



**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 :

Hind ES SAOUINI

Discipline : Environnement

Spécialité : Hydrogéologie

**VULNERABILITE A LA POLLUTION DES EAUX
SOUTERRAINES : ASPECT DYNAMIQUE ET APPLICATION
A L'AQUIFERE DE R'MEL (Larache, MAROC)**

Soutenue le 21 Janvier 2015 devant le Jury :

Pr. Lahcen BAH	Ecole Mohammadia d'Ingénieurs - Rabat	Président
Pr. Bouabid EL MANSOURI	Faculté des Sciences - Kenitra	Rapporteur
Pr. Abdelhadi EL OUALI	Faculté des Sciences - Meknès	Rapporteur
Pr. Mustapha MAATOUK	Faculté des Sciences et Techniques - Tanger	Rapporteur
Pr. Khadija ABOUMARIA	Faculté des Sciences et Techniques - Tanger	Examineur
Pr. Mina AMHARREF	Faculté des Sciences et Techniques - Tanger	Co-Encadrant
Pr. Abdes Samed BERNOUSSI	Faculté des Sciences et Techniques - Tanger	Directeur de thèse
Mr. Mostafa EL KELLOUTI	ORMVA de Loukkos	Invité

**Equipe de Recherche en Géoinformation et Aménagement du Territoire (GAT) de la FST de Tanger : UAE/E21FST
et Réseau Théorie des Systèmes (TDS)**

Résumé

Les cartes de vulnérabilité à la pollution des aquifères sont devenues des outils de base en matière d'aménagement des territoires. Plusieurs méthodes ont été développées à travers le monde pour l'élaboration de ces cartes. Toutefois, certains paramètres pris en compte par la majorité des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité sont susceptibles de varier dans le temps tels que le niveau piézométrique, le temps de transit, la recharge, la pluviométrie, etc.

Cette variabilité des paramètres induit en conséquence des variations qui pourraient être importantes aux niveaux des cartes de vulnérabilité. Ce qui révèle désormais le caractère dynamique de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères.

Dans ce cadre, et après une analyse détaillée des principales méthodes d'évaluation de la vulnérabilité, et à travers l'application des méthodes DRASTIC et TCR pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère de R'Mel (Maroc), nous avons fait apparaître ce caractère dynamique de la vulnérabilité intrinsèque. Pour cela nous avons considéré les données relatives aux années 2003 et 2005 choisies pour leurs pluviométries différentes.

L'analyse des deux cartes de vulnérabilité de la nappe de R'Mel élaborées par la méthode DRASTIC, pour les deux années choisies, montre une variation importante dans la répartition spatiale des degrés de vulnérabilité de la nappe. Cette variabilité concerne 73% de la superficie totale de la zone d'étude.

Par ailleurs, l'analyse de sensibilité effectuée sur les deux cartes de vulnérabilité a montré que l'effet, sur l'indice final de vulnérabilité, des sept paramètres préconisés par le modèle varie d'une carte à l'autre et que les sept paramètres sont tous nécessaires pour le modèle DRASTIC.

En revanche, les deux cartes de vulnérabilité de R'Mel obtenues par l'application de la méthode TCR, ne sont différentes que sur 22% de la superficie totale de la zone d'étude. Alors que les cartes thématiques des trois paramètres utilisés par la méthode présentent des variations importantes. Toutefois les coefficients de pondération des trois paramètres, de l'approche TCR, sont identiques pour les deux années considérées dans cette étude.

Par ailleurs, l'étude comparative, fondée sur l'analyse statistique des classes de vulnérabilité, des deux cartes élaborées par TCR et DRASTIC a révélé des différences significatives qui concernent 56 % et 76 % de la zone cartographiée respectivement pour les années 2003 et 2005. La dissimilitude entre ces deux cartes est marquée par la dominance des classes « forte et moyenne vulnérabilité » respectivement pour les cartes réalisées par DRASTIC en 2003 et 2005 et de la classe « extrême vulnérabilité » pour celles réalisées par TCR. Ce résultat pourrait se justifier par la différence dans la conception des deux méthodes.

En fin, les résultats obtenus dans cette étude par l'application de deux méthodes d'évaluation de la vulnérabilité (DRASTIC et TCR) et pour deux années hydrologiques différentes, a fait apparaître que la méthode TCR semblerait être, relativement, la plus stable et la plus sécurisante d'un point de vue protection des ressources en eaux. Toutefois, ce caractère dynamique de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères, qui a été clairement identifié dans cette étude, compromet désormais l'usage des cartes de vulnérabilité, à elles seules, dans l'aménagement du territoire.

Mots-Clefs : Vulnérabilité, dynamique, DRASTIC, TCR, eaux souