérisée par la présence de marais salants, des rivières temporaires (oueds), dont certains servent comme des effluents d'eaux usées des zones urbaines en amont (Gonzalez et al., 2007), et une rivière permanente (oued Selouane). Certains oueds débouchent directement dans la lagune de Nador, tandis que d'autres n'y parviennent pas en raison de la réduction du débit par évaporation ou infiltration dans l'aquifère.

Le climat de la région est principalement semi-aride, avec un niveau général élevé d'humidité due à la proximité de la mer. Les vents dominants se déplacent dans une direction W-SW de Novembre à Mai et E-NE entre Mai et Octobre (Tesson, 1977). Il n'y a pas de saison régulière des pluies et les précipitations régionales sont principalement liées aux perturbations de l'Atlantique, avec une pluviométrie moyenne d'environ 300 mm/an (El Yaouti et al., 2009).



I.2. Contexte géologique

La plaine de Bou-Areg appartient à la cuvette de Melilla-Nador qui fait partie des bassins néogènes post-nappes. Ces derniers ont été individualisés sous l'effet des réajustements isostatiques, manifestés après les déformations majeures alpines et les événements métamorphiques qui ont marqué l'évolution métamorphique de la chaîne rifaine (Azdimoussa, 1999).

Le début du remplissage de ce bassin date du Tortonien (Guillemin et Houzay, 1982). Les faciès de remplissage de la plaine de Bou-Areg, sont reconnus par plusieurs forages. Ainsi, le Quaternaire est représenté par des alternances de faciès limoneux avec des argiles à l'Est, avec des marnes sableuses à graviers au Sud-Est et avec des graviers au centre et à l'Ouest de cette plaine. Ces formations passent latéralement aux alternances de grès et d'argile aux piémonts du massif des Kebdana et aux faciès carbonatés au Sud-central vers les piémonts des massifs de Bni Bou Ifrou. Le Pliocène est représenté par les Marnes et les argiles, surmontant les faciès volcaniques Miocène.

Les limites géologiques de cette plaine sont :

Le massif de Kebdana (932 m) : Allongé sur 50 km selon une direction E-W, Il est constitué d'une ride fortement plissée, légèrement déversée vers le Sud, et encadré par un ensemble de failles et de flexures. Sa base est caractérisée par des formations marneuses et marnocalcaires jurassiques surmontées par les grès, grès calcaires, calcaires et calcaires dolomitiques au sommet. Le tout est recouvert localement par des formations miocènes comportant essentiellement des calcaires et des marnes.

Le massif volcanique du Gourougou (887 m) : Il s'agit d'un strato-volcan (Barathon, 1989) d'environ 20 km de diamètre. Il est constitué d'une série d'éruptions mio-pliocènes qui se sont poursuivies jusqu'au début du Quaternaire. Ses sédiments sont interstratifiés avec les dépôts marins du Messinien.

Le massif de Beni-Bou-Ifrou (697 m) : Il s'agit d'un massif volcanique Miocène, allongé en direction SSW-NNE, émergeant au sud du massif de Gourougou. Il est formé des calcaires, calcaire grès et marnes du jurassique et des dépôts schisto-gréseux et volcano-sédimentaires du Crétacé. Ces formations sont traversées sur une partie par des veines micro-granodioritiques. Ce massif très accidenté est marqué par des dykes indiquant la montée de basalte.

I.3. Contexte hydrogéologique

Plusieurs auteurs ont étudié l'hydrogéologie du système de Bou-Areg (Carlier, 1964, 1969 ; Tesson, 1977 ; Brethes et Tesson, 1978 ; Tesson et Gensous, 1981) constituant la base de toutes les études récentes, et permettant l'identification des principales caractéristiques de l'aquifère.

Sur la base de 30 forages couvrant toute la plaine, Chaouni Alia et al. (1997) ont étudié la structure de l'aquifère, qui est composée des dépôts de la fin du Pliocène et du Quaternaire

précoce. Ces auteurs ont identifié quatre principales formations, regroupées en différentes couches (figure III-32), ayant un comportement hydrologique similaire :

Formation I (F1) : couche supérieure (épaisseur 0-44m, $K \approx 10^{-5} \text{ms}^{-1}$), composée de matériaux fins, constituée des limons, limons argileux, calcaire et tuf marno-calcaires incrustées pouvant contenir des graviers ;

Formation II (F2) : partie inférieure (profondeur 8-74m, $K \approx 10^{-4} \text{ms}^{-1}$), regroupant des éléments grossiers, tels que les cailloux, les graviers d'origine volcanique ou sédimentaire, et les sables ;

Formation III (F3) : de même composition F1 (épaisseur 0-97m, $K \approx 10^{-5} \text{ms}^{-1}$), composée de sédiments fins ;

Formation IV (F4) : presque imperméable, constituée des argiles et marnes du Pliocène, et contient le gypse, résultant de la crise de salinité messinienne. Cette formation représente le substratum de cet aquifère.

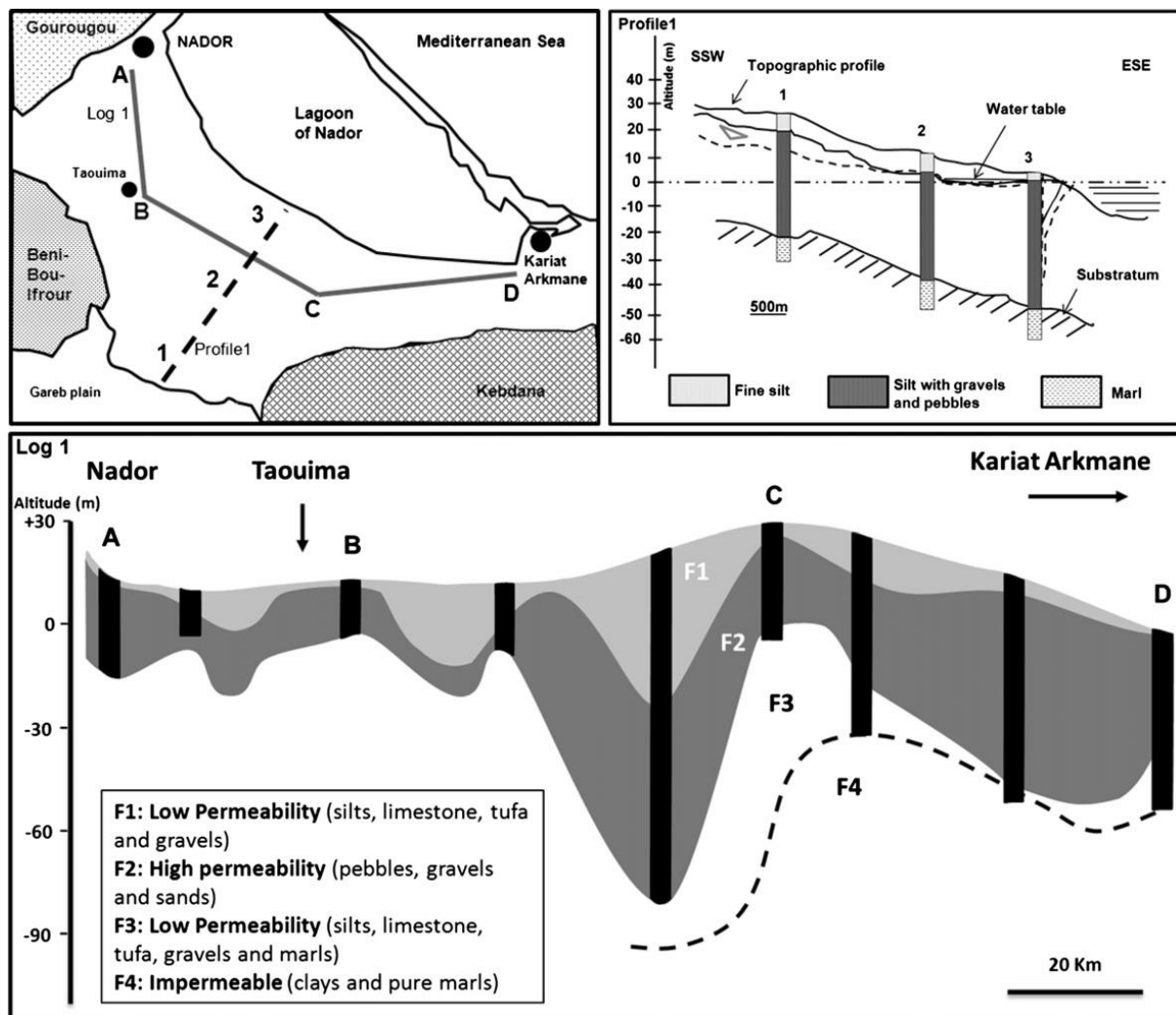


Figure III-32 Profil hydrogéologique de la plaine de Bou-Areg
(Profil 1. modifié d'après El Yaouti et al., 2008 ; Log 1. d'après Re et al., 2013).

La géométrie de la formation II présente une série de vallées, orientées perpendiculairement à la rive de la lagune. La profondeur maximale de ces vallées se trouve dans la partie centrale de la plaine (Est d'oued Selouane) et dans la vallée de Kariat Arkmane.

Plusieurs auteurs (El Mandour et al., 2008 ; El Yaouti et al., 2008, 2009) ont conclu que l'aquifère présente de bonnes caractéristiques hydrodynamiques, liés à une perméabilité élevée ($K \approx 7.10^{-4} \text{ ms}^{-1}$ à proximité de la lagune et dans la zone ouest). Tandis que les valeurs les plus faibles se trouvent aux limites du massif de Kbdana.

La recharge de l'aquifère de Bou-Areg est assurée par les eaux souterraines de l'aquifère du Gareb, les eaux pluviales, l'eau douce de l'oued Selouane, et les eaux provenant des canaux d'irrigation (El Yaouti et al., 2009). D'autre part, la lagune de Nador représente le principal débouché de cet aquifère.

Les faciès chimiques des eaux souterraines de la nappe de Bou-Areg présentent une dominance chlorurée sodique dans la partie centrale, en amont et en aval. Dans les parties Est et Ouest, ces eaux sont chloro-sulfatées calciques et magnésiennes (Carlier, 1969 ; El Yaouti et al., 2008).

I.4. Principaux facteurs de la dynamique de l'aquifère de Bou-Areg

L'aquifère de Bou-Areg est un système dynamique en fonction des variations temporelles des facteurs climatologiques et anthropiques. En effet, les variations interannuelles des précipitations et des températures sont très marquées dans cette zone. Le facteur anthropique est manifesté par l'installation d'un périmètre irrigué sur cette plaine, avec des apports en eaux d'irrigation très variables d'une année à l'autre.

- Pluviométrie

Les précipitations moyennes annuelles sont généralement de 300 à 350 mm et le nombre moyen de jours de pluies est de l'ordre de 50. L'irrégularité interannuelle des précipitations est très marquée dans cette région (figure III-33).

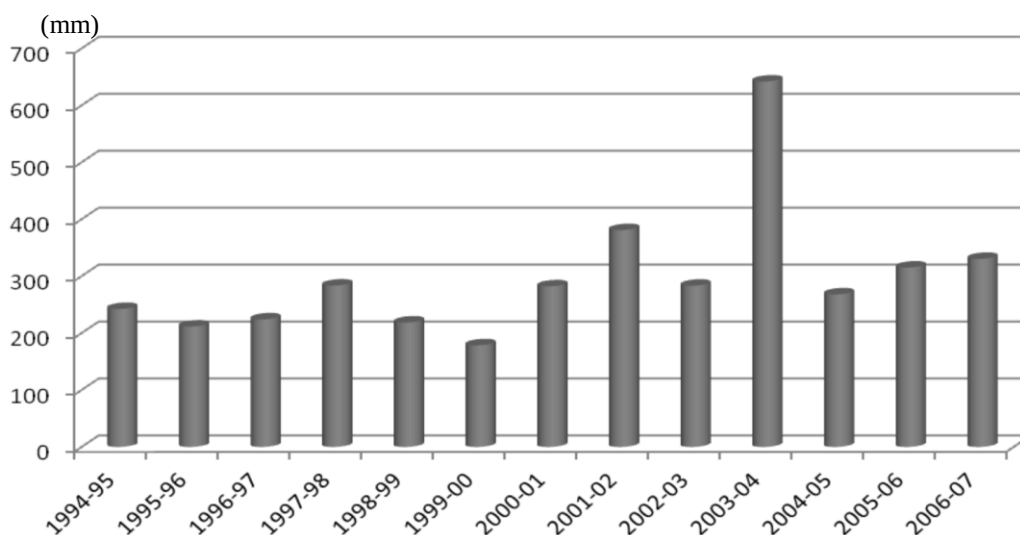


Figure III-33 Variation des précipitations annuelles à Nador (1994-2007 ; ORMVAM).

On constate la présence d'une succession d'années sèches contrastant avec des années humides. La moyenne annuelle des précipitations est de 300mm. L'année 2003-2004 a enregistré la plus grande pluviométrie dépassant 600mm.

Les précipitations moyennes mensuelles de la ville de Nador sont présentées dans la figure III-34. Elles sont caractérisées par une période sèche (Juin-Septembre) et une période humide (Octobre-Mai).

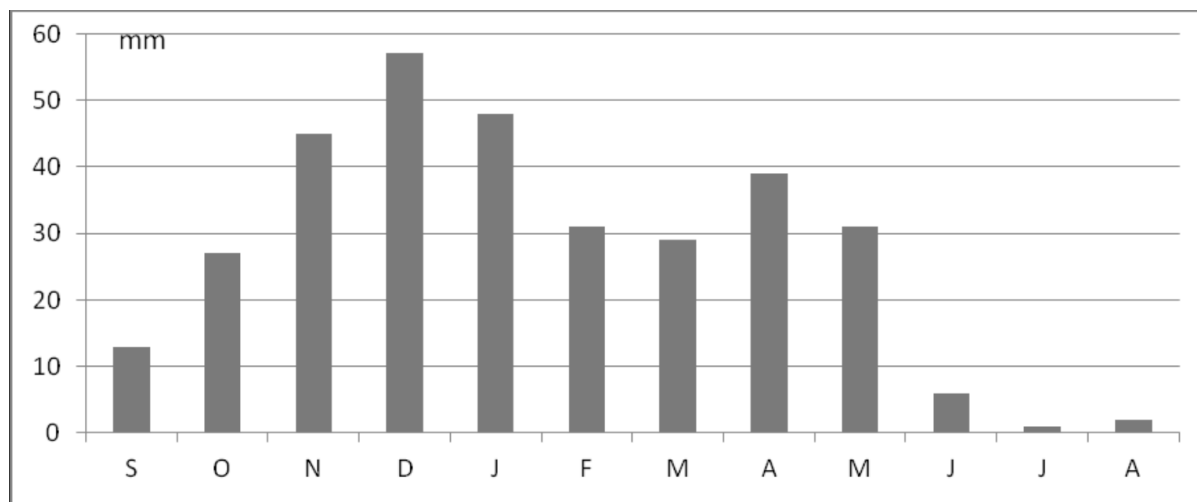


Figure III-34 Précipitations moyennes mensuelles à Nador (1994-2007 ; ORMVAM)

Le pic pluviométrique correspond aux mois de Novembre, Décembre et Janvier. Le printemps est caractérisé par des précipitations moyennes importantes permettant d'assurer la pérennité des ressources en eau en été.

- Irrigation

Le périmètre irrigué de Bou-Areg d'une superficie d'environ 10800 ha a été mis en service depuis l'année 1980. Les volumes annuels d'eaux d'irrigation consommées, en provenance du barrage de Machraa Homadi, sont très variables d'une année à l'autre (figure III-35).

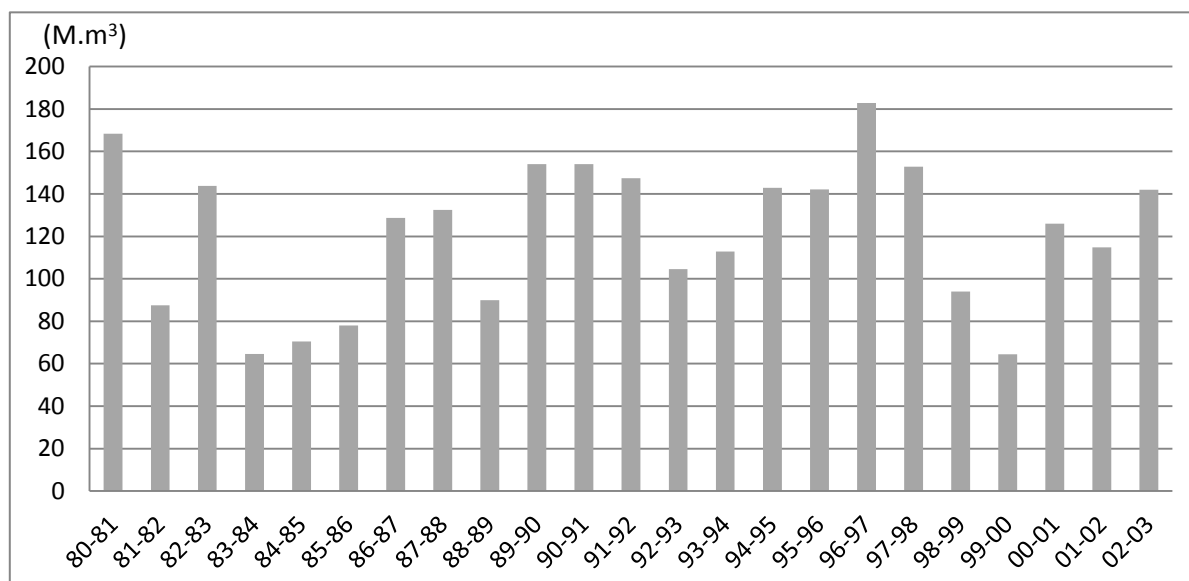


Figure III-35 Volumes annuels d'eau d'irrigation du périmètre irrigué de Bou-Areg en millions de m³ (1980-2003 ; ORMVAM)

Les volumes annuels d'eau d'irrigation pour la période 1980-2003, varient entre 64,45 Mm³ enregistrés en 1999-2000 et 182,9 Mm³ en 1996-1997, avec une moyenne de 121,67 Mm³. Ces variations pourraient induire des variations quantitatives en terme de recharge et également qualitatives en rapport avec les pratiques agricoles.

- Températures

La figure III-36 montre l'évolution de la température moyenne mensuelle à Nador.

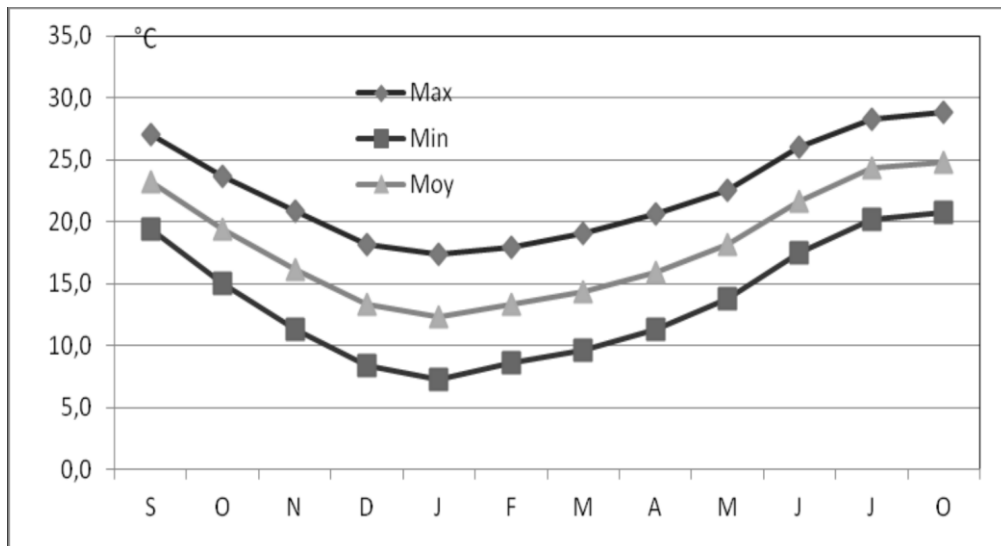


Figure III-36 Évolution des températures moyennes mensuelles à Nador (1976-2006 ; ORMVAM)

La température de cette zone est caractérisée par des écarts d'un mois à l'autre. La plus faible température moyenne est enregistrée pendant le mois de Janvier. Alors que la température la plus élevée est enregistrée durant le mois d'Août.

Les moyennes des températures annuelles sont variables d'une année à l'autre, ne permettant pas de définir une tendance nette d'évolution interannuelle (figure III-37).

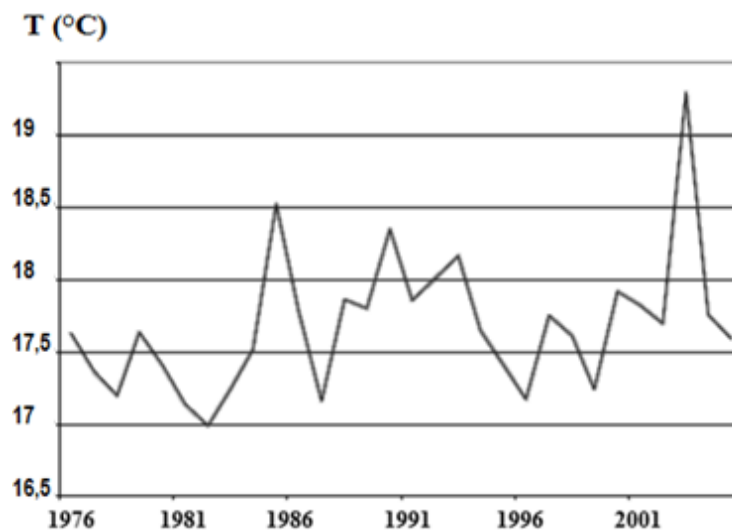


Figure III-37 Évolution des températures annuelles moyennes à Nador (1976-2006 ; ORMVAM)

- Piézométrie

L'évolution récente de la piézométrie de la nappe de Bou-Areg a été suivie sur quatre piézomètres constituant le réseau réduit de l'ABHM (figure III-38).

Ces piézomètres montrent des variations de faible amplitude. La période 1986-1998 est caractérisée par une légère hausse, à l'exception du piézomètre N°IRE 221/6 qui a connu une légère baisse. La période 1998-2000 est marquée par une nette baisse, suivie par une reprise de la recharge, notamment pour l'année 2003-2004.

D'autres piézomètres, tel qu'il a été cité dans le rapport du PDAIRE (2012), montrent des variations de plus fortes amplitudes. C'est le cas du piézomètre N°IRE 1027/6, qui a enregistré une très forte recharge (+14 m) entre 1978 et 1985. Cette hausse a été liée probablement à l'introduction progressive de l'irrigation. Ce piézomètre a ensuite connu une baisse progressive (-11 m) permettant la reprise de son niveau de 1971 en 1999.

La comparaison des niveaux statiques avec la pluviométrie et les apports d'irrigation montre un décalage de réponse de 1 mois. Aussi, ces deux facteurs semblent prédominer chacun dans un secteur différent de la nappe (PDAIRE, 2012). C'est le cas des piézomètres N°IRE 2526/6 et 221/6, qui sont plus sensibles à la pluviométrie. Les deux autres piézomètres semblent plus influencés par l'irrigation (figure III-38).

D'autres historiques plus anciens, couvrant la période 1961-1969, montrent également des variations mensuelles de plus fortes amplitudes (Annexe V). Le plus caractéristique est celui du piézomètre N°IRE 509/6, marqué par une forte recharge (+5 m) entre 1961 et 1969 (Carlier, 1969).

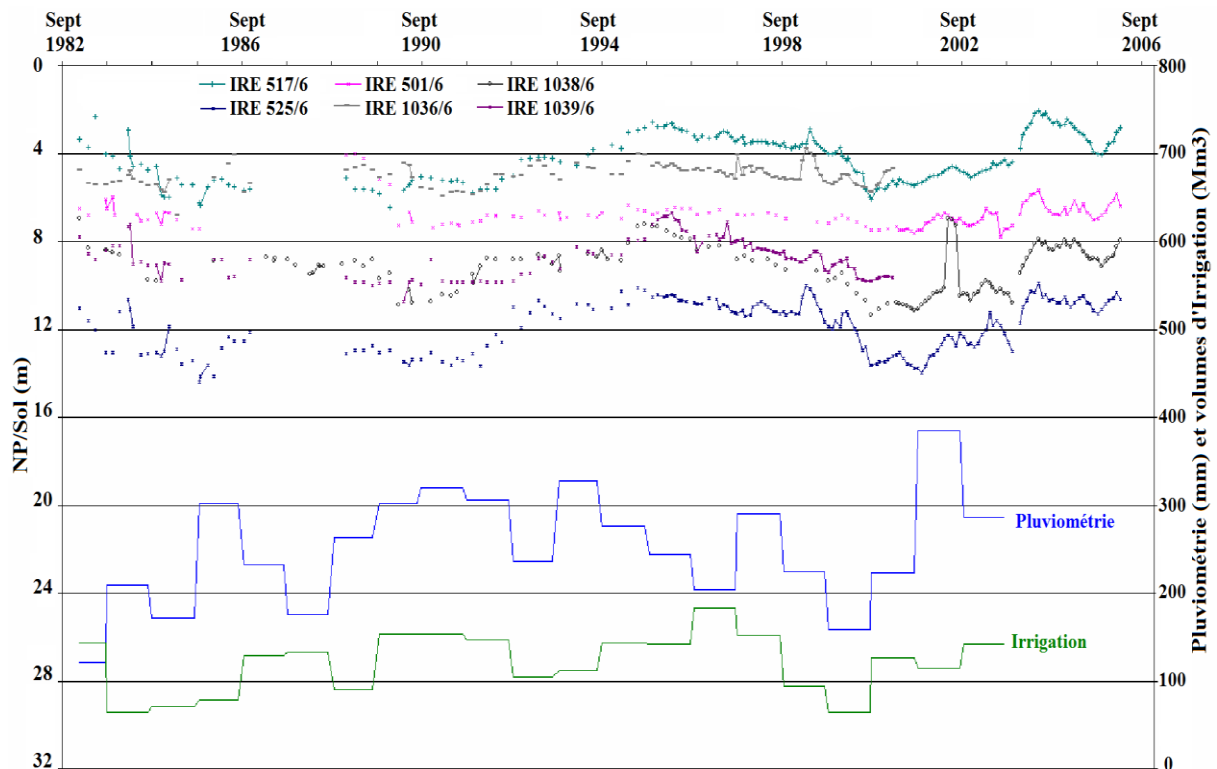


Figure III-38 Évolution de la piézométrie de la nappe de Bou-Areg, des précipitations et des volumes d'irrigation (1982-2006 ; PDAIRE, 2012)

- Aspect qualitatif

Les principaux processus de salinisation des eaux souterraines de Bou-Areg ont été étudiés en utilisant une approche géochimique basée sur plusieurs traceurs chimiques et isotopiques (chimie générale et isotopes : $\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$) (Re et al., 2013).

Cette étude a été exécutée par l'UNESCO-PHI dans le cadre de la sous-composante de "la gestion des aquifères côtiers et des eaux souterraines du littoral" financée par le partenariat stratégique FEM-PAM/PNUE pour le grand écosystème marin de la Méditerranée (Partenariat Med). Ce partenariat représente le premier projet multi-agence qui regroupe certains des principaux partenaires œuvrant dans la région méditerranéenne pour l'action commune en vue de la protection et de la conservation de l'environnement. Le ministère italien de l'Environnement, du Territoire et de la mer a contribué également à cette initiative à travers l'UNESCO-PHI, en soutenant cette étude. L'objectif global étant d'identifier l'impact humain sur la qualité des eaux souterraines et en l'occurrence la présence de décharge sous-marine des eaux souterraines polluées.

Deux campagnes d'échantillonnage en Novembre 2009 et Juin 2010 (figure III-39) ont permis la collecte d'un total de quarante échantillons d'eau souterraine au niveau des puits privés de l'aquifère de Bou-Areg et de deux échantillons de sources (S1 et S2) situés près de la rive de la lagune. Un échantillon (P10) a aussi été recueilli au niveau de la plaine adjacente du Gareb. L'échantillonnage a été effectué à l'automne et au printemps afin d'obtenir des informations sur les effets saisonniers sur la recharge locale possible dans la région (Re, 2011). La méthodologie suivie dans cette étude ainsi que les tableaux des résultats d'analyse des eaux sont présentés en annexe VI.

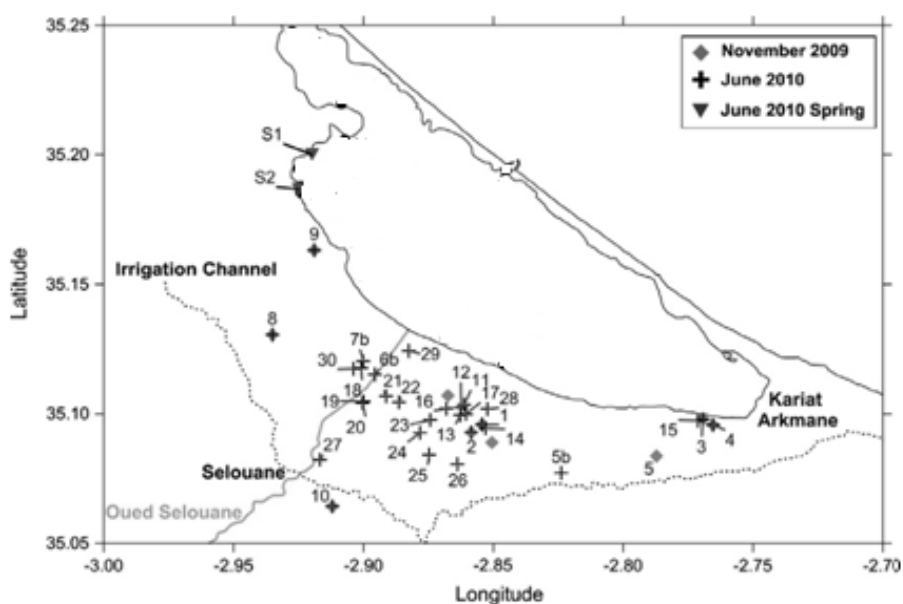


Figure III-39 Sites d'échantillonnage des eaux souterraines de Bou-Areg.

Ces eaux souterraines ont des teneurs élevées en cations équilibrées par des valeurs élevées de NO_3^- et de Cl^- dissous, indiquant une altération des propriétés physico-chimiques des eaux de cet aquifère. En effet, les valeurs élevées de NO_3^- (208 mg l^{-1} à P8), témoigne d'une pollution anthropique liée à l'agriculture et à l'urbanisation. Les deux échantillons de sources, S1 et S2, montrent respectivement des concentrations de NO_3^- dissout de 68 et 96 mg l^{-1} .

La carte de distribution de NO_3^- dissout de la campagne de Juin 2010 (figure III-40) montre que les concentrations les plus élevées sont situées au centre de la plaine (zone agricole : P28, P1, P11) et dans la zone urbaine (P8 à Taouima et P9 à Nador).

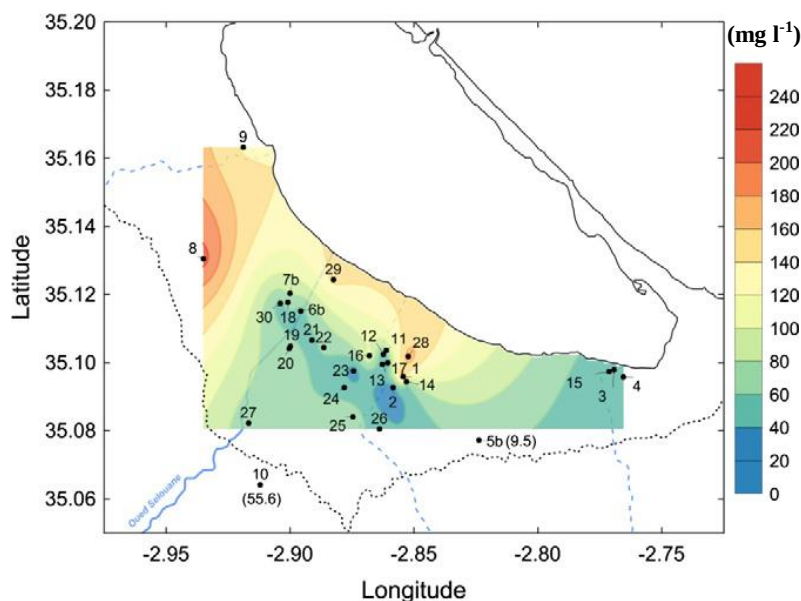


Figure III-40 Carte de distribution de NO_3^- dissout (mg l^{-1}) dans l'aquifère de Bou-Areg (Juin 2010).

La composition isotopique de $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ et $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ de ces eaux souterraines a été comparée à celles du fumier, des effluents des fosses septiques, de la matière organique du sol et des engrais (figure III-41).

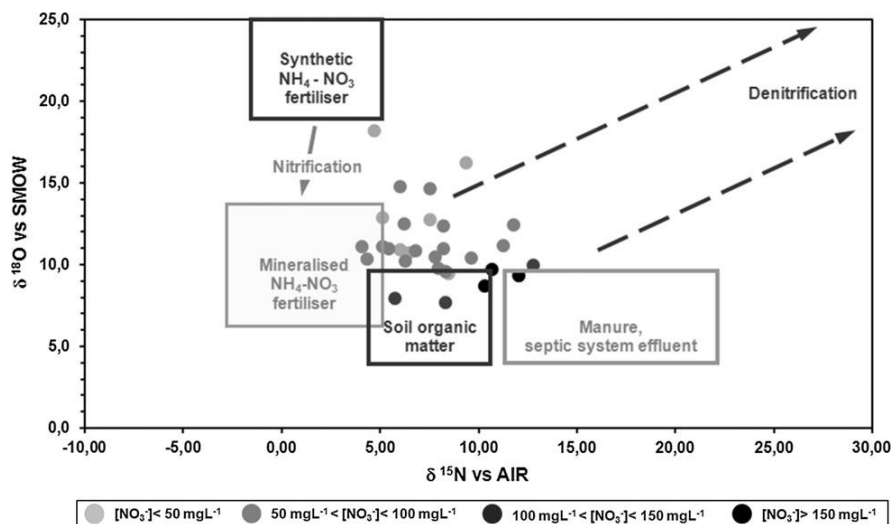


Figure III-41 Composition Isotopique de NO_3^- dissout (‰) des échantillons d'eaux souterraines et de sources de l'aquifère de Bou-Areg (Juin 2010).
(Modifié d'après Clark et Fritz, 1997).

Cette étude permet de distinguer deux principales sources d'azote dans ces eaux souterraines. Deux puits, situés à la périphérie de la ville de Nador, présentant la plus forte concentration en NO_3^- dissous, semblent être clairement affectés par la pollution de fumiers et des systèmes de fosses septiques ($\sim +12$ ‰). Tandis que deux autres, situés dans la partie centrale de la plaine, indiquent une pollution par les engrais minéraux ($\sim +4$ ‰), en accord avec leurs fortes

concentrations en K. De manière générale, la plupart des puits semblent être affectés d'un mélange entre ces deux sources principales. En effet, bien que leur composition isotopique soit dans le domaine de la matière organique du sol ($\delta^{15}\text{N} \sim +4\text{‰}$ à $+10\text{‰}$), une origine mixte serait plus compatible avec leur teneur en NO_3^- , dépassant largement 50mg.l^{-1} (Clark et Fritz, 1997). La même origine de NO_3^- pourrait être évoquée pour les deux sources.

En résumé, la forte teneur en NO_3^- est liée à l'infiltration des eaux de retour d'irrigation, également des sels solubles de lixiviation au cours du transit à travers la zone non saturée et aux pertes des eaux usées. Ces origines mettent en exergue l'impact des activités agricoles (irrigation) et de l'urbanisation (eaux usées) sur les changements de la qualité des eaux souterraines de cet aquifère.

II. Cartographie des paramètres

La cartographie des paramètres DRASTIC a été réalisée sur la base des données fournies par l'Agence du Bassin hydraulique de la Moulouya et l'Office Régional de la Mise en valeur Agricole de la Moulouya à Berkane.

Les paramètres relatifs au sol et à la topographie sont considérés statiques pour la période d'étude. Les paramètres relatifs à la lithologie des zones saturée et non saturée et de la perméabilité de l'aquifère sont dynamiques en fonction des fluctuations du niveau piézométrique et de l'hétérogénéité verticale des faciès de l'aquifère. Dans cette zone ces paramètres sont invariables dans la période d'étude.

II.1. Paramètres statiques

- Type de Sol

La carte du sol a été établie par digitalisation de la carte pédologique de la plaine de Bou-Areg complétée par les faciès de la zone non saturée (Mahler, 1962). La pédologie de la zone d'étude est marquée par la dominance de sols limono-calcaires et limono-argileux occupant respectivement 54,6% et 40,3% de la superficie de la zone d'étude. Les sols alluvionnaires couvrent 5,1% (Figure III-42).

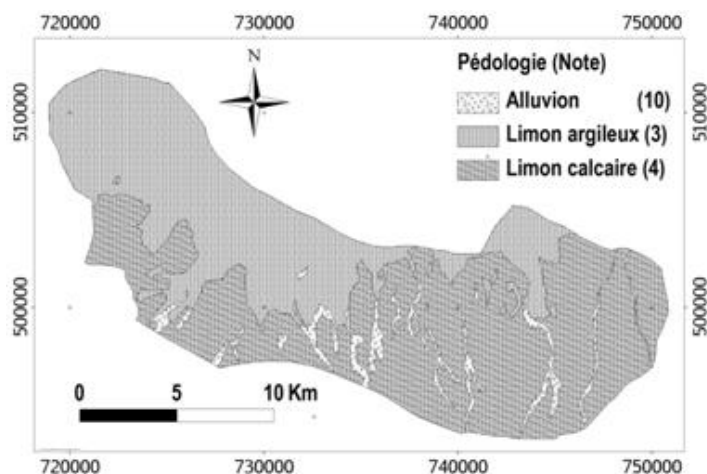


Figure III-42 Carte du sol de la plaine de Bou-Areg (modifiée de Mahler, 1962)

Les sols limono-argileux occupent principalement la partie nord-ouest et une bande tout au long de la rive de la lagune. Tandis que, les sols limono-calcaires sont situés en amont vers le sud de la plaine. Les sols alluvionnaires sont concentrés au niveau des parties en amont des lits de quelques oueds.

- La carte de la topographie

La carte des pentes a été générée sur la base du MNT de la plaine de Bou-Areg. Elle présente une pente qui varie entre 0 et 79,1 %. Les faibles pentes de moins de 7% occupent la majeure partie avec plus de 70 % de la superficie de cette zone (figure III-43).

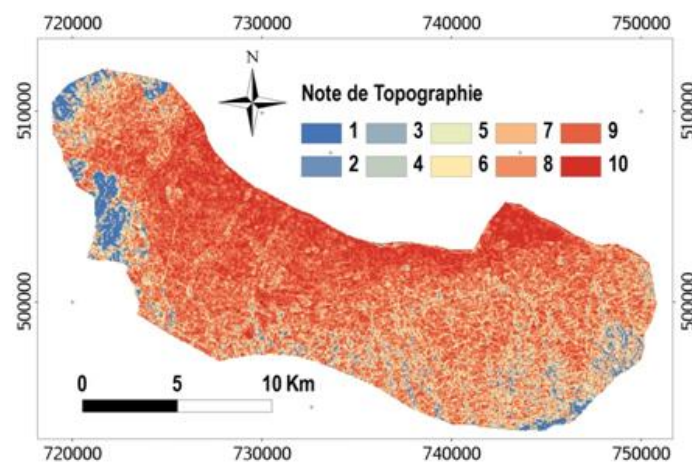


Figure III-43 Carte des notes de la Topographie de la plaine de Bou-Areg

- Les Cartes de l'impact de la zone non saturée (I) et la nature de l'aquifère (A)

Ces cartes ont été élaborées sur la base des logs stratigraphiques de 27 forages captant cette nappe (figure III-44 ; Annexe VII).

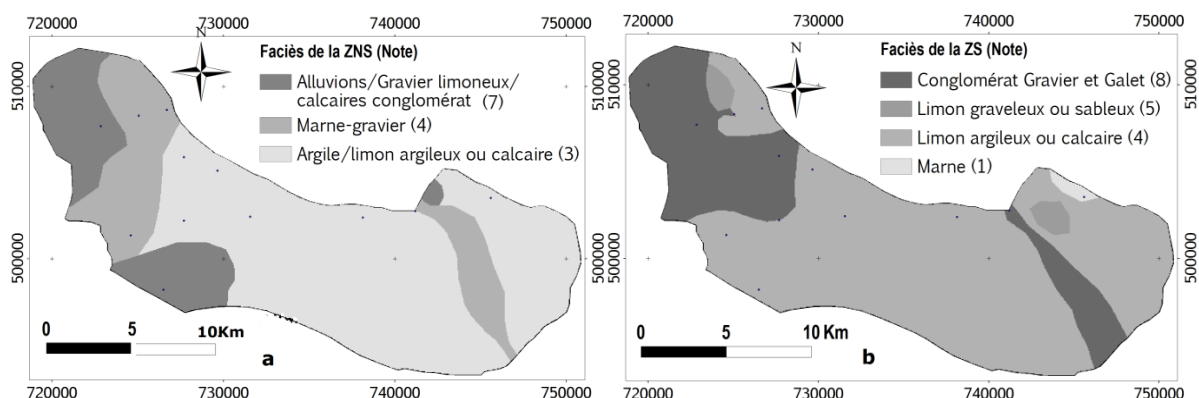


Figure III-44 Cartes de la lithologie de l'aquifère de Bou-Areg :
a. Zone non saturée b. Zone saturée

Les variations de ces deux paramètres dépendent des fluctuations annuelles du niveau piézométrique et de l'hétérogénéité verticale des faciès de la zone non saturée et de l'aquifère. Etant donné les faibles variations du niveau piézométrique entre les trois années d'étude, les faciès dominant de la zone saturée et non saturée restent invariables.

Les faciès dominant de la zone saturée de cet aquifère permettent de distinguer :

- Les conglomérats, graviers et galets au Nord-ouest de la plaine et une bande au long de l'oued Afelioun à l'est (note=8) ;
- Les limons argileux ou calcaires au centre et à l'Est (note=4) ; et
- Les limons graveleux ou sableux (note=5) et les marnes (note=1) sur deux petites zones à l'est.

Les faciès de la zone non saturée sont constitués de :

- Les argiles, limons argileux et limons calcaires (note=3) ;
- Les alluvions, graviers limoneux et calcaires-conglomérats (note=7) ; et
- Les marnes et graviers (note=4).

- Conductivité Hydraulique

Ce paramètre dépend de la porosité efficace des matériaux constituant l'aquifère. Il varie en fonction des fluctuations du niveau piézométrique et de l'hétérogénéité de l'aquifère. Les faibles variations du niveau piézométrique ne permettent pas des changements significatifs des faciès, plus ou moins homogènes, dominants la zone saturée. Par conséquent, la perméabilité de cet aquifère demeure inchangée.

La carte des perméabilités (figure III-45) a été élaborée par interpolation (IDW) continue des perméabilités, calculées sur la base de 24 essais de pompage répartis sur toute la plaine (Annexe VIII : Chaouni Alia, 2001 ; Carlier, 1969).

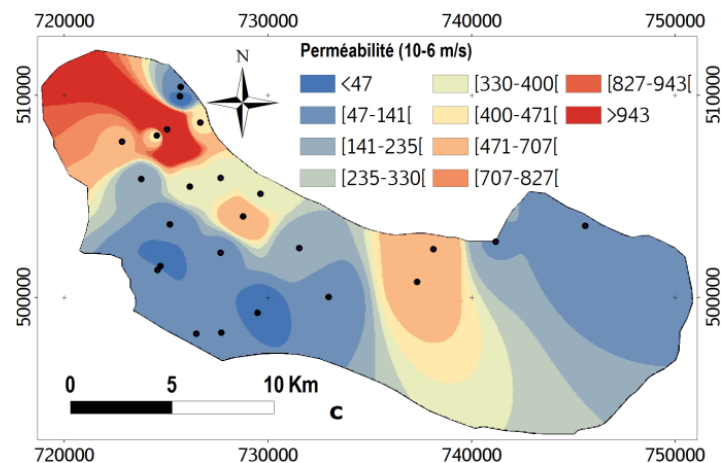


Figure III-45 Carte de la perméabilité de l'aquifère de Bou-Areg

La perméabilité de cet aquifère présente des valeurs comprises entre $6,2 \cdot 10^{-3}$ (IRE 2527/6 à l'ouest) et $9,8 \cdot 10^{-6}$ (IRE1029/6 au sud central). Les fortes perméabilités sont localisées au Nord-Ouest de la plaine en aval du stratovolcan de Gourougou. Cette forte perméabilité est en accord avec la nature conglomératique et graveleuse de la zone saturée qui caractérise cette partie de la plaine.

II.2. Paramètres dynamiques

Pour les cinq paramètres dépendants du temps, nous avons étudié leurs variations éventuelles entre les trois années choisies : 1969, 2000 et 2006.

- Cartes de la profondeur de la nappe

Les cartes de profondeurs des années 2000 et 2006 ont été élaborées sur la base des données de 44 forages (ABHM et ORMVAM). Tandis que la carte de l'année 1969 a été digitalisée à partir de la carte des isobathes (1/50000) dressée par Ph. Carlier (Carlier, 1969).

Les cartes de profondeur de la nappe des trois années montrent une hausse moyenne du niveau piézométrique de l'ordre de 2,5m entre les années 1969 et 2000. Entre les années 2000 et 2006, les cartes de profondeurs montrent une hausse moyenne de l'ordre de 1,8m (figure III-46). En effet, ces fluctuations sont freinées par l'effet tampon exercé par le niveau de la lagune qui constitue le principal déversoir de cet aquifère.

Les faibles profondeurs sont situées au niveau de la zone centrale et aux bordures marines vers le nord de la plaine. Les variations des notes de profondeurs concernent respectivement 59,3% et 42,7% de la superficie de la zone d'étude entre les années 1969-2000 et 2000-2006. Ces variations de différentes amplitudes concernent essentiellement le centre de la plaine (périmètre irrigué) et la zone riveraine de la lagune de Nador.

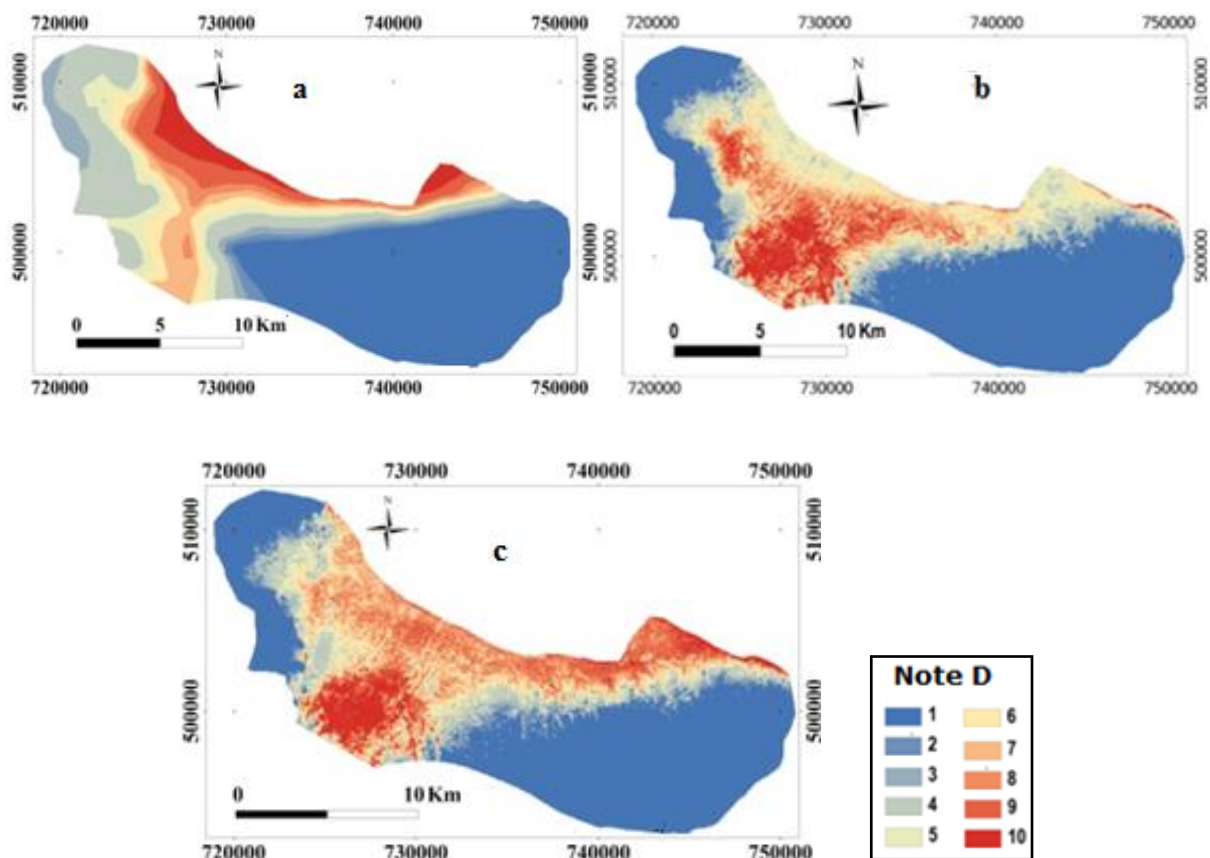


Figure III-46 Cartes des notes de profondeurs de la nappe de Bou-Areg des années :
a.1969 b.2000 c.2006

- Cartes de la recharge verticale

La recharge de la nappe pourrait être le résultat de l'infiltration efficace, l'infiltration des eaux des oueds et d'irrigation. L'identification qualitative des principaux processus affectant la recharge dans cette nappe a été effectuée en se basant sur l'étude de la composition isotopique des eaux souterraines ($\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$) (Re et al., 2013).

❖ *Approche isotopique*

Afin de définir les principales sources de recharge, la composition isotopique de la molécule d'eau ($\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$) des eaux souterraines de Bou-Areg a été comparée avec le Global Meteoric Water Line (Re et al., 2013). Vu que les données des eaux pluviales et de rivière de la zone étudiée ne sont pas actuellement disponibles, ont été utilisés :

- Western Mediterranean Meteoric Water Line (WMMWL : $\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + 14$; Celle, 2000), influencée à la fois par les masses d'air océaniques et méditerranéennes, comme référence pour la composition isotopique des précipitations ;
- Le bassin du fleuve Tafna (Algérie), situé à environ 200 km à l'Est de Nador, avec des paramètres géographiques comparables, comme référence pour la composition isotopique des eaux de surface ($\delta^2\text{H} = 6,18 \delta^{18}\text{O} - 2,26$; Lambs et Labiod, 2009).

La figure III-47 montre des courbes en-dessous de la GMWL et de la WMMWL, selon une droite de régression d'équation $\delta^2\text{H} = 6,72 \delta^{18}\text{O} - 0,95$ (Nov 2009) et $\delta^2\text{H} = 6,71 \delta^{18}\text{O} - 2,70$ (Juin 2010).

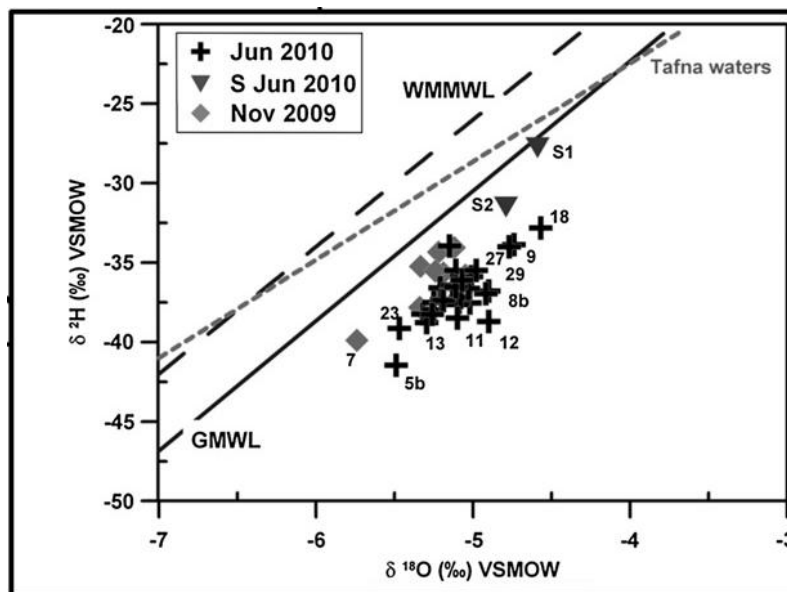


Figure III-47 $\delta^2\text{H}$ en fonction de $\delta^{18}\text{O}$ des eaux souterraines de Bou-Areg. (S : sources)

La pente observée d'environ 6,7 pourrait être due à la présence d'une perte par évaporation avant la recharge (Clark et Fritz, 1997). Lors de l'évaporation, le rapport d'enrichissement de l'isotope lourd $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ suit généralement une pente d'environ 5 (Craig, 1961). Cependant, cette pente peut varier entre 3,9 et 6,8, principalement, en fonction de l'humidité relative (Gonfiantini, 1986). Dans le cas présent, ces résultats pourraient suggérer la présence de l'évaporation avec une humidité relative élevée. Néanmoins, en dépit de la forte évaporation

qui caractérise les régions arides et semi-arides, il est possible que les eaux souterraines nouvellement formées aient une teneur en isotope près de la composition moyenne des précipitations (Clark et Fritz, 1997). Dans ce cas, même si l'évaporation peut dans une certaine mesure, contribuer, d'autres processus, tels que l'interaction eau-roche, la dissolution des minéraux ou des processus de mélange pourraient être les principaux facteurs contrôlant la composition isotopique.

L'écart, par rapport à la WMMWL (Celle, 2000), pourrait être dû à la contribution du drainage continental des précipitations dans la recharge. À cet égard, il convient de noter que l'équation décrivant la composition isotopique de la rivière Tafna, provenant de l'Atlas algérien, montre également une pente similaire. Cette comparaison appuierait la théorie que la recharge naturelle de l'aquifère de Bou-Areg pourrait être due au ruissellement de la chaîne de l'Atlas et au ruissellement des reliefs environnant (Chaouni Alia et al., 1997). Ce résultat met en évidence l'importance de l'infiltration des eaux d'irrigation issues de la rivière atlasique de la Moulouya.

D'autre part, les oueds drainant les reliefs environnants peuvent contribuer à la recharge de cette nappe notamment, au niveau de leurs lits alluvionnaires en amont de la plaine. Les puits 5 et 5b, bien que ne montrant pas la même empreinte isotopique appauvrie, pourraient être représentatifs de cette recharge. En effet, ces deux puits sont situés à la limite de la zone irriguée (figure III-39) et sont relativement profonds. En outre, ces puits sont séparés de l'ensemble du système par une flexure, parallèle à la lagune (Bloundi, 2005), agissant comme une barrière hydraulique, limitant ainsi les échanges avec le système aquifère de Bou-Areg. Leur faible potentiel redox et TDS (Annexe VI), pourraient indiquer une recharge, en provenance des zones périphériques de la plaine de Bou-Areg, non affectée par la pollution anthropique ou par l'interaction eau-roche. Également, certains puits situés sur la rive gauche de l'oued Selouane, pourraient également être affectés par la recharge locale. À titre d'exemple les puits 7b, 18 et 30 (figure III-39), montrent des compositions isotopiques appauvries suggérant la possibilité d'une recharge de l'aquifère par l'eau de la rivière.

Par conséquent, l'enquête préliminaire sur la composition des isotopes stables, a mis en évidence la présence de deux principales sources de recharge des eaux souterraines, correspondant à différents processus de recharge : (i) flux souterrain du front de montagne, donnant des eaux souterraines d'une qualité relativement bonne, surtout exploitées dans la partie sud-est de l'aquifère et (ii) une infiltration locale et le retour d'irrigation, affectant les eaux souterraines situées dans la partie centrale de la plaine Bou-Areg.

❖ *Évaluation quantitative*

L'infiltration efficace a été calculée par la méthode de Thornthwaite en considérant des valeurs des RFU de 65, 60 et 10 mm respectivement pour les sols limono-argileux, limono-calcaires et alluvionnaires (lits des oueds). Ces valeurs ont été calculées sur la base des valeurs unitaires de la RFU selon les textures des sols (Baize et Jabiol, 1995).

Pour les zones irriguées, les volumes mensuels consommés des eaux d'irrigation sont transformés en lames d'eau équivalentes et sont considérés de la même manière que les eaux pluviales. Le tableau III-13 présente les valeurs de la recharge selon les types de sols en tenant compte des volumes d'irrigation.

Tableau III-13 Recharge de l'aquifère de Bou-Areg (ZI et ZNI : zone irriguée et non irriguée).

Année	Précipitations (mm)	Irrigation (mm)	Types de sols	ETR (mm)		Infiltration (mm)	
				ZNI	ZI	ZNI	ZI
68-69	262,00	Non en service	Limon-argileux	201,60		0,00	
			Limon-calcaires			0,39	
			Alluvions			50,39	
99-00	183,10	633,00	Limon-argileux	151,53	628,80	0,00	122,35
			Limon-calcaires			0,00	127,35
			Alluvions			11,57	177,35
05-06	308,00	141,10	Limon-argileux	236,46	338,63	0,00	0,00
			Limon-calcaires			0,00	0,00
			Alluvions			81,00	154,39

Pour les années 1969 et 2006, la recharge ne s'effectue qu'au niveau des sols alluvionnaires, caractéristiques des abords des lits des Oueds en amont. Pour l'année 2006, les volumes considérables d'eau d'irrigation consommés ont augmenté la recharge de la nappe dans la zone irriguée.

Les variations des notes de ce paramètre concernent respectivement 37,8% et 41,5% de la superficie de cette zone pour les périodes 1969-2000 et 2000-2006. Elles concernent les lits alluvionnaires des oueds et le périmètre irrigué (Figure III-48).

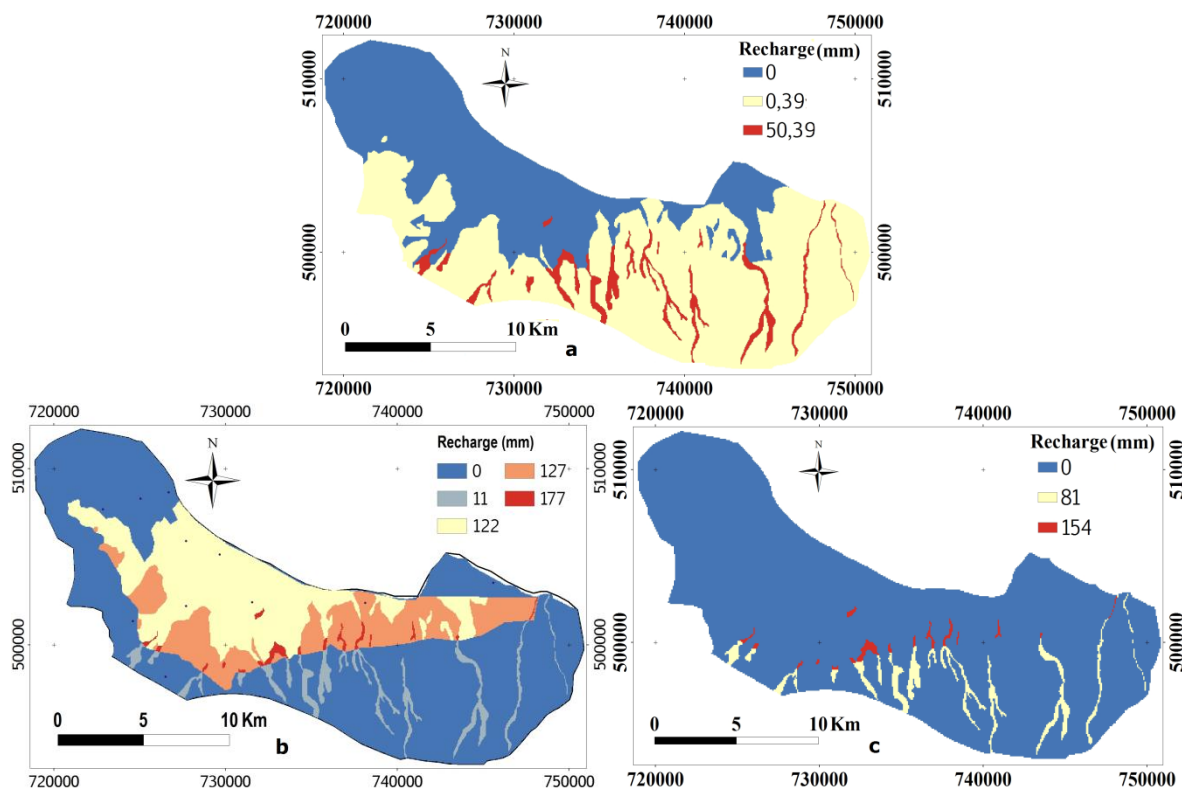


Figure III-48 Cartes de la recharge verticale de l'aquifère de Bou-Areg des années :
a.1969 b.2000 c.2006

III. Élaboration des cartes de vulnérabilité DRASTIC

Les cartes de vulnérabilité des années 1969, 2000 et 2006, ont été élaborées par les méthodes de pondération $DRASTIC_{norm}$ et $DRASTIC_{phyt}$ (Lallemand-Barres, 1994). En effet, les résultats de l'étude des processus de salinisation de cet aquifère ont montré des concentrations très élevées en nitrates, issues principalement des activités agricoles et secondairement des effluents urbains (Re et al., 2013).

III.1. Étude comparative

Les cartes de vulnérabilité de la nappe de Bou-Areg présentent une répartition spatiale des classes de vulnérabilité différente d'une année à l'autre. En effet, pour la méthode $DRASTIC_{norm}$, les zones de vulnérabilité faible à très faible occupent la majorité de la superficie de la plaine avec respectivement 64,38%, 49,93% et 54,37% pour les années 1969, 2000 et 2006. Elles couvrent principalement la partie Est et Sud-est de la plaine. Les superficies des zones de vulnérabilité élevée à très élevée ont connu une expansion en passant de 23,17% à 25,16% entre les années 1969, 2000. Ces zones ont ensuite connu un rétrécissement entre les années 2000 et 2006 pour occuper 22,60%. Elles couvrent principalement une partie à l'Ouest de la plaine sur la carte de 1969. Toutefois, elles occupent la partie centrale (périmètre irrigué) sur la carte de l'année 2000. Pour l'année 2006, seules trois petites zones à l'ouest et au sud central et à l'Est sur le rivage de la lagune sont qualifiées de vulnérabilité élevée à très élevée (figure III-49).

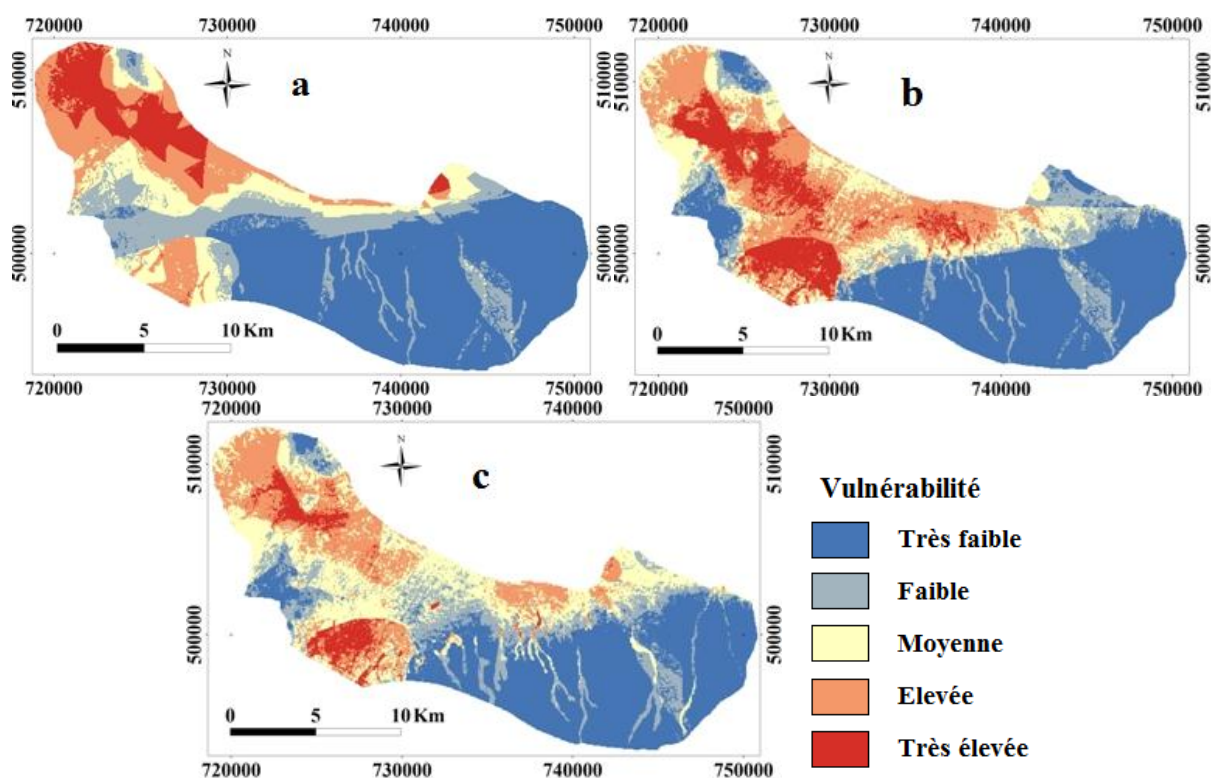


Figure III-49 Cartes $DRASTIC_{norm}$ de l'aquifère de Bou-Areg des années :
a.1969 b.2000 c.2006

Pour les cartes $DRASTIC_{phyt}$, les zones très vulnérables occupent la majorité de la superficie de la plaine par rapport aux autres classes de vulnérabilité. Ces zones ont connu une expansion en passant de 30,05% à 43,98% entre les années 1969 et 2000. Elles ont ensuite connu un rétrécissement en 2006 pour occuper 37,61% de la superficie de cette plaine. Ces zones très vulnérables couvrent la partie Ouest de la plaine, les lits des oueds et une petite bande riveraine de la lagune sur la carte de 1969. Toutefois, elles occupent la partie centrale (périmètre irrigué) et les lits des oueds sur les cartes des années 2000 et 2006. Pour les zones de vulnérabilité faible à très faible, elles couvrent principalement la partie Est et Sud-est, avec 28,64, 22,90 et 23,18% respectivement pour les années 1969, 2000 et 2006 (figure III-50).

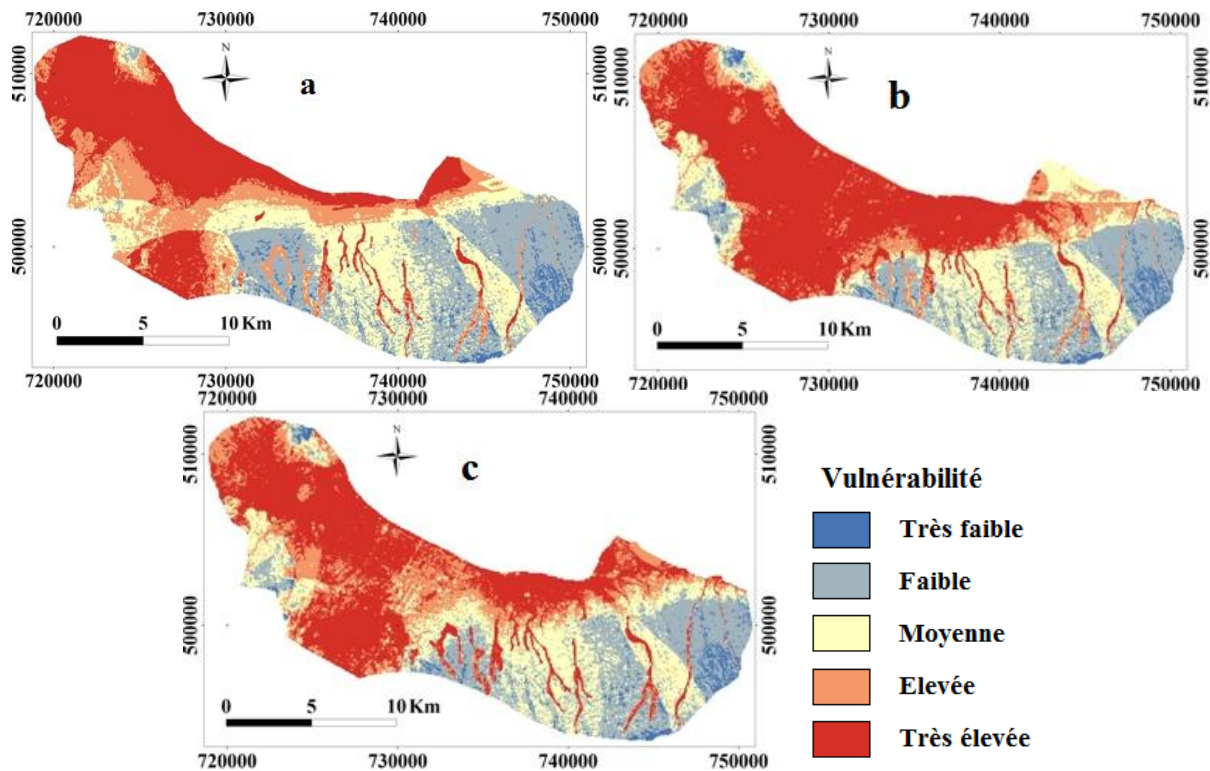


Figure III-50 Cartes $DRASTIC_{phyt}$ de l'aquifère de Bou-Areg des années
a.1969 b.2000 c.2006

Les variations des indices de vulnérabilité entre les trois cartes $DRASTIC_{norm}$ touchent 52,82% et 37,38% de la superficie de la zone d'étude respectivement pour les périodes 1969-2000 et 2000-2006. Quant aux variations entre les cartes $DRASTIC_{phyt}$, elles concernent 38,43% et 25,80% de la superficie de la zone d'étude respectivement pour les périodes 1969-2000 et 2000-2006.

III.2. Analyse de sensibilité

III.2.1. Poids effectifs des paramètres

Les poids effectifs des paramètres sur les trois cartes, élaborées par la méthode $DRASTIC_{norm}$, ont montré que les poids les plus élevés correspondent à ceux des paramètres "I", "D" et "A". Ces résultats sont dus aux notes élevées de ces paramètres en plus de leurs poids élevés.

Les paramètres ayant la plus faible sensibilité, “R” et “T”, pourrait être le résultat des faibles notes de la recharge dans la majeure partie de la zone d'étude et du faible poids de la Topographie (tableau III-14).

Les poids effectifs des paramètres sur les trois cartes, élaborées par $DRASTIC_{phyt}$, ont montré que les poids les plus élevés correspondent à ceux des paramètres “T” et “S”. Ces résultats sont dus aux notes élevées de ces paramètres en plus de leurs poids élevés. Le paramètre “R” ayant la plus faible sensibilité, pourrait être le résultat des faibles notes de recharge dans la majeure partie de la zone d'étude (tableau III-14).

Tableau III-14 Poids effectifs des paramètres DRASTIC (Bou-Areg)

Paramètre	DRASTIC _{norm}			DRASTIC _{phyt}		
	1969	2000	2006	1969	2000	2006
D	19,03	18,18	21,00	15,17	14,65	16,72
R	5,08	10,32	5,42	3,88	8,23	4,15
A	18,33	17,33	17,91	14,20	13,64	14,04
S	10,10	9,42	9,61	18,95	18,00	18,36
T	9,72	8,93	9,24	22,06	20,65	21,29
I	23,29	21,94	22,57	14,49	13,87	14,23
C	14,45	13,87	14,24	11,24	10,95	11,20

Cette analyse de sensibilité, montre que les effets relatifs des sept paramètres sur l'indice de vulnérabilité sont plus ou moins variables d'une année à l'autre. Par conséquent, l'adaptation de la méthode DRASTIC par enlèvement de quelques paramètres jugés de faibles effets, proposée par plusieurs auteurs, pourrait être controversée dans l'approche de la dynamique de la vulnérabilité.

III.2.2. Analyse de sensibilité de la dynamique de la vulnérabilité DRASTIC

L'analyse de sensibilité par enlèvement de paramètres a été effectuée sur les variations de la vulnérabilité en fonction des variations des paramètres dynamiques entre les trois années. Cette analyse a été effectuée sur la zone irriguée afin d'évaluer l'effet de la recharge par retour d'irrigation. Les résultats obtenus sur les cartes $DRASTIC_{phyt}$ et $DRASTIC_{norm}$ sont similaires suite aux mêmes facteurs de pondérations affectés à la profondeur et la recharge dans ces deux méthodes (tableau III-15).

Tableau III-15 Analyse de sensibilité de la dynamique des cartes DRASTIC (Bou-Areg)

Périodes	Δ Paramètres	Zone irriguée	Plaine
1969-2000	Δ D	0,23	0,21
	Δ R	0,26	0,16
2000-2006	Δ D	0,28	0,23
	Δ R	0,40	0,29

La variation de la vulnérabilité à la pollution entre 1969 et 2000 est plus sensible à la variation du paramètre “D” par rapport au paramètre “R”. En effet, la variation de la profondeur de la nappe pour cette période couvre une grande partie de la plaine. Par contre la variation du paramètre “R” est nulle sur la majeure partie. Entre les années 2000 et 2006 la variation de la recharge devient plus influente à cause d’un apport très important en eau d’irrigation associé à une faible variation de la profondeur de la nappe dans cette période.

L’analyse de la sensibilité de la dynamique de la vulnérabilité effectuée sur le périmètre irrigué montre que les variations du paramètre “R” sont les plus influentes pour les deux périodes d’étude. Ce résultat met en évidence l’effet de l’irrigation sur la vulnérabilité de cet aquifère et confirme les résultats hydrogéochimiques et isotopiques relatifs à l’importance des retours d’irrigation dans les processus de la recharge.

Conclusion

Les cartes de vulnérabilité de l'aquifère côtier de Bou-Areg présentent également, une variabilité nette entre les années 1969, 2000 et 2006. En effet, la comparaison des superficies respectives des différentes classes de vulnérabilité montre que l'année 2000 correspond à une expansion des aires très vulnérables, occupant la zone irriguée, en accord avec un apport en eau d'irrigation très important. Cet accord a été confirmé par l'analyse de sensibilité de la dynamique de la vulnérabilité qui a montré une sensibilité élevée aux variations du paramètre de la recharge sur le périmètre irrigué.

Les résultats de l'étude géochimique et isotopique des eaux de cet aquifère viennent confirmer également cette évolution. Ces résultats ont mis en évidence une pollution alarmante en nitrate, d'origine agricole au niveau du périmètre irrigué. Par ailleurs, les sources de recharge de cette nappe, définies par traçage isotopique révèlent l'importance des retours d'irrigation.

Le caractère commun des cartes de vulnérabilité de l'aquifère de Bou-Areg est la vulnérabilité relativement élevée de la partie Ouest par rapport à la partie Est. Ce résultat est conséquent de la forte perméabilité des conglomérats du piémont de Gourougou par rapport aux faciès limoneux du piémont de Kébdana. La forte vulnérabilité, occupant la partie centrale sur les cartes des années 2000 et 2006, s'est installée suite aux apports en eau d'irrigation qui a augmenté les volumes de la recharge.

Les cartes de vulnérabilité de l'aquifère côtier de Bou-Areg, élaborées par la méthode DRASTIC_{phyt}, présentent une vulnérabilité élevée à très élevée sur la majeure partie de la plaine. Ce résultat pourrait donner des indices sur une éventuelle pollution en produits phytosanitaires largement utilisés dans cette zone.

Conclusion générale et perspectives

Conclusion générale et perspectives

Dans ce travail de recherche nous nous sommes intéressés à l'étude de deux problématiques relatives à la vulnérabilité des aquifères fracturés et à sa dynamique.

Pour la première problématique, après une analyse détaillée des méthodes antérieures, nous avons adapté une nouvelle méthode *F-DRASTIC* qui permet d'approcher la vulnérabilité des aquifères fracturés en introduisant un *indice de fracturation* comme huitième paramètre. Le schéma d'évaluation de cet indice est basé sur l'estimation de deux facteurs relatifs aux roches fissurées et aux accidents. Le facteur "*roches fissurées*" dépend de la profondeur et de l'épaisseur des couches géologiques fissurées et de leur perméabilité fissurale. Cette dernière est liée à des paramètres géométriques des fissures. Le facteur "*accident*" est aussi évalué en fonction des paramètres géométriques des accidents.

L'application de la méthode *F-DRASTIC*, adaptée dans ce travail, pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère fracturé d'Angad a montré une amplification de la vulnérabilité localement au niveau des zones fracturées en fonction de leur degré de fracturation. L'analyse de sensibilité effectuée sur les cartes, réalisées par les deux méthodes *DRASTIC* et *F-DRASTIC*, montre que l'effet de l'indice de fracturation est intermédiaire sur toute la zone d'étude. En revanche, l'effet de ce paramètre est considérable au niveau des zones fracturées. Toutefois, cette analyse montre que l'introduction de cet indice n'a pas d'effet significatif sur l'ordre relatif des effets des paramètres *DRASTIC*. Par ailleurs, l'effet des paramètres liés à la lithologie de la zone non saturée (I) et de la zone saturée (A) est prépondérant.

La zone urbaine d'Oujda et sa partie avale, limitée par les oueds d'Isly et de Bouchtat, présentent une pollution élevée par les nitrates qui s'accorde bien avec la forte vulnérabilité de ces zones. Les corrélations entre les teneurs en nitrates et les indices de vulnérabilité présentent des coefficients moyens sur les deux cartes, avec une légère augmentation pour la méthode *F-DRASTIC*.

L'étude comparative des cartes de vulnérabilité élaborées pour les aquifères d'Angad et de Bou-Areg, pour les trois différentes années hydrologiques, a montré que la vulnérabilité est variable d'une année à l'autre. Ce qui montre le caractère dynamique de la vulnérabilité sous l'effet de certains paramètres variables dans le temps.

Au niveau de l'aquifère d'Angad, les variations observées sur les cartes de vulnérabilité, élaborées pour les trois années choisies, semblent être très sensibles aux variations des profondeurs de la nappe. Elles sont cependant, moins sensibles aux variations de la recharge verticale liées aux conditions climatologiques. En effet, le taux de variation de la recharge verticale était faible par rapport à celui observée pour la profondeur. Cette dernière semble être influencée par d'autres sources d'alimentation et/ou par l'effet d'une exploitation variable dans le temps. La comparaison des superficies des classes de vulnérabilité sur les cartes des trois années d'étude, montre une tendance vers l'expansion des aires de vulnérabilité élevée à très élevée. Toutefois, ces trois cartes montrent une forte vulnérabilité au niveau de la zone

urbaine, des lits des Oueds et des zones fracturées par rapport au reste de la plaine. L'introduction de l'indice de fracturation se traduit, sur les trois cartes, par la diminution des poids effectifs et des indices de sensibilité de tous les paramètres aussi bien statiques que dynamiques.

Les cartes de vulnérabilité de l'aquifère côtier de Bou-Areg présentent également, une variabilité nette d'une année à l'autre. En effet, la comparaison des superficies des différentes classes de vulnérabilité montre que l'année 2000 correspond à une expansion des aires très vulnérables, occupant la zone irriguée, en concordance avec un apport en eau d'irrigation très important. Cette concordance a été confirmée par les analyses chimiques qui ont montré une pollution alarmante par les nitrates dans cette zone. Les résultats des analyses isotopiques ont montré que ces nitrates ont une origine mixte ; urbaine au niveau de la ville de Nador et agricole au niveau du périmètre irrigué. L'importance des retours d'irrigation dans les processus de recharge a été mise en évidence par l'analyse de la composition isotopique de ces eaux souterraines. Aussi, l'analyse de sensibilité de la dynamique de la vulnérabilité, effectuée au niveau du périmètre irrigué, a montré un indice élevé pour le paramètre "Recharge".

Les cartes de vulnérabilité de l'aquifère côtier de Bou-Areg, élaborées par la méthode $DRASTIC_{\text{phyt}}$, présentent une vulnérabilité très élevée sur tout le périmètre irrigué. Ce résultat pourrait déjà donner des indices sur une éventuelle pollution en produits phytosanitaires utilisés en abondance dans cette zone.

Le caractère dynamique de la vulnérabilité, mis en évidence dans ce travail, montre que les cartes de vulnérabilité ne peuvent constituer, à elles seules, un outil efficace pour l'orientation de l'aménagement du territoire. Par ailleurs, l'étude de la dynamique de la vulnérabilité, proposée dans cette thèse, pourrait procurer des informations importantes sur les facteurs déterminants permettant ainsi d'envisager des mesures adéquates pour la protection des ressources en eaux souterraines.

Sur le plan méthodologique, les principales perspectives qui apparaissent à l'issue de ce travail de recherche consistent aux points suivants :

- L'amélioration du système d'évaluation de l'indice de fracturation, en utilisant les tests de sensibilité permettant d'estimer les coefficients de pondération de chaque facteur de base ;
- L'utilisation de l'indice de fracturation en tant qu'opérateur pour l'adaptation d'autres méthodes d'évaluation de la vulnérabilité appropriées aux milieux fracturés, ainsi que l'étude comparative des cartes de vulnérabilité obtenues par l'application de ces méthodes adaptées, pour une optimisation méthodologique ;
- L'étude statistique de la dynamique de la vulnérabilité à des pas de temps réduits, au niveau d'un nombre représentatif de forages afin d'étudier les tendances futures en intégrant l'effet prévisible des changements climatiques.

Sur le plan socio-économique, les cartes de vulnérabilité intrinsèques, obtenues pour les aquifères d'Angad et de Bou-Areg, procurent aux décideurs un outil efficace pour une meilleure gestion des ressources en eau de ces deux aquifères. Ainsi, la forte vulnérabilité des zones fracturées de la plaine d'Angad, au niveau du périmètre urbain et de sa partie avale, impose l'amélioration des réseaux d'assainissement de la ville d'Oujda ainsi que l'interdiction de la réutilisation des eaux usées brutes dans l'irrigation. Quant à la nappe de Bou-Areg, la vulnérabilité élevée au niveau du périmètre irrigué exige l'adaptation des pratiques agricoles à travers la rationalisation de l'utilisation des engrais et des pesticides, ainsi que par la reconversion des modes d'irrigation vers l'irrigation localisée.

A travers cette étude, il semble que l'adoption du concept de la vulnérabilité dans l'aménagement et la gestion des ressources en eau souterraine s'avère d'une grande nécessité. Ce-ci requiert l'amélioration de la législation en vigueur. En effet, la loi 10-95 sur l'eau stipule l'établissement des cartes de vulnérabilité au niveau de l'article 56. Ainsi, le décret d'application de ladite loi, n° 2-97-657 du 4 février 1998, prescrit entre autres documents, l'utilisation de ces cartes de vulnérabilité, pour la délimitation des zones de protection au sein des bassins versants des captages actuels. Dans ces zones l'article 63, prévoit des dispositions d'interdiction ou de restriction de certaines activités pouvant porter préjudice à ces ressources. Il serait cependant, plus sécurisant de revoir cette approche en considérant les zones vulnérables sur toute la superficie de l'aquifère et non seulement au niveau des zones de protection des captages. Aussi, le caractère dynamique de la vulnérabilité, mis en évidence dans cette thèse, impose-t-il la mise à jour des cartes de vulnérabilité, avec une périodicité de moins de deux ans au lieu de cinq ans prévue par l'article 8 du décret précité.

Références bibliographiques

- Abouelouafa M., El Halouani H., Kharboua M. et Berrichi A. 2002. Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'Oujda : canal principal et Oued Bounaïm. *Actes Inst. Agron. Vet. (Maroc). (Ed) Rabat*, 22 (3) : 143-150.
- Agence du Bassin Hydraulique de la Moulouya (ABHM). 2012. *Plan Directeur d'Aménagement Intégré des ressources en eau du bassin hydraulique de la Moulouya (PDAIRE, 2012)*.
- Agoumi A. 1999. *Introduction ala problématique des changements climatiques*. Projet maghrébin sur les changements climatiques RAB/94/G31: somigraf : 43 p.
- Al-Adamat R.A.N., Foster I.D.L. et Baban S.M.J. 2003. Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, remote sensing and DRASTIC. *Applied Geography*, 23 : 303-324.
- Albinet M. et Margat J. 1970. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine, *Bulletin BRGM 2^{ème} série*, 3 : 13-22.
- Allard P. 1986. Thèse de 3^{ème} cycle : *Géochimie isotopique et origine de l'eau, du carbone et du soufre dans les gaz volcaniques : zone de rift, marges continentales et arcs insulaires*. Univ. Paris VII, 387 p.
- Aller L., Bennet T., Lehr J.H., Petty R.J. et Hackett G. 1987. *DRASTIC : a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings*. US Environment Protection, Agency, Washington, DC, (p 455)
- Allmaras P., Burwell R., Larson W. et Holt R. 1966. *Total porosity and random roughness of the interrow zone as influenced by tillage*. USDA Conserv. Res. Rep. 7, pp. 1–14.
- Amatya D.M., Skaggs R.W. et Gregory J.D. 1995. Comparison of methods for estimating REF-ET. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 121(6) : 427-435.
- Amharref M, Aassine S, Bernoussi A S, Haddouchi B Y. 2007. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines : Application à la plaine du Gharb (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau*. 20(2) : 185-199.
- Amharref M., Bouchnan R., Bernoussi AS. 2014. *Extension of DRASTIC approach for dynamic vulnerability assessment in fissured area : Application to the Angad aquifer (Morocco)*. In : Andreo B. et al. (eds.), *Hydrogeological and Environmental Investigations in Karst Systems, Environmental Earth Sciences 1*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Amharref M., Mania J. et Haddouchi B., 2001. *Adaptation of an evaluation vulnerability method to groundwater pollution*. Proceeding of Salt Water Intrusion in Coastal Aquifer pp 1-10 ; 23-25 Avril Essaouira : www.olemiss.edu/sciencenet/saltnet/swica1/swica1.html
- Andreo B., Goldscheider N., Vadillo I., Vías J., Neukum C., Sinreich M., Jiménez P., Brechenmacher J., Carrasco F., Hötzl H., Perles M.J., Zwahlen F. 2006. Karstgroundwater protection : first application of a Pan-European Approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Líbar (Southern Spain). *Science of the Total Environment* 357 (1-3) : 54-73.
- Aomine S. 1962. A review of research on redox potentials of paddy soils in Japan. *Soil. Sci.*, 94(1) : 6-13.

- Aqil H., Khattach D., El Gout R., El Mandour A. et Kaufmann O. 2010. Contribution de la gravimétrie à la reconnaissance de l'aquifère profond de la plaine des Angad (Maroc nord-oriental). *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 21 (4) : 252-256.
- ArcGis 9.3: <http://help.arcgis.com/fr/arcgisdesktop/10.0/help/index.html> (consulté en Novembre 2012)
- Arthur JD., Wood HAR., Baker AE., Cichon JR., Raines GL. 2007. Development and implementation of a Bayesian-based aquifer vulnerability assessment in Florida. *Nat Resour Res.* 16 : 93-107.
- Aston A.R. 1979. Rainfall interception by eight small trees. *J. Hydrol.* 42 : 383-396.
- Azdimoussa A. 1999. Thèse de doctorat : *Géodynamique et exhumation des bordures méridionales de la mer d'Alboran entre le massif de Beni Bouzera et le cap des trois fourches (Rif, Maroc). Apports de la méthode d'Analyse par traces de fission.* Faculté des Sciences Oujda. Maroc.
- Bahir M., et Mennani A. 2002. Problématique de la gestion des eaux souterraines au Maroc. *Estudios Geológicos*, 58(3-4) : 103-108.
- Baird A.J. et Wilby R.L. 1999. *Ecohydrology. Plants and Water in Terrestrial and Aquatic Environments.* Routledge. London, 402 pp.
- Baize D. et Jabiol B. 1995. *Guide pour la description des sols.* Editions Quae.
- Bear J. 1972. *Dynamics of Fluids in Porous Media.* American Elsevier Publishing Company, N.Y. 1972 re-Edited by Dover Publications Inc, 784p, 1988 - ISBN 0-486-65675-6.
- Bernoussi A. et Amharref M. 2003. Etalabilité – vulnérabilité. *Annals of University of Craiova, Math. Comp.Sci.Ser.*, 30 : 53-62.
- Berry DA. 1996. *Statistics - A Bayesian Approach.* Duxbury Press, Belmont, CA.
- Beven K. et Germann. 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research* 18(5) : 1311-1325.
- Beven K. et Wood E.F. 1983. Catchment geomorphology and the dynamic of runoff contributing areas. *J. Hydrol.* 65 : 139-150.
- Blaney H.F. et Criddle W.D. 1950. *Determining water requirements in irrigated areas from climatological and irrigation data.* USDA Soil Conserv. Serv. SCS-TP96. 44 pp.
- Bloundi MK. 2005. Thèse de doctorat : *Etude géochimique de la lagune de Nador- impacts des facteurs anthropiques.* Ecole et Observatoire des Sciences de la Terre - Centre de Géochimie de la Surface (UMR 7517) et Université Mohamed V- Agdal, Faculté des Sciences de Rabat UFR. Océanologie, Géodynamique et Valorisation des Bassins sédimentaire.
- Bohn H.L. 1968. Electromotive force of inert electrodes in soil suspensions. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, 32(2) : 211-215.
- Bonner F.T. et Ralston C.W. 1968. Oxidation reduction potential of saturated forest soils. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, 32 : 111-112.
- Bouchnan R., Amharref M., Bernoussi A.S et Chanigui M. 2013. *Approche F-DRASTIC pour l'évaluation de la vulnérabilité des aquifères fracturés à la pollution : Application sur l'aquifère d'Angad (Maroc).* 4^{ème} édition du congrès international : Eau, Déchets et Environnement. Agadir.

- Bouchnan R., Amharref M., Bernoussi A.S. 2012. *Utilisation des Systèmes d'Informations Géographiques pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution de la nappe phréatique des Angads (Maroc)*. Gestion des Ressources en Eaux. Colloque International des Utilisateurs de SIG, Taza GIS-Days, Fès.
- Bouchnan R., Amharref M., Bernoussi A.S. 2014. Dynamic Vulnerability: Application to the Bou-Areg Aquifer (Morocco). *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT)*, 8(12), ver.III : 72-79
- Boughriba M., Barkaoui A.E., Zarhloule Y., Lahmer Z., El Houadi B. et Verdoya M. 2010. Groundwater vulnerability and risk mapping of the Angad transboundary aquifer using DRASTIC index method in GIS environment. *Arabian Journal of Geosciences*, 3(2) : 207-220.
- Brethes J.C. et Tesson M. 1978. Observations hydrologiques sur la Sebkha Bou Areg (la lagune de Nador, Maroc). Bilan d'automne 76 et d'hiver 77. *Bull. Institut Supérieur des Pêches Maritimes Maroc* 24 : 1-16.
- Brooks R.H. et Corey A.T. 1964. Hydraulic properties of porous media. *Hydrology Paper no. 3, Colorado State University, Fort Collins, Colorado*, 27 pp.
- Bryan R. et Poesen J. 1989. Laboratory experiments on the influence of slope length on runoff, percolation and rill development. *Earth Surface Processes and Landforms*, 14(3) : 211-231.
- Bryant M.L., Bhat S., Jacobs J.M. 2005. Measurements and modeling of throughfall variability for five forest communities in the southeastern US. *Journal of Hydrology*, 312 : 95-108.
- Buchlin J.M. et Stubos A. 1987. *Phase change phenomena at liquid saturated self heated particulate beds, in Modeling and Applications of Transport Phenomena in Porous Media*, edited by J. Bear and J. M. Buchlin, Springer, New York.
- Buckingham E. 1907. *Studies on the Movement of Soil Moisture*. U.S. Dept. Agric., Bureau of Soils. Bulletin No. 8.
- Carbonnel J.P. 1997. *Contribution au Dictionnaire des Sciences Hydrologiques, Travaux et Documents de la Commission de Terminologie - N°4*. Association Internationale des Sciences Hydrologiques - Comité National Français des Sciences Hydrologiques.
- Carlier Ph. 1964. Plaines de Gareb et Bou-Areg (Gareb and Bou-Areg plains). *Note & Mémoire Serv. Géol. Maroc*.
- Carlier Ph. 1969. *Plaine du Bou-Areg – Région de Nador – Cartes de la nappe phréatique avec notices explicative*. Ministère des Travaux Publics et des Communications – DH/DRE, Centre régional de Berkane.
- Carter AD., Palmer RC., Monkhouse RA. 1987. Mapping the vulnerability of groundwater to pollution from agricultural practice particularly with respect to nitrate. *TNO Comm. Hydrol. Res. Proc. & Information*, 38 : 382-390
- Cassan M. 2005. *Les essais de perméabilité sur site dans la reconnaissance des sols*. Paris : Presses de l'école nationale des Ponts et chaussées.
- Castany G. et Margat J. 1977. *Dictionnaire français d'hydrogéologie*. BRGM.
- Celle H. 2000. Thèse de doctorat : *Caractérisation des précipitations sur le pourtour de la Méditerranée occidentale. Approche isotopique et chimique*. Université d'Avignon.

- Chaouni Alia A. 2001. Thèse de doctorat : *Etude hydrogéologique et hydrochimique de la plaine côtière de Bou-Areg (Maroc Nord-Oriental)*. Faculté de Wetensvhaben. Université de Gent. Belgique. 382p.
- Chaouni Alia A., Halimi N.El., Walraevens K., Beeuwsaert E., De Breuck W. 1997. *Investigation de la salinisation de la plaine de Bou-Areg (Maroc nord-oriental)*. In : Proc. Reports International Association of Hydrological Sciences, Freshwater Contamination, 243 : 211-220.
- Chaplot V. et Bissonnais Y.L. 2000. Field measurements of interrill erosion under different slopes and plot sizes. *Earth Surface Processes and Landforms* 25(2) : 145–153.
- Chennouf T., Khattach D., Milhi A., Andrieux P. et Keating P. 2007. Principales lignes structurales du Maroc nord-oriental : apport de la gravimétrie. *Comptes Rendus Géosciences*, 339(6) : 383-395.
- Chowdhury SH., Kehew AE. et Passero R. 2003. Correlation between nitrate contamination and ground water pollution potentials. *Ground Water*, 41 : 735-745.
- Cichocki G., Zojer H., Zojer HT. 2001. *Karstwasserschutz und Vulnerabilität. Entwicklung eines Modells in den Karnischen Alpen - Mitteilungen IAG BOKU*. Institut für Angewandte Geologie. Universität für Bodenkultur Wien.
- Civita M. 1994. *Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Teoria and practica (Aquifer vulnerability maps to pollution)*. Pitagora, Bologna
- Civita M. et De Regibus C. 1995. Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilità degli aquiferi. *Q Geol Appl Pitagora, Bologna* 3 : 63-71
- Civita M., 1987. *La previsione e la prevenzione del rischio d'inquinamento delle acque sotterranee a livello regionale mediante le Carte di Vulnerabilità*. In : Atti del Convegno "Inquinamento delle Acque Sotterranee : Previsione e Prevenzione", Mantova, pp.9-18.
- Civita M., Chiappone A., Falco M. et Jarre P. 1990. *Preparazione della carta di vulnerabilità per la rilocalizzazione di un impianto pozzi dell'aquedotto di Torino*. Atti 1° Convegno Nazionale sulla Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee : Metodologie, Tecnologie e Obiettivi, CNR, Marano sul Parnaro, 2 :461-462.
- Clark I. et Fritz P. 1997. *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. Lewis Publishers, Boca Raton, New York.
- Cosandey C. 2000. *Travaux et Documents de la Commission de Terminologie*. Association Internationale des Sciences Hydrologiques - Comité National Français des Sciences Hydrologiques. <http://hydrologie.org/glu/FRDIC/DICRUISS.HTM> (consulté le 6 Septembre 2013).
- Craig, H., 1961. Isotopic variations in meteoric waters. *Natural waters Science*, 133 : 1702-1703.
- Cucchi F., Franceschini G., Zini L., Aurighi M. 2007. Intrinsic vulnerability assessment of Sette Comuni Plateau aquifer (Veneto Region, Italy). *Journal of Environmental Managment*, 8(4) : 984-994.
- Dalton J. 1802. *Experimental Essays on the Constitution of Mixed Gases : On the Force of Steam or Vapor from Water or Other Liquids in Different Temperatures, Both in a Torricelli Vacuum and in Air ; on Evaporation ; and on Expansion of Gases by Heat*. Manchester Literary Philosophical Society Mem. Proceedings 5 : 536–602.
- Daly D. et Drew D. 1999. *Irish methodologies for karst aquifer protection*. In : Beck B (ed) *Hydrogeology and engineering geology of sinkholes and karst*. A.A. Balkema, Rotterdam, pp 267-272.

- Daly D., Dassargues A., Drew D., Dunne S., Goldscheider N., Neale S. et al. 2002. Main concepts of the European approach" to karst-groundwater-vulnerability assessment and mapping. *Hydrogeology Journal*, 10(2) : 340-345.
- Darcy H.P.G. 1856. *Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon : Exposition et Application des Principes à Suivre et des Formules à Employer dans les Questions de Distribution d'Eau*. Victor Dalmont (publisher), Paris.
- Darjaje M. 1983. Thèse 3^{ème} cycle : *Etude hydrogéologique du Bassin de l'Oued Isly (Maroc oriental)*. USTL-Montpellier, France.
- Davison C.C. 1985. *URL drawdown experiment and comparison with models*, TR 375. Atomic Energy of Canada.
- Deere DU. 1963. Technical description of rock cores for engineering purposes. *Felsmechanik und Ingenieurgeologie*, 1(1) : 16-22.
- Deploey J., Savat J. et Moeyersons J. 1976. Differential impact of some soil loss factors on flow, runoff creep and rainwash. *Earth Surface Processes and Landforms* 1(2) : 151-161.
- Dershowitz W., Wallmann P. et Kindred S. 1991. *Discrete fracture modeling for the Stripa site characterization and validation drift inflow predictions*. SKB Report 91-16., Swedish Nuclear Power and Waste Management Co., Stockholm.
- Diamond ML. et Hodge E. 2007. Urban contaminant dynamics : from source to effect. *Environmental Science and Technology*, 41(11) : 3796-3800.
- Direction de l'Hydraulique - Division des Ressources en Eau (DH-DRE). 1977. *Etude par prospection électrique dans la région des Angad - Tome I*. Compagnie africaine de géophysique. Maroc.
- Djorovic M. 1980. *Slope effect on runoff and erosion*. In : M. De Boodt and D. Gabriels (eds). Assessment of erosion. Wiley-intersciences. Chichester. pp. 215-225
- Doerfliger N. et Zwahlen F. 1995. *EPIK : a new method for outlining of protection areas in karst environment*. In : Guinay G, Johnson I (eds) Proceedings of 5th international symposium and field seminar on karst waters and environmental impacts. Antalya, September 1995, Balkema, Rotterdam, pp 117-123
- Doerfliger N., Zwahlen F., Meylan B., Tripet J.P. et Wildberger A. 1997. Vulnérabilité des captages en milieu karstique : Nouvelle méthode de délimitation des zones de protection : méthode multicritère EPIK. *GWA*, 77(5) : 295-302.
- Doorenbos J. et Pruitt W.O. 1977. *Crop water requirements*. Irrigation and Drainage Paper N°. 24. FAO, Rome, Italy.
- Dorado J., Tinoco P. et Almendros G. 2003. Soil parameters related with the sorption of 2,4-D and Atrazine. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34(7-8) : 1119-1133.
- DPA-Oujda. 1988. *Établissement d'une étude pédologique de reconnaissance au 1/100.000ème en vue de la mise en valeur agricole dans la zone du couloir Taourirt-Oujda*, Rapport Général. Ministère de l'Agriculture et de la Réforme Agraire. 163p.
- Duchaufour P. 1996. La Notion de processus élémentaire de pédogenèse définie par Gerassimov : ses différentes possibilités d'utilisation. *Sciences du sol*, 24(2) n° 196/2 : 163-170 - PLAISIR-FRANCE.

- Dunne T., Zhang W.H. et Aubry B.F. 1991. Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research* 27(9) : 2271-2285.
- Eckardt DA. et Stackelberg PE. 1995. Relation of groundwater quality to land use on Long Island, New York. *Groundwater*, 33 : 1019-33.
- Edet AE. 2004. Vulnerability evaluation of a coastal plain sand aquifer with a case example from Calabar, southeastern Nigeria. *Environmental Geology*, 45 : 1062-1070.
- Eggenkamp H.G.M. 1994. Thèse de doctorat : $\delta^{37}\text{Cl}$, the geochemistry of chlorine isotopes. Fac. Earth Sciences, Utrecht Univ. 150 pp.
- Eimberck M. 1990. Facteurs d'érodibilité des sols limoneux : réflexions à partir du cas du Pays de Caux. *Cahiers ORSTOM Série Pédologie*, 25 (1-2) : 81-94. <http://prodinra.inra.fr/record/93623> (consulté : 06 Septembre 2013).
- El Mandour A., El Yaouti F., Fakir Y., Zarhloule Y., Benavente Y. 2008. Evolution of groundwater salinity in the unconfined aquifer of Bou-Areg, Northeastern Mediterranean coast, Morocco. *Environ. Geol.*, 54 : 491-503.
- El Yaouti F., El Mandour A., Khattach D., Kaufmann O. 2008. Modelling groundwater flow and advective contaminant transport in the Bou-Areg unconfined aquifer (NE Morocco). *J. Hydro-Environ. Res.*, 2 : 192-209.
- El Yaouti F., El Mandour A., Khattach D., Benavente J., Kaufmann O. 2009. Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco) : a geostatistical, geochemical, and tomographic study. *Appl. Geochem.*, 24 : 16-31.
- Es Saouini H., Amharref M., Bernoussi A.S. 2014. Vulnérabilité à La Pollution des Eaux Souterraines: Statique ou Dynamique? Application à la Nappe de R'Mel (Maroc). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, Vol. 6 No. 4 : 929-940.
- Engelen GB. 1985. *Vulnerability and restoration aspects of groundwater systems in unconsolidated terrains in the Netherlands*. IAH (Proc. 18th Con.), 64-69.
- Fang H., Cai Q., Chen H. et Li Q. 2008. Effect of rainfall regime and slope on runoff in a gullied loess region on the loess plateau in china. *Environmental Management*, 42 : 402-411.
- Feuga B. et Vaubourg P. 1980. *Principales méthodes de reconnaissance des milieux fissurés : Etat des connaissances*. Rapport BRGM 80 SGN 855 EAU.
- Flanagan D., Foster G. et Moldenhauer W. 1987. Storm pattern effect on infiltration, runoff, and erosion. *Transactions of the Asae*, 31(2) : 414-420.
- Fontes J.Ch. 1980. *Environmental isotopes in groundwater hydrology*. Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, Vol., (P. Fritz, J-Ch. Fontes, Eds) Elsevier, Amsterdam, 75-140.
- Food and Agriculture Organization (FAO), 2012. *AQUASTAT, Global Map of Irrigation Areas-Morocco*. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/irrigationmap/index30.stm> (consulté en Fév. 2012).
- Foster S., Hirata R., Gomes D., D'Elia M. et Paris M. 2002. *Groundwater Quality Protection : A guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies*. The World Bank, Washington, D.C., USA : 103 p.
- Foster S.S.D. 1987. *Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy*. In : Van Duijvenboden W et Van Waegeningh HG. Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, Proceedings and Information. TNO-CHR, Delft, 38 : 69-86.

- Foster SSD. et Adams B. 1991. *National groundwater protection policy : hydrogeological criteria for division of the land surface area*. National Rivers Authority, R&D Note 6.
- Fourar M. et Lenormand R. 2000. Inertial effects in two-phase flow through fractures. *Oil Gas Sci. Technol.*, 55 (3) : 259–268.
- Fourar M. et Lenormand R. 2001. A new model for two-phase flows at high velocities through porous media and fractures. *Journal of Petroleum Science and Engineering*. 30 : 121-127.
- Fox D.M., Bryan R.B. et Price A.G. 1997. The influence of slope angle on final infiltration rate for interrill conditions. *Geoderma* 80(1-2) : 181–194.
- Frape S.K., Bryant G., Blomquist R. et Ruskeeniemä T. 1995. *Evidence from stable chlorine isotopes for multiple sources of chlorine in groundwaters from crystalline shield environments*. Isotopes in Water Resources Management Vol. I, IAEA, Vienna 19-30.
- Freeze RA. et Cherry JA. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey : 604.
- Gerrits A.M.J. 2010. *The role of interception in the hydrological cycle*. Dissertation Delft University of Technology. ISBN : 978-90-6562-248-8.
- Giggenbach W., Gonfiantini R. et Panichi C. 1983. *Geothermal systems*. In Guidebook on Nuclear Technique in Hydrology, 24, Technical Reports Series, 91, AIEA, Vienna, 359-379.
- Gogu R., Hallet V., Dassargues A. 2003. Comparison between aquifer vulnerability assessment techniques. Application to the Néblon river basin (Belgium). *Environmental Geology* 44 (8) : 881-892.
- Gogu R.C et Dassargues A. 2000. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology*, 39 : 549-559.
- Goldscheider N. 2002. Thèse de doctorat : *Hydrogeology and vulnerability of karst systems: examples from the Northern Alps and Swabian Alb*. Schr Angew Geol Karlsruhe, Karlsruhe, 236 pp.
- Goldscheider N., Klute M., Sturm S., Hötzl H. 2000. The PI method : a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers. *Z Angew Geol*. 463: 157-166.
- Gonfiantini R. 1978. Standards for stable isotope measurements in natural compound, *Nature* 271 : 534–536.
- Gonfiantini R. 1986. *Environmental isotopes in lake studies*. In : Fritz P., Fonte sJ.-Ch., Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, vol. 2, The Terrestrial Environment. Elsevier, Amsterdam, pp. 113-168.
- Gonfiantini R., Stichler W. et Rozanski K. 1995. Standards and intercomparison materials distributed by the International Atomic Energy Agency for stable isotope measurements. *IAEA-TECDOC-825* : 13-29.
- Gonzalez I., Aguila E., Galan E. 2007. Partitioning, bioavailability and origin of heavy metals from the Nador Lagoon sediments (Morocco) as a basis for their management. *Environ. Geol.* 52 : 1581–1593.

- Goossens M. et van Damme M. 1987. *Vulnerability mapping in Flanders, Belgium*. In : Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants (ed. by W. van Duijvenbooden & H. G. van Waegeningh) (Proc. TNO/RIVM-Conf., Noordwijk aan Zee, March/April 1987), 355-360. Proc. and Inf. no. 38, TNO Com. Hydr. Res.
- Green W.H. et Ampt G.A. (1911). Studies on soil physics. 1. the flow of air and water through soils. *J. Agr. Sci.* 4 : 23.
- Guillemin M. et Houzay J.P. 1982. Le Néogène post-nappe et le Quaternaire du Rif nord-oriental (Maroc). Stratigraphie et tectonique des bassins de Mellilia, du Kert, de Boudinar et du piémont de Kebdana. *Notes et mém. Serv. Géol. Maroc*, 314 : 7-238.
- Haertlé A. 1983. *Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps*. In : Groundwater in Water Resources Planning (Proc. KoblenzSymp., August-September 1983), IAHS Publ. no 142 : 1073-1085.
- Hamon W.R. 1961. *Estimating potential evaporation*. In : J.o.H. Division (Editor), Proceedings of the American Society of Civil Engineers. pp. 107-120.
- Hansagi I. 1974. A method of determining the degree of fissuration of rock. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Science & Geomechanics Abstracts*, 11 : 379-388.
- Hargreaves G.H. et Samani Z.A. 1982. Estimating potential evapotranspiration. Technical Note *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 108(3) : 225-230.
- Heaton T.H.E. 1984. Sources of the nitrate in phreatic groundwater in the western Kalahari. *J. Hydrol.* 67 : 249-259.
- Heaton T.H.E. 1986. Isotopic study of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere : a review. *Chem. Geology (Isot. Geosci. Sect.)* 59 : 87-102.
- Henry W. 1803. Experiments on the Quantity of Gases Absorbed by Water, at Different Temperatures, and under Different Pressures *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 93 :29-274.
- Herbert A., Gale J., Lanyon G. et MacLeod R. 1991. *Modeling for the Stripa site characterization and validation drift inflow : prediction of flow through fractured rock*. SKB Report 91-35., Swedish Nuclear Power and Waste Management Co., Stockholm.
- Hewlett J. et Hibbert A. 1967. *Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas*. In International Symposium on Forest Hydrology, Pergamon, New-York, pp 275-290
- Hölting B., Haertlé T., Hohberger KH., Nachtigall Villinger E., Weinzierl W., Wrobel JP. 1995. Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. « Concept for the determination of the protective effectiveness of the cover above the groundwater against pollution ». *Geol Jb C* 63 : 5-24
- Hörmann, G., Branding A., Clemen T., Herbst M., Hinrichs A. et Thamm F. 1996. Calculation and simulation of wind controlled canopy interception of a beech forest in Northern Germany. *Agricultural and Forest Meteorology*, 79 : 131-148.
- Horton R. 1933. The role of infiltration in the hydrological cycle. *Trans. American Geophysical Union*, 14 : 446-460
- Horton RE. 1919. Rainfall Interception. *Monthly Weather Review*. 47 : 603-623.
- Hsieh P.A. et Neuman S.P. 1985. Field determination of three-dimensional hydraulic conductivity tensor of anisotropic media : 1. Theory. *Water Resources Research* 21(11) : 1655-1665.

- Huang W., Peng P., Yu Z. et Fu J. 2003. Effects of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sédiments : Review. *Applied Geochemistry*, 18 : 955-972.
- Hudson JA. et Priest SD. 1979. Discontinuities and rock mass geometry. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Science & Geomechanics Abstracts*, 16 : 339-362.
- Jacques J. 2005. Thèse de doctorat : *Contributions à l'analyse de sensibilité et à l'analyse discriminante généralisée*. Université Joseph Fourier.
- Jadid M. 2000. Thèse de doctorat : *Le complexe volcanique et volcano-sédimentaire Néogène de la région d'Oujda (bassins de Bni Oukil-Angad et de Sidi Bou-Houria) (Maroc Nord-oriental) : Stratigraphie, volcanologie et caractérisation géochimique*. Université Mohammed Premier, Faculté des Sciences Oujda.
- Jamet P. 1988. Etude quantitative de l'adsorption et de la désorption de l'UKJ-1506 dans le sol. *Agronomie*, 8(3) : 227-235
- Janeau J.L., Bricquet J.P., Planchon O. et Valentin C. 2003. Soil crusting and infiltration on steep slopes in northern thailand. *European Journal of Soil Science*, 54(3) : 543-553.
- Jeannin P-Y, Cornaton F, Zwahlen F, Perrochet P. 2001. *VULK : a tool for intrinsic vulnerability assessment and validation*. In : Zwahlen F, Mudry J (eds) 7th Conference on Limestone Hydrology and Fissured Media. Université de Franche-Comté, mémoire no 13, Besançon, pp 185-188
- Jensen M.E., Burman R.D. et Allen R.G. (ed). 1990. *Evapotranspiration and Irrigation Water Requirements*. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practices No. 70., Am. Soc. Civil Engrs., New York, NY, 360 p.
- Jiang Y., Zhang C., Yuan D., Zhang G. et He R. 2008. Impact of land use change on groundwater quality in a typical karst watershed of southwest China : a case study of the Xiaojiang watershed, Yunnan Province. *Hydrogeology Journal*, 16(4) : 727-735.
- Kalinski K., Bogardi E., Yamamoto R.J., Kalinski W.E., Kelly I., Bogardi R.L. et Ehrman Yamamoto P.D. 1994. Correlation between DRASTIC vulnerabilities and incidents of VOC contamination of municipal wells in Nebraska. *Groundwater* 32 : 31-34.
- Keim RF., Tromp-van Meerveld HJ. et McDonnell JJ. 2006. A virtual experiment on the effects of evaporation and intensity smoothing by canopy interception on subsurface stormflow generation. *Journal of Hydrology*. 327 : 352-364
- Kendall C. et Grim E. 1990. Combustion tube method for measurement of nitrogen isotope ratios using calcium oxide for total removal of carbon dioxide and water. *Anal. Chem.* 62 : 526-529.
- Kendall C. et McDonnell J.J. 1998. *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Elsevier, Amsterdam.
- Kili M., El Mansouri B., Taky A. et Chao J. 2006. Nouvelle approche d'estimation des prélèvements d'eau d'irrigation à partir des ressources souterraines : cas de la nappe côtière du Gharb. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre*, 28 : 31-39.
- Kiraly L. 1978. Tenseur de perméabilité et fissuration. *Bull.CHYN Nêuchatel*, 2 : 164-181.
- Klaassen W., Lankreijer HJM., Veen AWL 1996. Rainfall interception near a forest edge. *Journal of Hydrology*. 185 : 349-361.
- Kralik M. et Keimel T. 2003. Time-input, an innovative groundwater-vulnerability assessment scheme : application to an alpine test site. *Environmental Geology*. 44 : 679-686

- Krouse H.R. 1980. *Sulphur isotopes in our environment. Handbook of Environmental Geochemistry I A* (Fritz, P., Fontes, J.C., Eds), Elsevier Science Publ., Amsterdam, New York 435-471.
- Ladouche B., Duvail C., Marchal J. P. Le Strat P. et Chery L. 2003. *Détermination de l'origine des nitrates dans l'aquifère du Roussillon par le traçage isotopique des sources d'azote (Commune de Pia, Pyrénées Orientales)*. Rapport BRGM/RP- 52745-FR, 54 p.
- Lahrach A. 1999. Thèse de doctorat : *Caractérisation du réservoir Liasique profond du Maroc oriental et étude hydrogéologique, modélisation et pollution de la nappe phréatique des Angads*. Sciences de la Terre, Hydrogéologie-Géothermie, Université Sidi Mohammed Ben Abdellah - Faculté des Sciences et Techniques. Fès-Saïss, Maroc.
- Lallemand-Barres A. 1994. *Normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions. Étude documentaire préliminaire*. BRGM, R37928.
- Lambs L. et Labiod M. 2009. Climate change and water availability in north-west Algeria : investigation by stable water isotopes and dendrochronology. *Water Int.* 34 : 280–286.
- Lasserre F., Razack M., Banton O. 1999. A GIS-linked model for assessment of nitrate contamination in groundwater. *J Hydrol* 224 : 81-90
- Leblanc P. 1986. *Structure et hydrodynamique des milieux fissurés aquifères – Synthèse bibliographique*. BRGM, 86 SGN 102 Eau. Orléans – France : 100p.
- Lee SM., Min KD., Woo NC., Kim YJ. et Ahn CH. 2003. Statistical models for the assessment of nitrate contamination in urban groundwater using GIS. *Environmental Geology*, 44(2) : 210-221. doi : 10.1007/s00254-002-0747-0.
- Lemoine B. 1972. *Utilisation comparée des formules de Thornthwaite, Turc mensuelle et Turc annuelle, pour le calcul de l'évapotranspiration potentielle et de l'évapotranspiration réelle moyenne : Application à une sélection de points répartis dans le monde*. Département géologie de l'aménagement – Hydrogéologie, BRGM. Orléans, France.
- Levin I., Graul R. et Trivett N.B.A. 1995. Long-term observations of atmospheric CO₂ and carbon isotopes at continental sites in Germany. *Tellus*, 47B, 23-34.
- Linacre E.T. 1977. A simple formula for estimating evaporation rates in various climate, using temperature data alone. *Agricultural Meteorology*. 18 : 409-424.
- Lindquist E. 1933. *On the flow of water through porous soil*, Premier Congrès des Grands barrages, Stockholm, Vol. 5, pp. 81–101.
- Lodwick W.A., Monson W. et Svoboda L. 1990. Attribute error and sensitivity analysis of map operations in geographical information systems : suitability analysis. *International Journal of Geographical Information System*, 4(4) : 413-428.
- Luers A.L., Lobell D.B., Sklar L.S., Addams C.L. et Matson P.A. 2003. A method for quantifying vulnerability, applied to the agricultural system of the Yaqui Valley, Mexico. *Global Environmental Change* 13 : 255–267.
- Madl-Szonyi J. et Fule L. 1998. Groundwater vulnerability assessment of the SW trans-Danubian central range, Hungary. *Environmental Geology*, 35 : 9-18.
- Mahler Ph. 1962. *Plaine du Bou Areg : carte pédologique 1:50000: périmètre de la basse Moulouya. (IN) Rapport sur l'aménagement de la rive gauche de la basse Moulouya*. Office national des irrigations du Royaume du Maroc.

- Makkink G.F. 1957. Testing the Penman formula by means of lysimeters. *J. Inst. Water Engng.* 11 (3) : 277-288.
- Malik P. et Svasta J., 1999. *REKS : an alternative method of Karst groundwater vulnerability estimation. Hydrogeology and Land Use Management*, Proceeding of the XXIX Congress of the International Association of Hydrogeologists, Bratislava, Slovakia, 79–85.
- Margat J. 1968. *Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution. Base de la cartographie.* Rapport BRGM 68 SGC 198 Hyd, BRGM, Orléans, France.
- Margat J. 1996. *Contribution au Dictionnaire des Sciences Hydrologiques.* Association Internationale des Sciences Hydrologiques - Comité National Français des Sciences Hydrologiques. Travaux et Documents de la Commission de Terminologie - N°3.
- Margat J. 1997. *Contribution au Dictionnaire des Sciences Hydrologiques.* Association Internationale des Sciences Hydrologiques - Comité National Français des Sciences Hydrologiques. Travaux et Documents de la Commission de Terminologie - N°4.
- Margat J. et Suais-Parascandola MF. 1987. *Mapping the vulnerability of groundwater to pollution. Some lessons from experience in France.* In : Duijvenbooden W and Waegeningh HG. Vulnerability of soil and groundwater to pollutants : international conference Noordwijk aan Zee, The Netherlands, March 30-April 3. In : Proceedings and information/TNO Committee on Hydrological Research. The Hague : TNO, 1987.
- Margat, J. 2008. *Exploitations et utilisations des eaux souterraines dans le monde (Vol. 52).* Paris: UNESCO and BRGM.
- Marsily G.de. 1981. *Hydrogéologie quantitative.* Ed. Masson. Paris.
- Martel E.A. 1921. *Nouveau Traité des eaux souterraines.* Doin, Paris. 840 p.
- Martinez Navarrete C., Grima Olmedo J., Duràn Valsero J.J., Gomez Gomez J.D., Luque Espinar J.A., de la Orden Gomez J.A. 2008. Groundwater protection in Mediterranean countries after the European water framework directive. *Environ Geol* 54 :537–549
- Maury M.F. 1861. *The physical Geography of the Sea and its Meteorology.* 8th edn. Harvard University Press, Cambridge. 538 pp.
- McDonald MG. et Harbaugh AW. 1984. *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. Technics of Water Resources Investigations for the US Geological Survey*, Open-File report 83 : 528 pp.
- McDonald R.I., Douglas I., Revenga C., Hale R., Grimm N., Grönwall J., et al. 2011. Global urban growth and the geography of water availability, quality, and delivery. *AMBIO*, 40(5) : 437-446. doi : 10.1007/s13280-011-0152-6.
- McGuinness J.L. et Bordne E.F. 1972. *A comparison of lysimeter-derived potential evapotranspiration with computed values.* Technical Bulletin 1452, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Washington D.C., 71 pp.
- McLay C.D.A., Dragten R., Sparling G., Selvarajah N. 2001. Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use : a comparison of three approaches. *Environ. Pollut.* 115 : 191–204.
- Merchant JW. 1994. GIS-based groundwater pollution hazard assessment - a critical review of the DRASTIC model. *Photogramm Eng Remote Sens.* 60 : 1117-1128.

- Mohan S. 1991. Intercomparison of Evapotranspiration Estimates. *Hydrological Sciences Journal- Journal Des Sciences Hydrologiques*, 36(5) : 447-450.
- Monteith J.L. 1965. *Evaporation and the environment, The state and movement of water in living organisms*, XIXth symposium. Cambridge University Press, Swansea. pp. 205-234.
- Moore JS. 1989. *SEEPAGE : a system for early evaluation of the pollution potential of agricultural ground water environments*. U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Geology Technical Note 5 (revision 1), 23 p.
- Mortier F., Nguyen Quang T. et Sadek M. 1965. *Hydrogéologie des formations volcaniques du Nord-est du Maroc*. Hydrology of fractured rocks, Symposium of Dubrovnik, 1965, Volume I. IAHS/UNESCO : 327-333.
- Mualem Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12 : 513-522.
- Murat V., Paradis D., Savard MM., Nastev M., Bourque E., Hamel A., Lefebvre R. et Martel R. 2003. *Vulnérabilité à la nappe des aquifères fracturés du sud-ouest du Québec : Evaluation par les méthodes DRASTIC et GOD*. Ressources naturelles Canada, Commission Géologique, 16p.
- Musy A. and Gigy C. 2004. *Hydrologie, science de la nature*. Lausanne : Presses polytechniques et universitaires romandes, pp. 314.
- Napolitano P. and Fabbri A.G. 1996. *Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS*. IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-International Association of Hydrological Sciences, 235 : 559-566.
- Neukum C. and Hötzl H. 2007. Standardization of vulnerability maps. *Environmental Geology*, 51 : 689-694.
- Nguyen QT. et Simonot M. 1971. Le couloir Taourirt-Oujda. In : *Ressources en Eau du Maroc*, Tome 1 : Domaines du Rif et du Maroc Oriental. *Notes et Mém. Ser. Géol.*, n° 231, Rabat, pp. 271-289.
- Nguyet V.T.M. and Goldscheider N. 2006. A simplified methodology for mapping groundwater vulnerability and contamination risk, and its first application in a tropical karst area, Vietnam. *Hydrogeol. J.* 14 :1666-1675
- Nowamooz A. 2010. Thèse de doctorat : *Etude expérimentale et modélisation des écoulements diphasiques et de la dispersion dans des fractures rugueuses réelles*. INPL – Université de Nancy. France.
- Nowamooz A., Radilla G. et Fourar M. 2009. Non-Darcian two-phase flow in a transparent replica of a rough-walled rock fracture. *Water Resources Research*. 45(7).
- O.I.E. 1995. *Glossaire National des SDAGE*. Directive 76-464-CEE du 04/05/76 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses.
- OECD. 1981a. Essai n° 302A : *Biodégradabilité dite intrinsèque : Méthode SCAS modifiée, Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques*, Section 3, OECD Publishing. doi : 10.1787/9789264070370-fr
- OECD. 1981b. Essai n° 304A : *Biodégradabilité intrinsèque dans le sol, Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques*, Section3, OECD Publishing. doi:10.1787/9789264070455-fr

- OECD. 1992. *Essai n° 302B : Biodégradabilité dite intrinsèque : Essai Zahn-Wellens/EMPA, Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques*, Section 3, OECD Publishing. doi : 10.1787/9789264070394-fr
- OECD. 2013. *Essai n° 301 : Biodégradabilité facile, Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques*, Section 3, OECD Publishing. doi : 10.1787/9789264070356-fr.
- Oliveira R.S.Jr., Koskinen W.C. et Ferreira F.A. 2001. Sorption and leaching potential of herbicides on brazilian soils. *Wedd Research*, 41 : 97-110.
- Olmer M. et Rezac B. 1974. Methodical principles of maps for protection of groundwater in Bohemia and Moravia, scale 1 :200,000. *Mem IAH*, 10 : 105-107.
- Ontario Ministry of the Environment (MOE). 2001. *Groundwater Studies 2001/2002 : Technical Terms of Reference*. Queen's Printer for Ontario, PIBS 4197e : 46.
- Oudin L. 2004. Thèse de doctorat : *Recherche d'un modèle d'évapotranspiration potentielle pertinent comme entrée d'un modèle pluie-débit global*. Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts - Centre de Paris. France.
- Parsons A. et Stone P. 2006. Effects of intra-storm variations in rainfall intensity on interrill runoff and erosion. *CATENA* 67(1) : 68-78.
- Pédélaborde P. 1968. Les bilans hydriques. *Cahiers de géographie du Québec*, 12(25) : 5-23. <http://id.erudit.org/iderudit/020784ar> (consulté le 13 Juin 2012)
- Penman H.L. 1948. *Natural evaporation from open water, bare soil and grass*. Proc. Roy. Soc. London, A193 : 120-146.
- Penman H.L. 1956. Evaporation : an introductory survey. Netfierl. *Journal of Agricultural Sciences*. 4 : 9-30.
- Petelet-Giraud E., Döerfliger N. et Crochet P. 2000. RISKE : method d'évaluation multicritère de la vulnérabilité des aquifères karstiques. Application aux systèmes des Fontanilles et Cent-Fonts (Hérault, Sud de la France). *Hydrogéologie*, 4 : 71-88.
- Planning and Regulatory Services Department. 2010. *Town of Richmond Hill Official Plan*. Richmond Hill, ON L4B 3P4, Canada.
- Pochon A. et F. Zwahlen. 2003. *Délimitation des zones de protection des eaux souterraines en milieu fissuré – Guide pratique*. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Office fédéral des eaux et de la géologie, Berne, 83 p.
- Poesen J. 1984. The influence of slope angle on infiltration rate and hortonian overland flow volume. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 49 : 117–131.
- Priestley C.H.B. et Taylor R.J. 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. *Mon. Weath. Rev.*, 100 : 81-92.
- Pruess K. et Narasimhan T.N. 1988. *Numerical modeling of multiphase and nonisothermal flows in fractured media. Proceedings of the Symposium Conference on Fluid Flow in Fractured Rocks*, Georgia State University.
- Quiblier J. 1978. *Caractéristiques des réseaux de surface et de plans observables par leurs tracés sur des plans de coupe*, Rapp. IFP.
- Rao P., Hornsby A., Jessup R. 1985. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Con Soil Crop Sci Soc Florida* 44 : 1-8

- Rao P.S.C. et Alley WM. 1993. *Pesticides*. In : W.M. Alley (Editor), Regional Ground-water Quality. Van Nostrand Reinhold, New York, NY, pp. 345-383.
- Raupach M.R. and Finnigan J.J. 1997. The Influence of Topography on Meteorological Variables and Surface-Atmosphere Interactions. *Journal of Hydrology*, 190 : 182–213.
- Ravbar N. et Goldscheider N. 2009. Comparative application of four methods of groundwater vulnerability mapping in a Slovene karst catchment. *Hydrogeology Journal*, 17 : 725-733.
- Re V. et Zuppi GM. 2011. Influence of precipitation and deep saline groundwater on the hydrological systems of Mediterranean coastal plains : a general overview. *Hydrol. Sci. J.* 56 : 966-980.
- Re V., Allais E., El Hamouti N., Bouchnan R., Sacchi E., Rizzo F. et Zuppi G.M. 2013a. *Natural tracers and isotope techniques to define groundwater recharge and salinization in the Bou Areg coastal aquifer (North Morocco)*. In : Isotopes in hydrology, marine ecosystems and climate change studies : proceedings of the International Symposium held in Monaco, 27 March - 1 April 2011 : volumes I. Vienna : International Atomic Energy Agency. ISBN 978-92-0-135610-9. pp : 357-364
- Re V., El Hamouti N., Bouchnan R. et Zuppi G.M. 2010. *Water quality in the Bou Areg plain and the Lagoon of Nador (Morocco) : the land use connection and groundwater pollution*. GROUNDWATER QUALITY SUSTAINABILITY. Evaluation and management of groundwater - sustainable exploitation. XXXVIII IAH Congress - Krakow - Poland.
- Re V., Sacchi E., Martin-Bordes J.L., Aureli A., El Hamouti N., Bouchnan R., Zuppi G.M. 2013b. Processes affecting groundwater quality in arid zones : The case of the Bou-Areg coastal aquifer (North Morocco). *Appl. Geochem.*, 34 : 181-198.
- Reeves M., Freeze G.A., Kelley V.A., Pickens J.F., Upton D.T. et Davies P.B. 1991. *Regional double-porosity solute transport in the culebra dolomite under brinereservoir-breach release conditions : An analysis of parameter sensitivity and importance*. Report SAND89-7069 Sandia National Laboratories.
- Regazzoni C., Payraudeau S. et Grégoire C. 2010. *Evaluation du potentiel de rétention et de remédiation des flux de produits phytosanitaires dans les eaux de surface par des Ouvrages de Rétention et de Remédiation (OR2) : Livrable I - Synthèse bibliographique des outils d'évaluation de l'aptitude au ruissellement*. PROJET ENRHY. Strasbourg. France.
- Richards L.A. 1931. Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics* 1 : 318–333.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H. et Rodi L. 1996. *L'analyse de l'eau*, 8^{ème} édition. DUNOD (Editeur), Paris, France.
- Rozanski, K., L. Araguas-Araguas, L. and Gionfiantini, R. 1993. *Isotopic patterns in Modern Global Precipitation*. In : Climate Change in Continental Isotopic Records. P. Swart, K. Lohmann, J. McKenzie, and S. Savin, Eds. American Geophysical Union Monograph, 78, Washington, DC
- Rupert MG. 2001. Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method. *Ground Water*, 39 : 625-630.
- Rutter A.J., Morton A.J. et Robins P.C. 1975. A predictive model of rainfall interception in forests. II : Generalization of the model and comparison with observations in some coniferous and hardwood stands. *Ibid.*, 12 : 367-380.
- Sawadogo S. 1982. *Contribution de la télédétection à l'étude de la fracturation. Application à l'hydrogéologie du socle en milieu intertropical (Haute Volta)*. 282 p

- Schneebeli G. 1955. Expériences sur la limite de validité de la loi de Darcy et l'apparition de la turbulence dans un écoulement de filtration. *La Houille Blanche*, n°2, Grenoble.
- Schoeller H. 1962. *Les Eaux Souterraines. Hydrologie dynamique et chimique, Recherche, Exploitation et Évaluation des Ressources*. 187 fig. Masson et Cie, Éditeurs. Paris. 642 p. DOI : 10.1002/iroh.19640490118.
- Sebbar A., Badri W., Fougrach H., Hsaine M., Saloui A., 2011. Etude de la variabilité du régime pluviométrique au Maroc septentrional (1935-2004). *Secheresse*, 22 : 139-148.
- SEEE : <http://www.water.gov.ma> (consulté en Novembre 2014)
- SEEE. 2009. ETAT DE LA QUALITÉ DES RESSOURCES EN EAU AU MAROC : ANNÉE 2007-2008. <http://www.water.gov.ma> (consulté en Juin 2013)
- Seguin B. 1980. Détermination de l'évaporation réelle dans les bilans hydrologiques par la télédétection en thermographie infra-rouge. *Hydrological Sciences Journal*, 25(2) : 143-153.
- Sharma K., Singh H. et Pareek O. 1983. Rainwater infiltration into a bare loamy sand. *Hydrological Sciences Journal*, 28(3) : pp. 417-424.
- Snow DT. 1969. Anisotropic permeability of fractured media. *Water Resour. Res.* 5(6).
- Soil Conservation Service (SCS), 1956. *National Engineering Handbook, Hydrology, Section 4*, US Department of Agriculture, Washington DC.
- Sotornikovà R. et Vrba J. 1987. *Some remarks on the concept of vulnerability maps*. In van Duijvenbooden W. et van Waegeningh H.G. (Ed.), *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*, TNO Committee on Hydrological Research, La Haye, Proceedings and Information, 38 : 471 -476.
- Sposito G. 1986. The “physics” of soil water physics. *Water Resour. Res.*, 22(9) : 835-885.
- Struckmeier W., Krampe KD., Grimmelmann WF. 1989. *Mem. Int. Symposium on Hydrogeological Maps as Tools for economic and Social Development*. Int. Assoc. Hydrogeol. Hannover, FRG, 598 p., Hannover (Heise).
- Tesoriero A. et Voss F. 1997. Predicting the probability of elevated nitrate concentrations in the Puget sound basin : implications for aquifer susceptibility and vulnerability. *Ground Water*. 35 : 1029-39.
- Tesson M. 1977. Régime hydrologique et hydrodynamique de la sebkha Bou-Areg (lagune de Nador, Maroc). Bilan du printemps 1976. *Bull. Institut Supérieur des Pêches Maritimes du Maroc* 21.
- Tesson M. et Gensous R. 1981. Quelques caractères de la géochimie d'une lagune micro tidale : la sebkha de Bou-Areg (Maroc). Proc. 106th Congres National des Sociétés Savantes Paripifnon Sciences, vol. 3 : 183-194.
- Thornthwaite C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geograph. Rev.*, 38 : 55-94.
- Thornthwaite C.W. et Mather J.R. 1957. *Instructions and tables for computing the potential evapotranspiration and the water balance*, Publications in Climatology, Laboratory of Climatology, Drexel Institute of Technology, Centerton, New Jersey, USA, 10 : 183-311.
- Toba T. et Ohta T., 2005. An observational study of the factors that influence interception loss in boreal and temperate forests. *J. Hydrol.* 313 : 208-220.

- Tucker C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of the Environment*, 8 : 127-150.
- Turc L. 1955. Le bilan d'eau des sols. Relations entre les précipitations, l'évaporation et l'écoulement. *Ann. Agr.*, 6 : 5-131.
- Turner B.L., Kasperson R.E., Matson P.A., McCarthy J.J., Corell R.W. et al. 2003. *A framework for vulnerability analysis in sustainability science*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100, 8074-8079.
- Umgiesser G., Chao J., Bajo M., Scroccaro I., Cucco A. 2005. *Residence time modelling in the Nador Lagoon, Morocco*. In : Proc. 1st Internat. Conf. Coastal Conservation and Management in the Atlantic and Mediterranean, pp. 389–397.
- UNESCO/OMM. 1992. *Glossaire International d'Hydrologie*. <http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/glossary/> (Consulté le 23 Octobre 1913)
- Van Stempvoort D., Ewert L. et Wassenaar L. 1993. Aquifer vulnerability index (AVI) : a GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Canada Water Research Journal*, 18 : 25-37.
- Vias JM., Andreo B., Perles MJ., Carrasco F., Vadillo I. et Jiménez P. 2002. *Preliminar proposal of a method for vulnerability mapping in carbonate aquifers*. In : Karst and Environment (F. Carrasco, J.J. Durán and B. Andreo, Eds.), 75-83.
- Villumsen A., Jacobsen OS. et Sonderskov C. 1983. *Mapping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution*. Geological Survey of Denmark, Yearbook 1982, Copenhagen, 17-38
- Vizier J.F. 1971. Etude de l'état d'oxydo-réduction du sol et de ses conséquences sur la dynamique du Fer dans les sols hydromorphes. *O.R.S.T.O.M., sér. Pédol.*, vol. IX(4).
- Vogel J.C. 1993. *Variability of carbon isotope fractionation during photosynthesis*. In : J.R. Ehleringer, A.E. Hall and G.D. Farquhar (Eds) *Stable Isotopes and Plant Carbon – Water Relations*, Academic Press, San Diego, CA : 29-38.
- Von Hoyer M. et Sofner B. 1998. *Groundwater vulnerability mapping in carbonate (karst) areas of Germany, Federal institute for geosciences and natural resources*, Archiv 117854, Hanover, p38
- Vràna M. 1984. *Methodology for construction of groundwater protection maps*. UNESCO/UNEP Project PLCE-3/29, Moscow.
- Vrba J. 1991. Hydrogeological aspects of groundwater protection and pollution. In *Criteria for and Approaches to Water Quality management in Developing Countries. Natural Resources Water Series no. 26*, United Nations, New York.
- Vrba J. et Zaporozec A. 1994. *Guidebook on mapping groundwater vulnerability, International contributions to hydrogeology (IAH)*, vol 16. Verlag Heinz Heise, Hannover, p 131.
- Wang D., Wang G. et Anagnostou E.N. 2007. Evaluation of canopy interception schemes in land surface models. *Journal of Hydrology*. 347 : 308-318.
- Weber J.B. et Miller C.T. 1989. Organic chemical movement over and through soil. In : Sawhney B.L. et Brown K.W. (eds.). *Reactions and movement of organic chemicals in soils (SSASpecial Publication n°22)*. Madison : *Soil Science Society of America*. p. 305-334.

- Weber J.B., Wilkerson G.G. et Reinhardt C.F. 2004. Calculating pesticide sorption coefficients (K_d) using selected soil properties. *Chemosphere*, 55 : 157-166.
- Widory D., Kloppmann W., Chery L., Bonnin J. et Rochdi H. 2004. Nitrates in groundwater : an isotopic multi-tracer approach. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72 : 165-188
- Wittke W. et Louis C.I. 1968. Modellversuche zur Durchströmung klüftiger Medien. *Felsmechanik u. Ingenieurgeol. Suppl. IV* : 52-78.
- Worral F. et Besien T. 2005. The vulnerability of groundwater to pesticide contamination estimated directly from observations of presence or absence in wells. *J Hydrol.* 303 : 92-107.
- Wright J.L. 1982. New evapotranspiration crop coefficients. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 108(IR2) : 57-74.
- Xu C.Y. et Singh V.P. 2000. Evaluation and generalization of radiation-based methods for calculating evaporation. *Hydrological Processes*, 14(2) : 339-349.
- Yıldırım M. et Topkaya B. 2007. Groundwater Protection : A Comparative Study of Four Vulnerability Mapping Methods. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. *Clean-Journal*, 35 (6) : 594-600.
- Zhou J., Li G., Liu F., Wang Y. et Guo X. 2010. DRAV model and its application in assessing groundwater vulnerability in arid area : a case study of pore phreatic water in Tarim Basin, Xinjiang, Northwest China. *Environ Earth Sci*, 60 : 1055-1063.
- Zuppi GM. 2008. *The groundwater challenge*. In : Clini, C., Musu, I, Gullino, L.M. (Eds.), Sustainable Development and Environmental Management Experience and Case Studies. Springer, pp. 49-64.

Annexe I

Méthodes de vulnérabilité et paramètres de base

(modifié et complété de Civita et De Maio, 2004)

Méthodes et/ou références	Approches	PARAMÈTRES DE BASE																		
		Topographie et pente	Réseau hydrographique	Eau de surface			Sol				Caractéristiques de la ZNS	Caractéristiques de la ZS	Perméabilité de l'aquifère	Eau souterraine			Karst			
				Précipitations	Recharge nette	Interaction avec l'eau de surface	Occupation et Végétation	Épaisseur, texture, minéralogie	Humidité	Perméabilité				Physico-chimie	Profondeur	Fluctuation de la piézométrie	Physico-Chimie	Epikarst	Dévelop. du réseau karstique	Propriété des contaminants
Albinet et Margat (1970)	HCS					*					*	*	*	*						
Vrana (1968); Olmer et Rezac (1974)	HCS										*	*								
Fenge (1976)	RS				*			*			*	*	*	*	*					
Josopait et Schwerdtfeger (1979)	HCS				*						*	*	*	*						
Vierhuff et al. (1980)	HCS										*	*	*	*						
Zampetti (1983); Fried (1987)	MM										*		*							
Villumsen et al (1983)	RS							*			*	*	*	*	*					
Heartlé (1983)	MS										*		*							
Vrana (1984b)	HCS			*				*			*	*								
Subiraba et al. (1984)	HCS					*					*	*	*	*						
Engelen (1985)	MS					*					*	*		*						
Zaporozec (edit., 1985)	RS							*	*	*	*	*		*						
Breeuwsma et al (1986)	HCS				*	*		*	*	*	*		*	*						
Stronikova et Vrba (1987)	RS								*				*	*	*					
Ostry et al. (1987)	HCS							*		*		*		*						
Goossens et Vandamme (1987)	MS							*				*		*						
Carter et al (1987); Palmer (1988)	MS							*	*	*		*								
Marcolongo et Pretto (1987) Méthode 1	RS				*			*			*			*						
Marcolongo et Pretto (1987) Méthode 2	MM				*				*		*			*						
GOD - Foster (1987)	RS										*	*		*						
Schmidt (1987)	RS					*		*			*			*						
Troyan et Perry (1988)	PCSM	*		*	*				*		*	*		*						
GNDCI-CNR Basique (Civita, 1990)	HCS					*					*	*	*	*						
DRASTIC (Aller et al. 1987)	PCSM	*			*			*			*	*	*	*						
SINTACS (Civita, 1991)	PCSM	*	*		*	*	*	*	*		*	*	*	*						
ISIS (De Regibus, 1994)	PCSM	*			*		*	*	*		*	*		*						
TCR (Amharref et al. 2001)	PCSM	*		*	*			*	*	*	*	*	*							
DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003)	PCSM	*	*					*	*	*	*	*								
CALOD (Edet, 2003)	PCSM							*			*	*		*						
DRAV (Zhou et al. 2009)	PCSM				*						*	*		*						
RISKE (Petelet et al., 2000)	PCSM	*				*	*	*	*	*	*	*					*	*		
EPIK (Dörflinger et Zwahlen, 1995)	PCSM	*				*	*	*	*	*	*	*					*	*		
AF (Rao et al, 1985)	MM				*			*	*	*	*	*		*					*	
PI (Hölting et al. 1995 in Zwalhen 2003)	RS	*			*	*	*	*	*	*	*	*					*	*		
Time-Input (Keimel et Kralik, 2001)	RS	*		*	*		*	*	*	*	*	*		*			*	*		
ISI (MOE, 2001)	RS						*	*	*	*	*	*								
FAVA (Baker et al, 2002)	MM	*						*	*	*	*	*		*			*	*		
Ravbar et Goldscheider (2007)	RS	*		*			*	*	*	*	*	*		*			*	*		

HCS : Méthodes des systèmes hiérarchisés; **RS** : Systèmes Indexés; **MS** : Systèmes matriciels; **PCSM** : Méthodes de pondération et d'indexation des paramètres; **MM** : Méthodes Mathématiques et relations analogiques

Annexe II

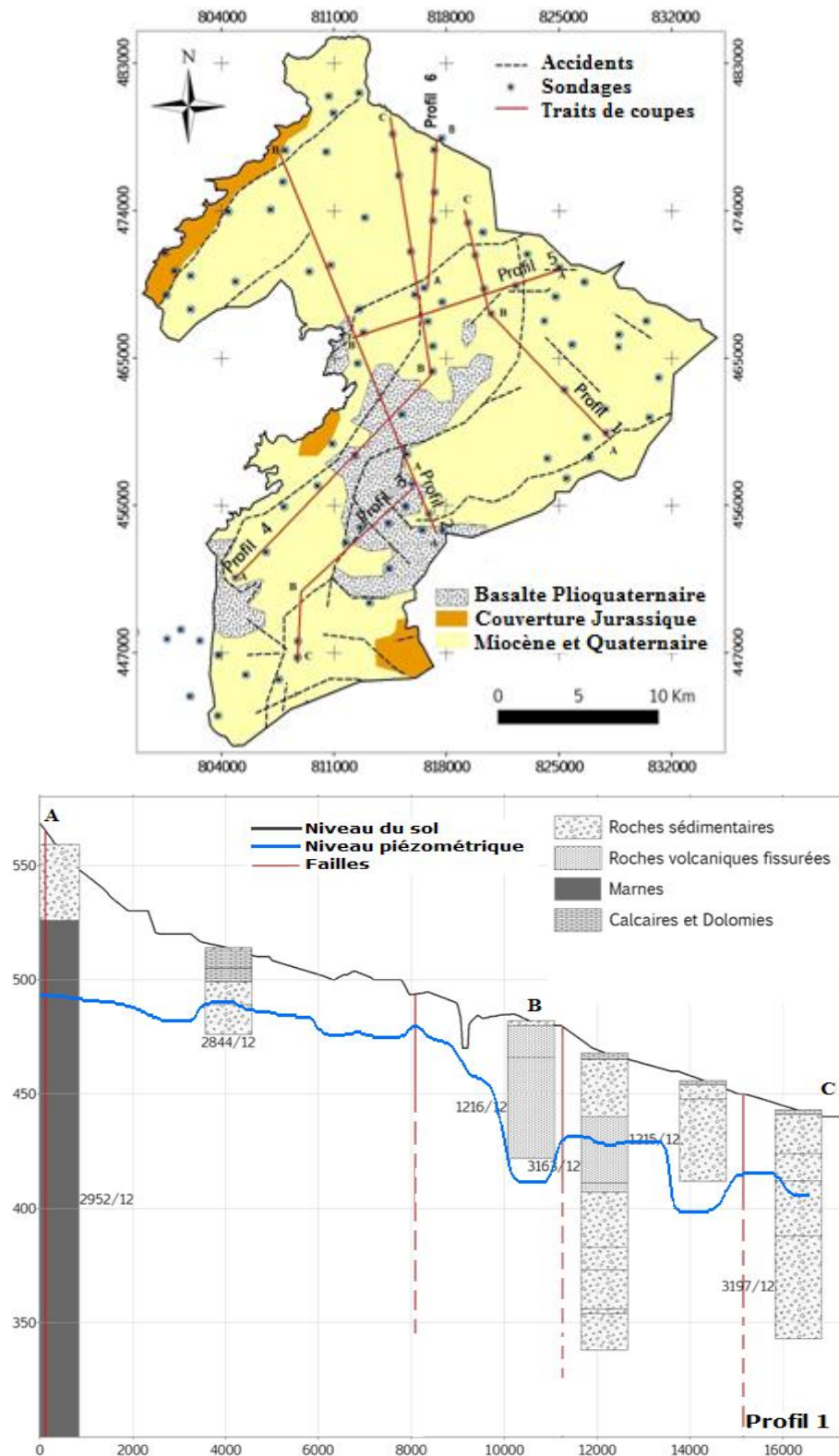
Valeurs des perméabilités déduites des essais de pompages au niveau de l'aquifère libre d'Angad (ABHM)

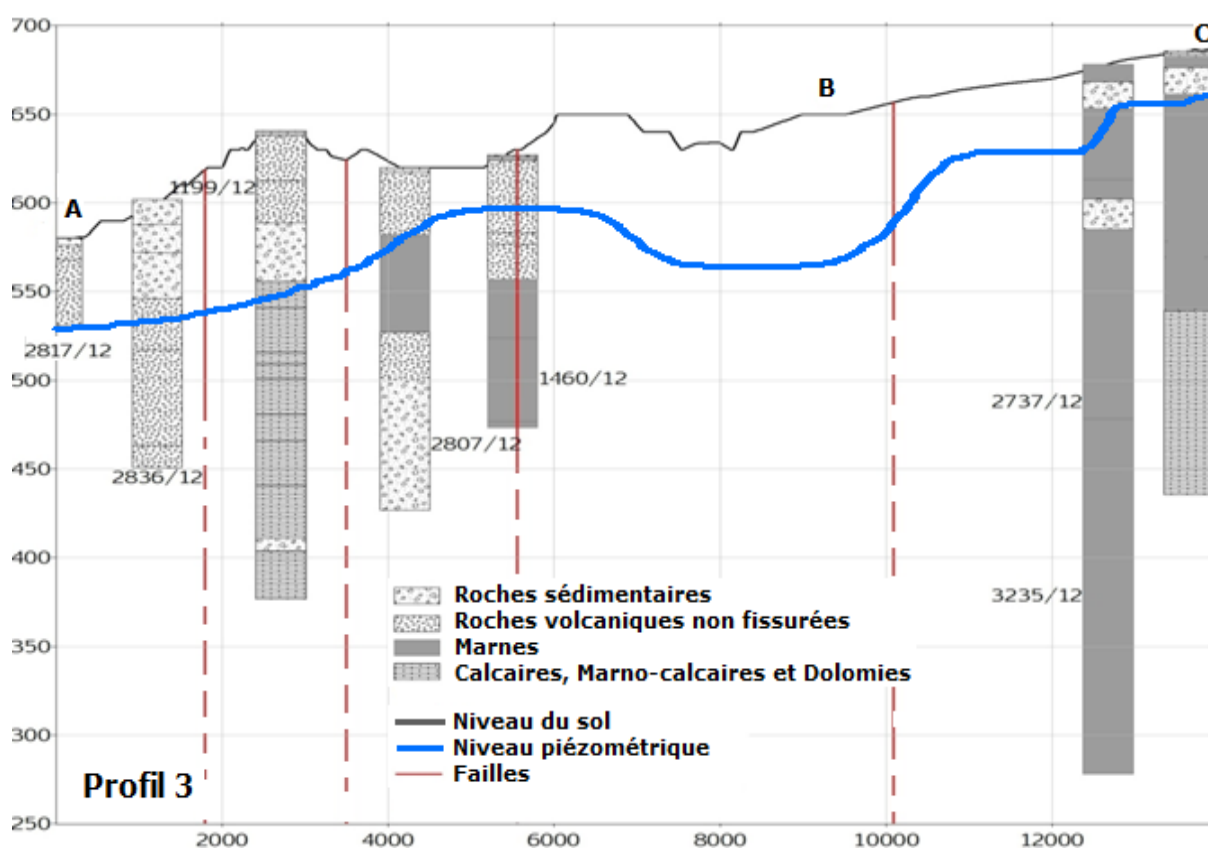
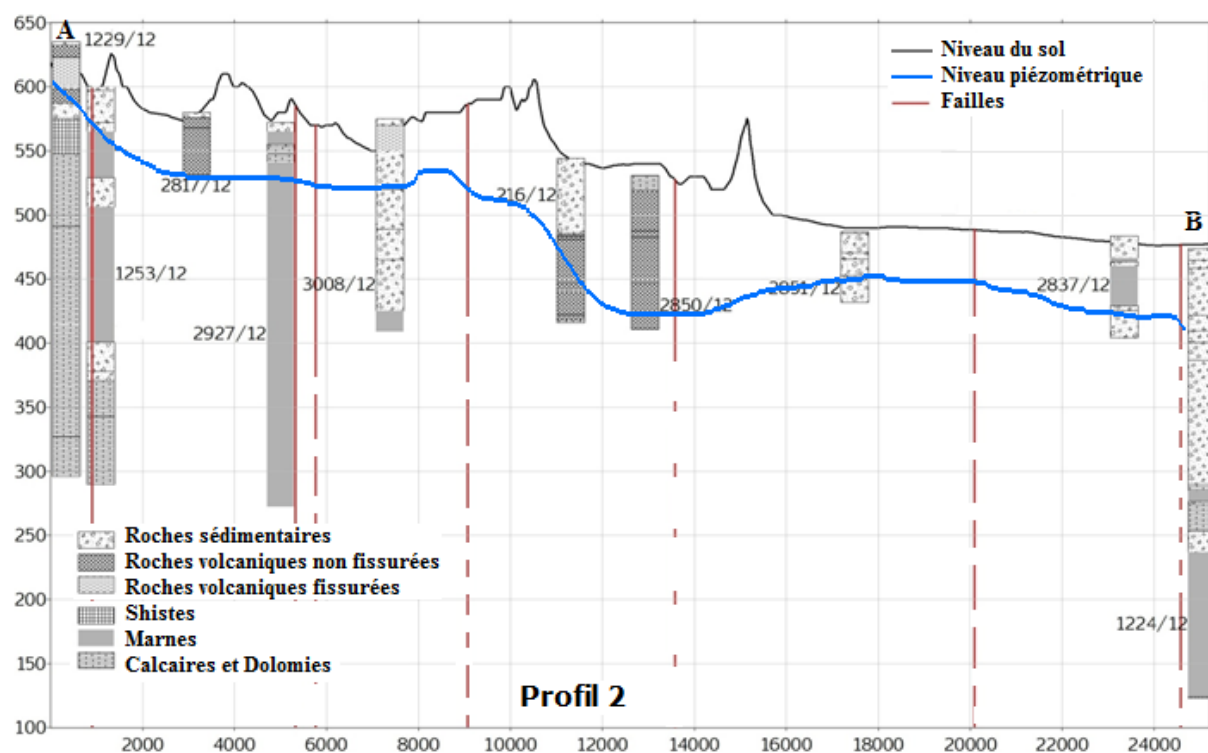
IRE	X	Y	Z (m)	PT (m)	T (m ² /s)	Épaisseur (m)	K (10 ⁻⁶ m/s)
1252/12	817435	456000	583,37	155	1,3 E-03	105,20	12,36
1460/12	811760	453500	627	153,5	1,05 E-04	114,10	0,92
1604/12	813250	449852	680	120	7,7 E-04	73,50	10,47
1867/12	810250	470500	491	40,8	5,9 E-03	14,70	400
2425/12	806800	452950	630	300	1 E-04	107,50	0,93
2738/12	812200	453600	625	163	9,05 E-03	123,70	73,18
2753/12	812200	453574	626	111	6,7 E-03	74,30	90,14
2800/12	825900	462375	521,80	86	3,8 E-03	49,00	77,55
2805/12	815750	460500	550	42	4 E-03	30,30	132,19
2807/12	812650	454450	620	193	3,85 E-04	151,50	2,54
2830/12	817170	473220	440	160	5,4 E-03	160,00	33,75
2831/12	817430	472110	445	160	5,4 E-03	160,00	33,75
2836/12	815500	455750	602	145	2,1 E-04	60,30	3,48
476/12	811900	471550	477	36,5	1,8 E-02	16,40	1100
478/12	810540	469500	499	44,7	8,3 E-04	13,60	61
62/12	816400	457190	442	23	1,5 E-02	13,60	1100
630/12	814760	474040	452	28,3	1,3E-02	16,00	810
631/12	814670	474470	452	31,5	3 E-03	20,00	150
632/12	816190	475210	438	25,55	8 E-03	15,40	520
633/12	816750	475520	440	21,3	1,6 E-02	11,40	1400
635/12	817840	476080	439	22,8	7,5 E-03	12,70	590
636/12	818620	476810	437	17,13	1,6 E-03	5,20	310
676/12	817180	475240	440	22,42	1 E-02	12,50	800
677/12	816540	474600	443	24,25	4,5 E-03	11,50	390
678/12	816310	473640	447	18,1	4,7 E-03	3,90	1200
679/12	815860	473540	449	21	6,8 E-03	7,40	920

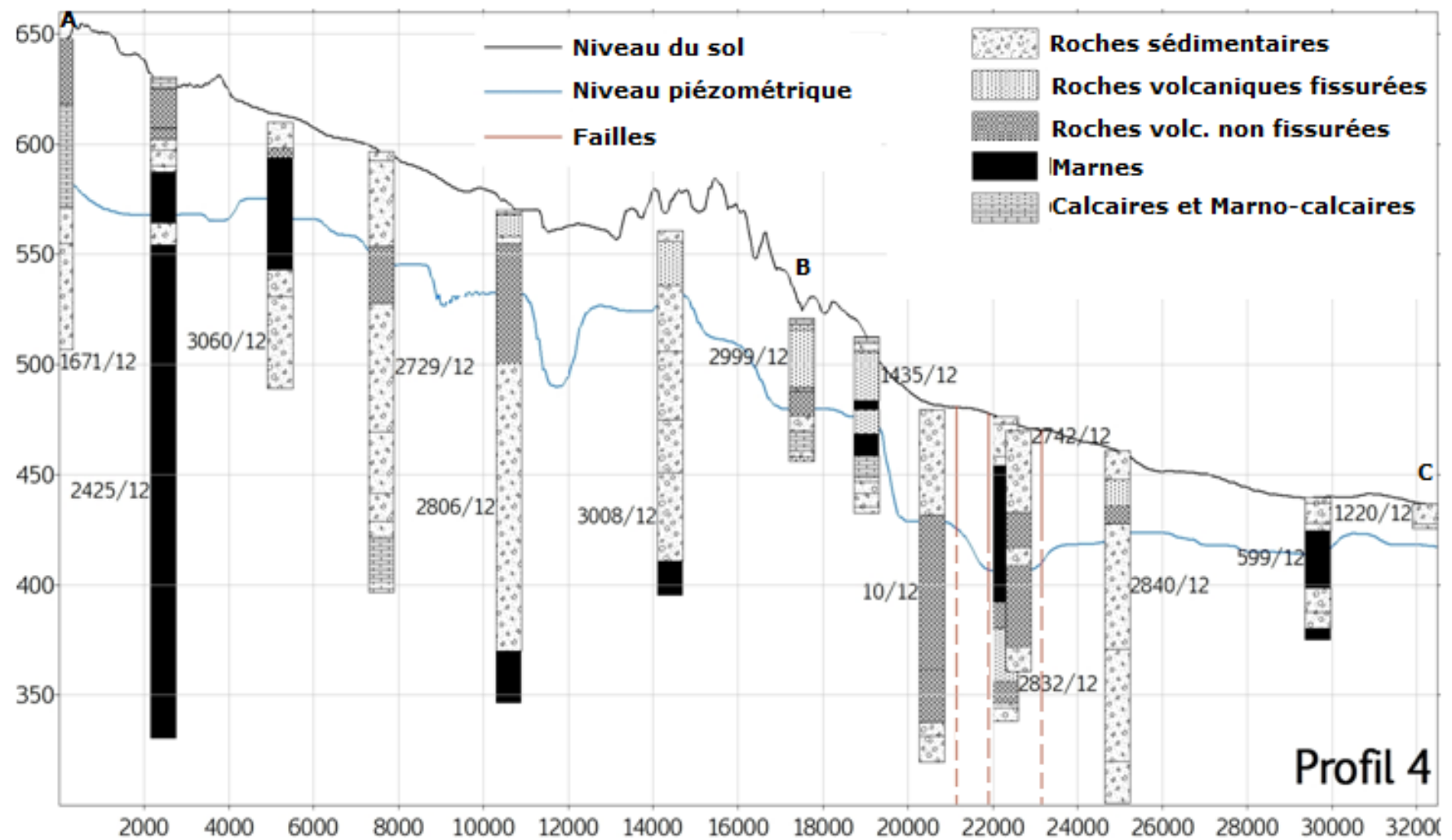
Annexe III

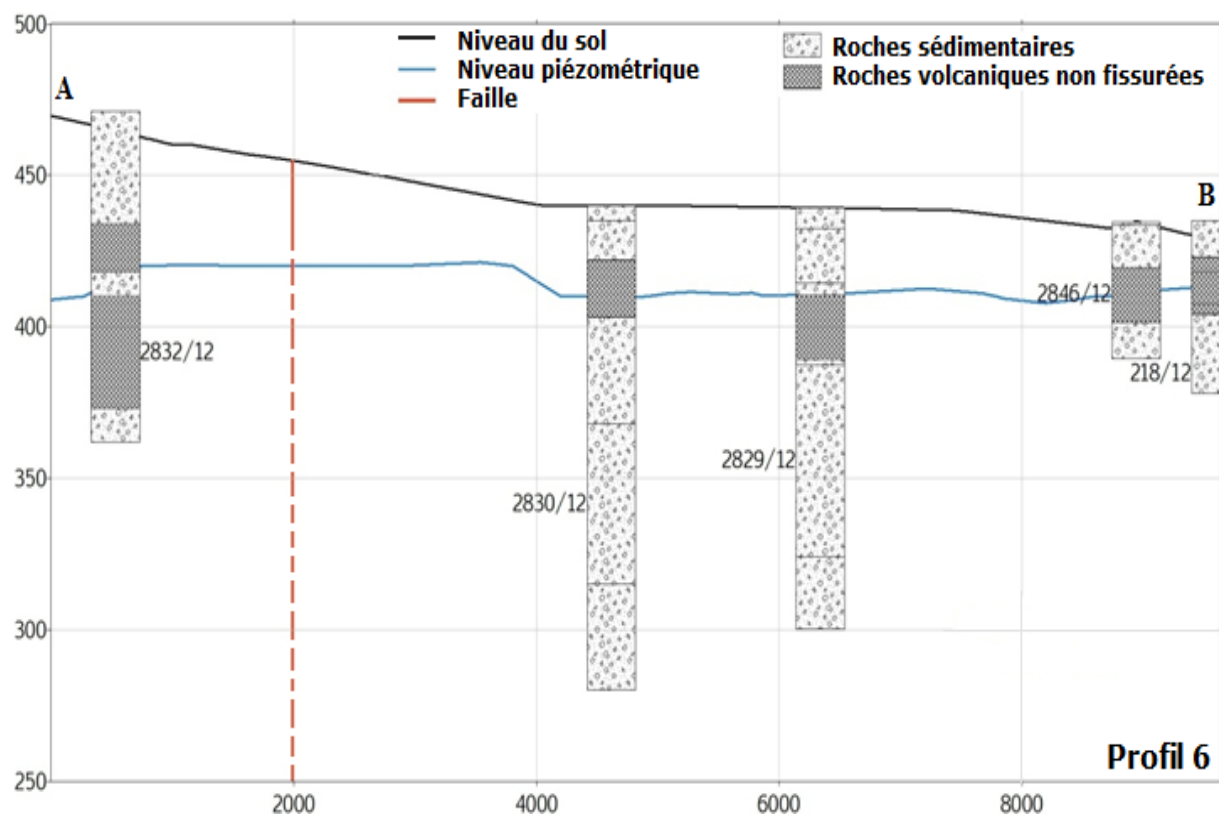
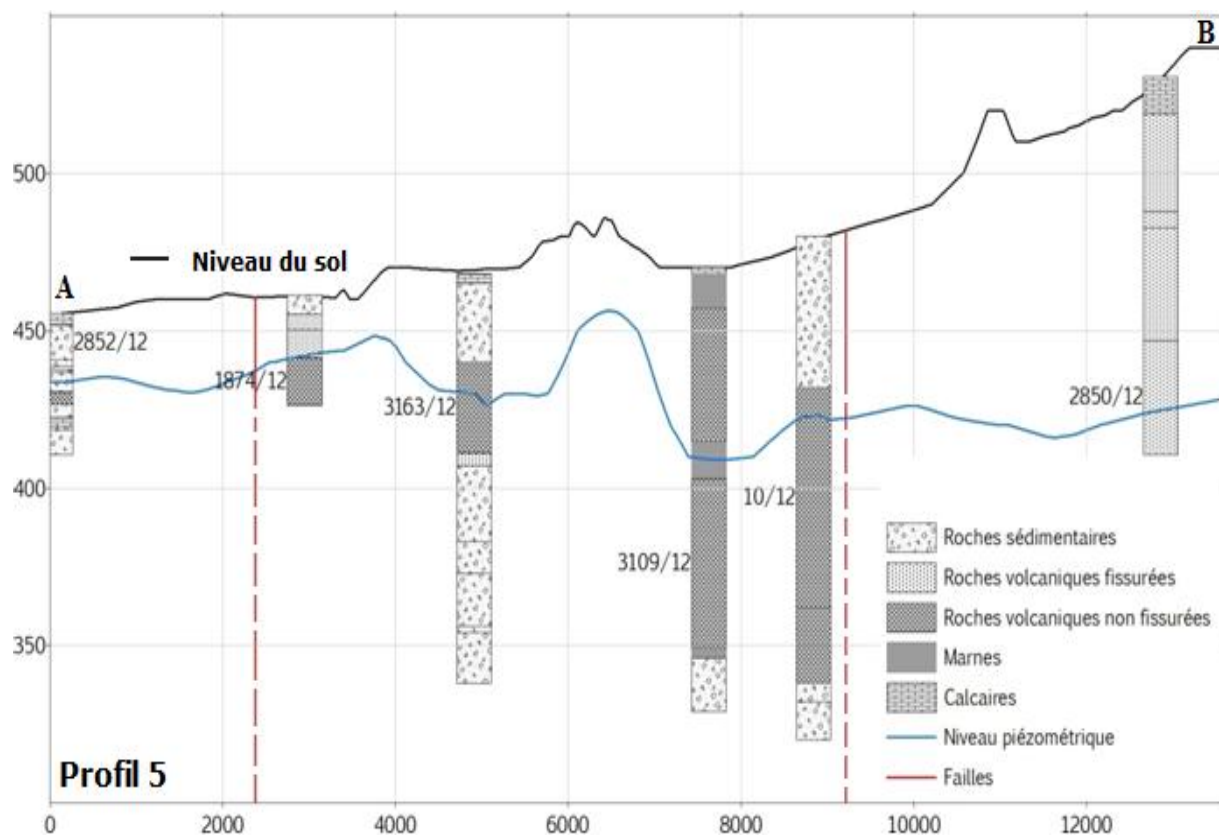
Cartes géologiques d'Angad avec profils utilisés pour délimiter les roches volcaniques fissurées dans la ZNS

(Les altitudes et les distances sont exprimées en mètres)









Annexe IV

Planches des roches volcaniques fracturées de la plaine d'Angad



Planche 1 (X : 820643 ; Y : 456031)



Planche 2 (X : 814755 ; Y : 459044)



Planche 3 (X : 814847 ; Y : 455006)



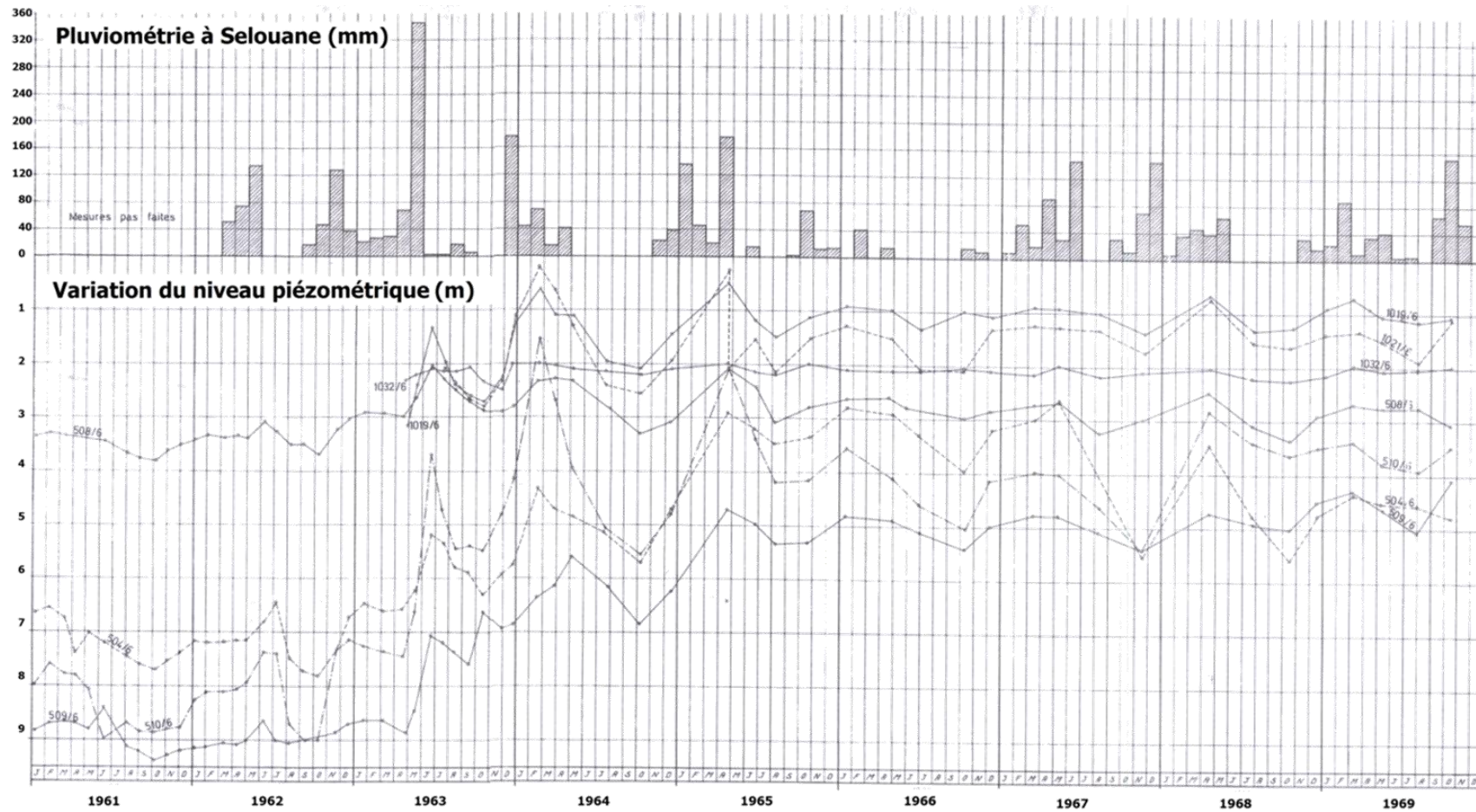
Planche 4 (X : 814251 ; Y : 454322)



Planche 5 (X : 819068 ; Y : 455217)

Annexe V

Evolution de la piézométrie de la nappe de Bou-Areg en fonction des précipitations : 1961-1969 (dressée par Carlier, 1969)



Annexe VI

Analyses physicochimiques et isotopique des eaux souterraines de l'aquifère Côtier de Bou-Areg (Re et al., 2013)

Matériels et Méthodes

Les eaux souterraines de Bou-Areg, ont été échantillonnées à l'issu de deux campagnes (Novembre 2009 et Juin 2010), au niveau de quarante puits privés et de deux sources (S1 et S2) situés près de la rive de la lagune. Un échantillon (P10) a aussi été recueilli au niveau de la plaine adjacente du Gareb.

La conductivité électrique, le pH, le Eh, la température et l'alcalinité de l'eau souterraine ont été mesurés in-situ. Les échantillons destinés à l'analyse des ions majeurs ont été préservés dans des flacons en polyéthylène et filtrés dans le laboratoire sur une membrane de cellulose de 0,45 μm dans les 24 h après l'échantillonnage. Les échantillons destinés à l'analyse des cations ont été conservés par l'addition de 5 N HNO_3 juste après filtration. Les échantillons destinés à l'analyse des isotopes stables ont été prélevés et conservés conformément aux procédures indiquées par Clark et Fritz (1997).

Les analyses chimiques des échantillons d'eau ont été effectuées au laboratoire d'hydrochimie du CNR-IGAG (Montelibretti, Italie) (campagne de Novembre 2009), et au laboratoire d'hydrochimie du Département des sciences de la Terre et de l'environnement à l'Université de Pavie (Italie) (campagne de Juin 2010), en utilisant la chromatographie ionique. L'erreur basée sur l'équilibre ionique a été calculée à <5%.

La composition isotopique de l'hydrogène a été mesurée par la réduction de l'eau sur Zn métallique (Coleman et al, 1982.), Tandis que $\delta^{18}\text{O}$ a été analysée par l'équilibre $\text{H}_2\text{O}-\text{CO}_2$ à 25°C (Epstein et Mayeda, 1953); Les deux résultats sont exprimés en ‰ par rapport à V-SMOW (Gonfiantini, 1978; Gonfiantini et al., 1995). Les erreurs d'analyse sont respectivement de $\pm 1\text{‰}$ et $\pm 0,1\text{‰}$. Les résultats sont exprimés en ‰ par rapport à V-PDB (Gonfiantini, 1978; Gonfiantini et al., 1995). Les erreurs d'analyse sont de $\pm 0,3$. Le $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ et $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$ de NO_3^- dissous ont été déterminés selon le protocole décrit par Kendall et Grim (1990) et par Silva et al. (2000) et exprimés par rapport au V-AIR et V-SMOW (Gonfiantini et al, 1995.). Les erreurs d'analyse sont respectivement de $\pm 0,5\text{‰}$ et $\pm 1\text{‰}$. Tous les échantillons ont été préparés et analysés sur un Spectromètre de masse "Finnigan™ MAT 250".

Tableau 1. Paramètres physico-chimiques des échantillons collectés dans l'aquifère de Bou-Areg (Novembre 2009 et Juin 2010).

Code	Nature	date	Latitude (°)	Longitude (°)	Altitude (m)	Profondeur (m)	T de l'eau (°C)	pH	Conductivité (mS cm ⁻¹)	Eh (mV)
P1	Puits	26/11/2009	35.0958	-2.8543	20.4	5.90	18.3	8.21	3.4	n.d
P2	Puits	26/11/2009	35.0928	-2.8585	21.5	7.18	21.3	7.61	5.23	n.d
P3	Puits	26/11/2009	35.0978	-2.7693	26.2	4.80	22.3	7.58	6.54	n.d
P4	Puits	26/11/2009	35.0958	-2.7655	29.8	5.00	20.6	7.74	8.12	n.d
P5	Puits	26/11/2009	35.0835	-2.7870	33.7	29.60	22.0	8.25	3.00	n.d
P6	Puits	26/11/2009	35.0889	-2.8506	32.1	12.93	20.6	7.83	3.80	n.d
P7	Puits	26/11/2009	35.1070	-2.8675	28	4.20	22.1	7.51	4.51	n.d
P8	Puits	26/11/2009	35.1305	-2.9350	29.7	3.30	21.3	7.76	3.78	n.d
P9	Puits	03/12/2009	35.1632	-2.9189	18	2.50	21.6	7.35	3.20	n.d
P10	Puits	03/12/2009	35.0642	-2.9120	19	8.03	15.4	7.63	6.22	n.d
P1	Puits	02/06/2010	35.0958	-2.8543	29.9	5.90	19.7	7.83	4.80	150
P2	Puits	02/06/2010	35.0928	-2.8585	31.7	6.46	21.5	7.60	6.54	122
P3	Puits	02/06/2010	35.0978	-2.7693	36.5	3.90	22.5	7.41	7.94	146
P4	Puits	02/06/2010	35.0958	-2.7655	37.6	4.30	21.6	7.43	10.52	153
P5	b Puits	02/06/2010	35.0772	-2.8239	34.9	29.00	21.4	7.57	1.744	-8
P6	b Puits	02/06/2010	35.1152	-2.8957	36.8	3.50	21.5	7.32	8.25	190
P7	b Puits	02/06/2010	35.1203	-2.9000	39.9	3.30	27.2	7.50	9.06	222
P8	Puits	02/06/2010	35.1305	-2.9350	34.5	2.90	20.1	7.36	4.64	217.
P9	Puits	31/05/2010	35.1632	-2.9189	18	2.50	21.6	7.34	3.91	179.
P10	Puits	01/06/2010	35.0642	-2.9120	32.7	9.00	22.5	7.28	7.28	180.
P11	Puits	31/05/2010	35.1035	-2.8612	30.7	4.60	25.3	7.39	5.45	218
P12	Puits	31/05/2010	35.1024	-2.8624	33.5	5.30	23.7	7.51	4.96	222
P13	Puits	31/05/2010	35.0995	-2.8627	38	6.00	21.9	7.84	4.01	166
P14	Puits	31/05/2010	35.0944	-2.8531	40	5.60	22.4	7.40	3.81	182
P15	Puits	31/05/2010	35.0974	-2.7713	36.9	6.40	21.3	7.30	8.53	180
P16	Puits	31/05/2010	35.1020	-2.8680	35.2	5.60	21.5	7.60	5.01	170
P17	Puits	31/05/2010	35.0999	-2.8606	35.8	5.00	24.3	7.34	4.21	179
P18	Puits	01/06/2010	35.1176	-2.9008	31	3.50	20.1	7.73	5.92	205
P19	Puits	01/06/2010	35.1047	-2.8999	34.1	4.70	24.5	7.26	7.43	207
P20	Puits	01/06/2010	35.1041	-2.9003	39.6	4.60	22.2	7.21	7.21	186
P21	Puits	01/06/2010	35.1067	-2.8913	38	1.70	21.8	7.29	6.79	168
P22	Puits	01/06/2010	35.1044	-2.8864	37.2	3.00	21.8	7.24	6.97	208
P23	Puits	01/06/2010	35.0976	-2.8743	35.2	6.00	21.4	7.53	4.18	148
P24	Puits	01/06/2010	35.0927	-2.8782	37.5	7.50	28.2	7.53	4.25	157
P25	Puits	01/06/2010	35.0841	-2.8747	40.7	10.00	21.7	7.70	4.48	156
P26	Puits	01/06/2010	35.0805	-2.8639	38	17.00	22.6	7.59	3.00	204
P27	Puits	01/06/2010	35.0822	-2.9167	35.1	7.00	23.4	7.16	8.17	165
P28	Puits	02/06/2010	35.1018	-2.8523	33.6	3.40	20.6	7.85	5.59	160
P29	Puits	02/06/2010	35.1245	-2.8844	39.8	4.00	22.6	7.38	7.78	167
P30	Puits	02/06/2010	35.1174	-2.9039	40	5.00	22.1	7.24	6.70	152
S1	Source	03/06/2010	35.2000	-2.9198	–	–	24.7	7.84	7.94	182
S2	Source	04/06/2010	35.1866	-2.9249	32.6	–	25.0	7.50	15.66	150

Tableau 2. Composition Chimique (mg l⁻¹) des eaux souterraines de Bou-Areg
(laboratoire d'hydrochimie du Département STE de l'Université de Pavie, Italie)
(laboratoire d'hydrochimie du CNR-IGAG à Montelibretti, Italie)

Code	Nature	Date	Ca (mg L ⁻¹)	Mg (mg L ⁻¹)	Na (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)	Cl (mg L ⁻¹)	SO ₄ (mg L ⁻¹)	NO ₃ (mg L ⁻¹)
P1	Puits	26/11/2009	134.5	30.2	629.9	4.3	699.5	-	125.6
P2	Puits	26/11/2009	282.7	129.9	1178.3	–	1192.6	782.0	2.2
P3	Puits	26/11/2009	366.1	110.0	1276.7	18.5	1732.4	645.4	20.5
P4	Puits	26/11/2009	359.2	210.1	1831.8	23.5	3338.9	1118.04	19.0
P5	Puits	26/11/2009	235.9	36.2	521.2	4.8	392.6	418.3	22.6
P6	Puits	26/11/2009	214.2	87.7	621.5	41.0	512.3	633.2	2.0
P7	Puits	26/11/2009	330.4	92.2	667.4	25.2	680.1	989.9	16.0
P8	Puits	26/11/2009	187.3	112.6	808.4	22.5	599.7	714.4	154.5
P9	Puits	03/12/2009	233.4	66.7	483.2	–	570.1	563.9	118.9
P10	Puits	03/12/2009	449.1	177.8	1087.2	2.5	1876.5	435.8	–
P1	Puits	02/06/2010	46.2	62.2	745.1	21.3	874	500.2	170
P2	Puits	02/06/2010	110.2	120.5	1007.2	18.2	1431.6	985.8	31.3
P3	Puits	02/06/2010	129.8	138.5	1225.4	43.2	2201.2	708.2	44.2
P4	Puits	02/06/2010	149.2	206.5	1680.2	51.5	2951.2	990.4	54.8
P5	bPuits	02/06/2010	41.2	43.1	183.2	15.5	149.9	385	9.50
P6	bPuits	02/06/2010	205.4	189.2	1095.4	47.5	2380.2	686.7	53.9
P7	bPuits	02/06/2010	189.9	205.1	1205.9	75.9	2525.2	669.6	81.2
P8	Puits	02/06/2010	91.8	103.4	644.7	33	641.3	762.9	208.2
P9	Puits	31/05/2010	135.4	70.1	456.8	11.5	605.3	616.4	137.3
P10	Puits	01/06/2010	190.4	125.1	998.8	26.1	2024.7	590.2	55.6
P11	Puits	31/05/2010	120.2	115.2	731.8	90.4	1018.3	848.9	75.9
P12	Puits	31/05/2010	116.3	122	598.8	52.3	1048.6	765.3	43.7
P13	Puits	31/05/2010	22.6	41.9	653.2	42.1	579.4	599.1	49.8
P14	Puits	31/05/2010	76.5	78.2	503.2	32.3	575.7	620.1	64.9
P15	Puits	31/05/2010	193.4	187.2	1135.7	45.2	2301.1	829.2	43.5

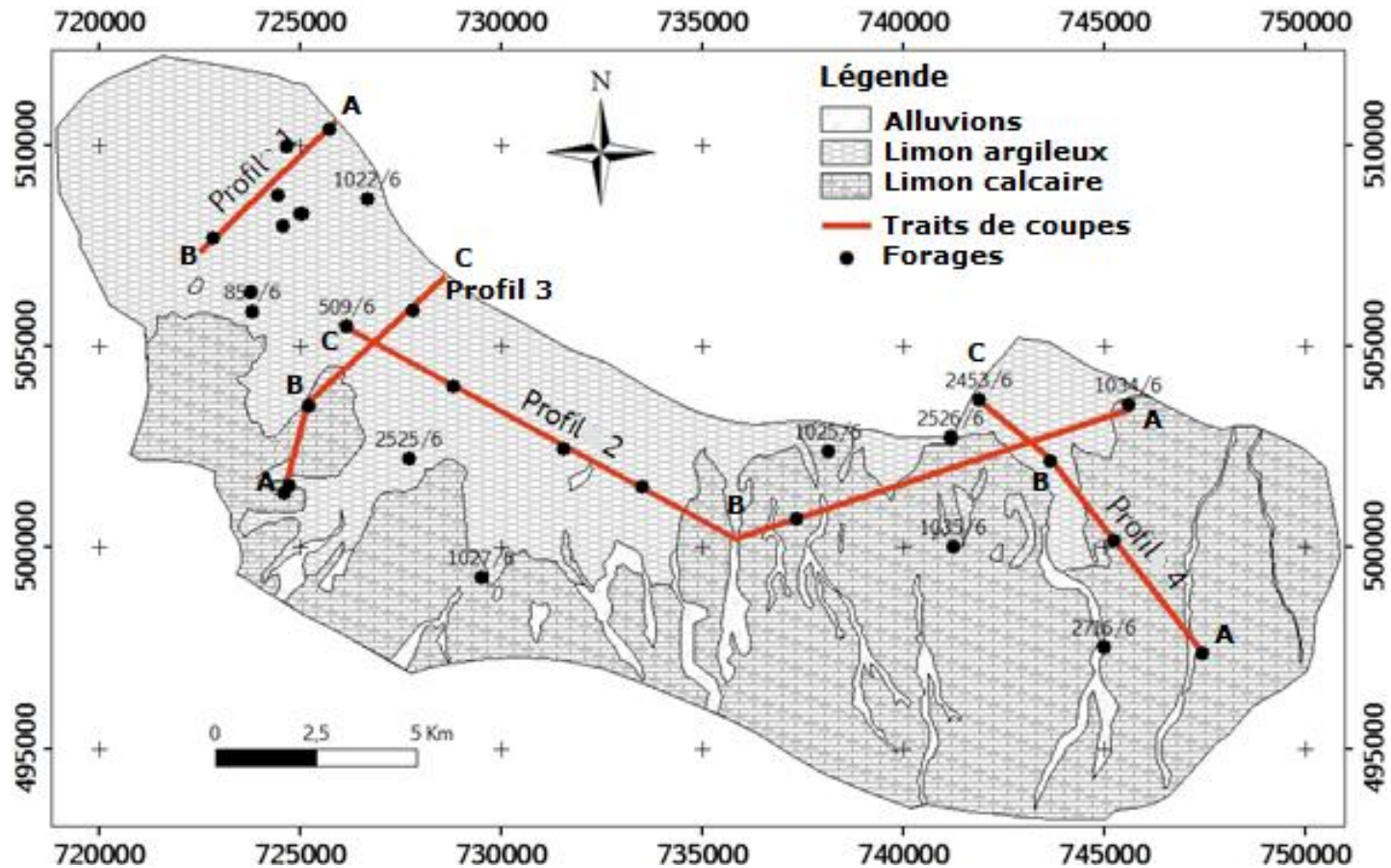
Table 3 Composition Isotopique (d‰) des eaux souterraines de Bou-Areg
(ISO4 S.N.C., Turin, Italie)

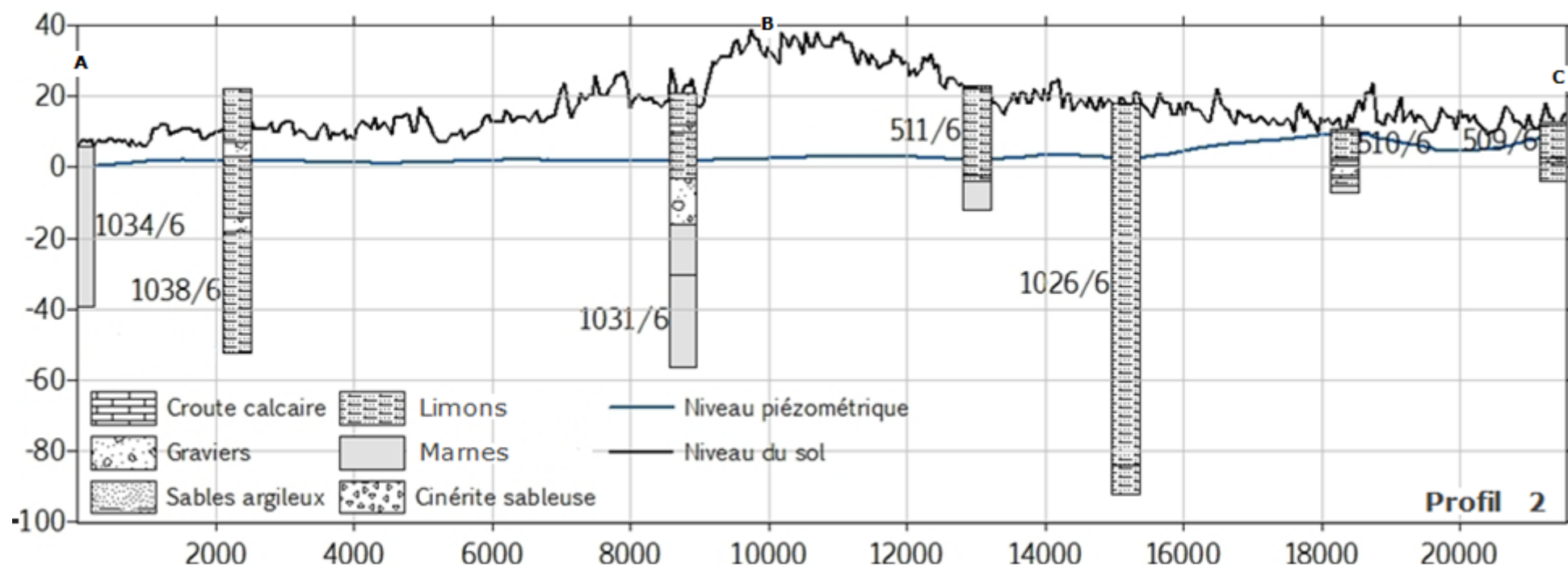
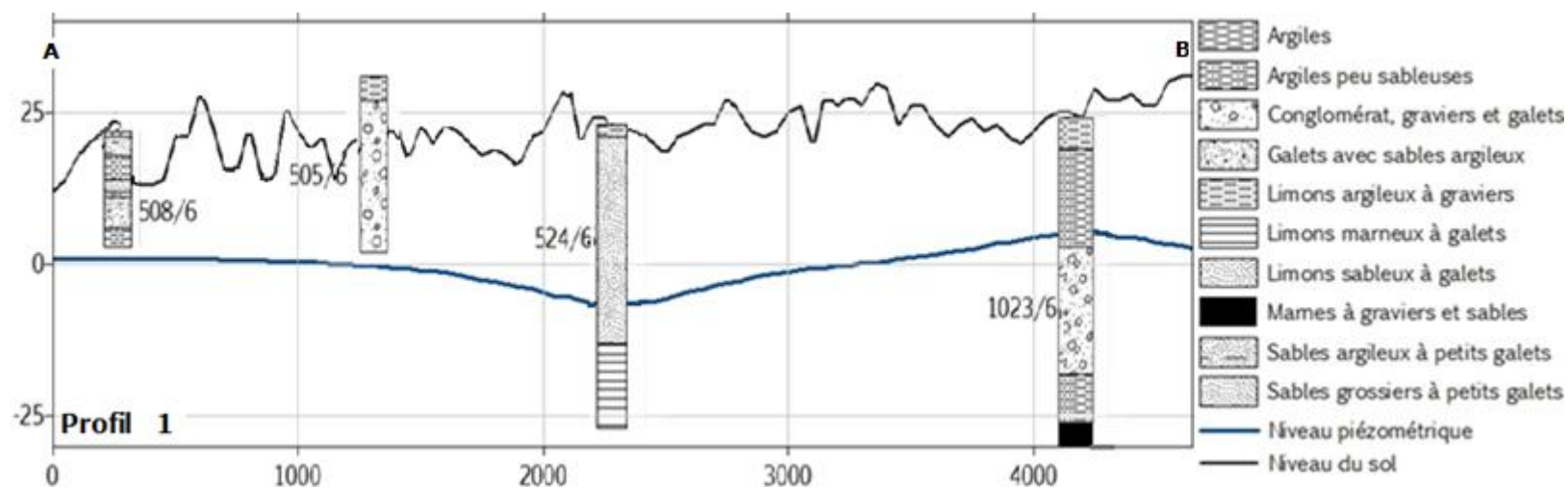
Code	Nature	date	d ¹⁸ O (d‰)	d ² H (d‰)	d ¹⁵ N_NO3 (d‰)	d ¹⁸ O_NO3 (d‰)
P1	Puits	26/11/2009	-5.09	-36.71	10.61	10.0
P2	Puits	26/11/2009	-5.34	-37.82	–	–
P3	Puits	26/11/2009	-5.34	-35.23	5.44	9.5
P4	Puits	26/11/2009	-5.19	-35.65	6.80	7.9
P5	Puits	26/11/2009	-5.05	-35.78	4.54	11.3
P6	Puits	26/11/2009	-5.29	-38.18	–	–
P7	Puits	26/11/2009	-5.74	-39.89	10.23	11.2
P8	Puits	26/11/2009	-5.22	-34.33	11.70	9.0
P9	Puits	03/12/2009	-5.12	-34.05	12.56	8.6
P10	Puits	03/12/2009	-5.24	-35.54		
P1	Puits	02/06/2010	-5.02	-37.54	10.72	9.7
P2	Puits	02/06/2010	-5.32	-38.23	9.41	16.2
P3	Puits	02/06/2010	-5.21	-36.58	5.20	12.8
P4	Puits	02/06/2010	-5.09	-37.51	6.09	14.7
P5 b	Puits	02/06/2010	-5.49	-41.46	4.77	18.2
P6 b	Puits	02/06/2010	-5.10	-37.64	7.61	14.6
P7 b	Puits	02/06/2010	-4.90	-36.80	11.31	11.1
P8	Puits	02/06/2010	-4.92	-36.96	12.06	9.3
P9	Puits	31/05/2010	-4.74	-33.86	12.82	9.9
P10	Puits	01/06/2010	-5.08	-37.20	8.27	10.9
P11	Puits	31/05/2010	-5.10	-38.48	9.71	10.3
P12	Puits	31/05/2010	-4.90	-38.70	6.08	10.9
P13	Puits	31/05/2010	-5.30	-38.77	8.51	9.4
P14	Puits	31/05/2010	-5.01	-35.89	8.35	9.5
P15	Puits	31/05/2010	-5.12	-36.52	6.49	10.6
P16	Puits	31/05/2010	-5.25	-37.50	8.37	7.6
P17	Puits	31/05/2010	-5.25	-37.97	6.28	12.4
P18	Puits	01/06/2010	-4.57	-32.82	6.33	10.1
P19	Puits	01/06/2010	-5.20	-37.32	7.85	10.4
P20	Puits	01/06/2010	-5.19	-37.39	7.99	9.7
P21	Puits	01/06/2010	-5.11	-35.49	6.84	10.8
P22	Puits	01/06/2010	-5.13	-36.42	5.49	10.9
P23	Puits	01/06/2010	-5.47	-39.13	7.60	12.7
P24	Puits	01/06/2010	-5.03	-36.62	5.16	11.1
P25	Puits	01/06/2010	-5.26	-38.25	4.13	11.0
P26	Puits	01/06/2010	-5.11	-36.52	4.39	10.3
P27	Puits	01/06/2010	-5.15	-33.96	8.27	12.3
P28	Puits	02/06/2010	-5.07	-36.10	10.35	8.7
P29	Puits	02/06/2010	-4.77	-34.01	5.83	7.9
P30	Puits	02/06/2010	-4.98	-35.48	11.81	9.7
S1	Source	03/06/2010	-4.59	-27.76	11.38	12.7
S2	Source	04/06/2010	-4.79	-31.50	12.90	12.7

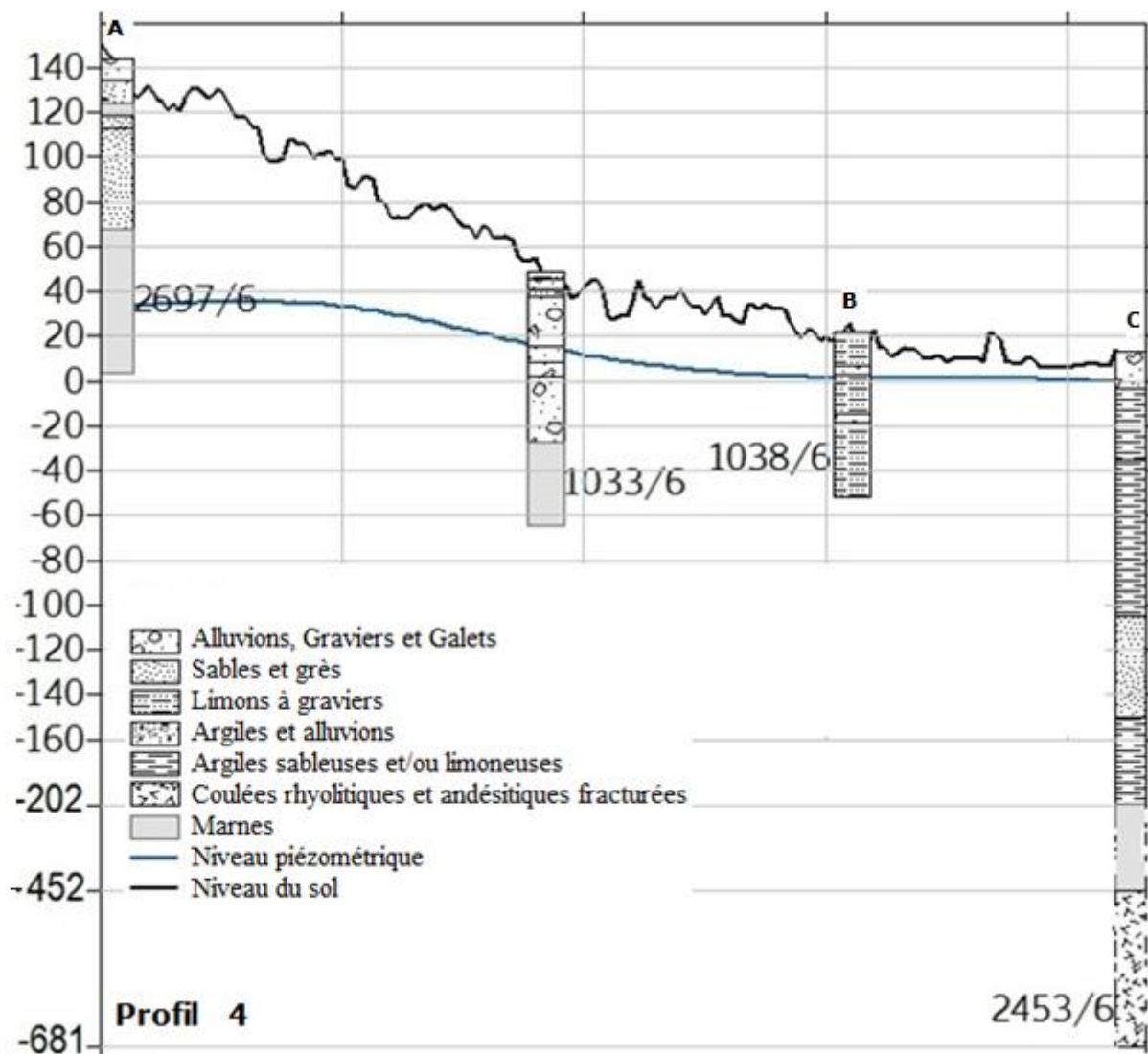
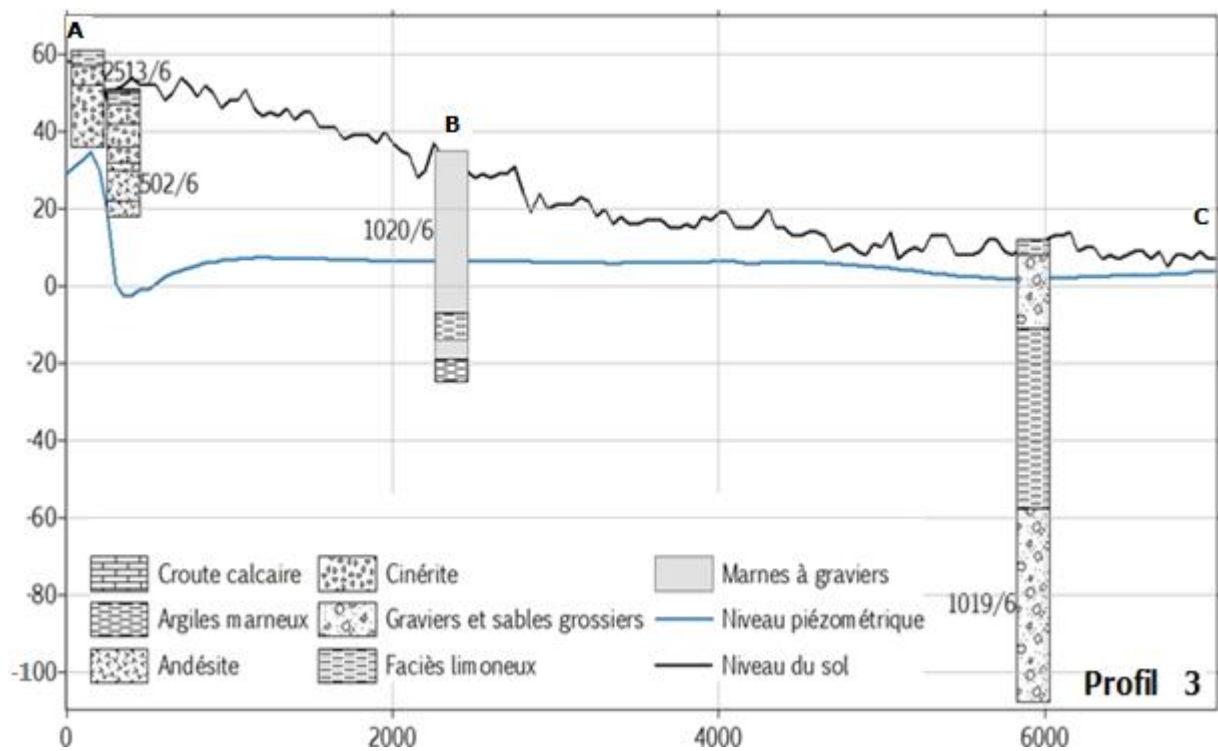
Annexe VII

Cartes géologiques de Bou-Areg avec quelques profils représentant la lithologie de l'aquifère

(Les altitudes et les distances sont exprimées en mètres)







Annexe VIII

Perméabilités des forages captant la nappe de Bou-Areg (Carlier, 1969; Chaouni Alia, 2001)

IRE	X	Y	Z	K (10^{-4} m/s)	Source
502/6	724730	501545	48	0,002	Carlier (1969)
505/6	725700	509950	14	0,03	
508/6	725730	510410	3,41	1,3	
509/6	726170	505480	12,65	3,7	
510/6	728800	504000	11,7	5,8	
859/6	723800	505850	16,5	1,7	
860/6	724565	508000	12,5	4	
1029/6	726500	498200	79,18	1,3	
1019/6	727700	505900	5,75	3,8	
1020/6	725200	503600	35,51	0,5	
1021/6	729650	505125	5,51	3,7	
1022/6	726690	508650	3,07	4,5	
1023/6	722850	507700	23,91	6,9	
1024/6	727700	502200	26,57	1,2	
1025/6	738140	502380	14,59	5,7	
1026/6	731550	502430	20,23	1,9	
1027/6	729500	499230	46,87	0,25	
1028/6	735210	701690	25	1,3	
1030/6	733000	500000	44,56	0,9	
1031/6	737340	500760	40,56	5	
1032/6	741200	502750	2,57	1,4	
1034/6	745600	503530	9,93	0,5	
2513/6	724600	501350	48,17	0,9	Alia (2001)
2527/6	725050	508300	9,5	62	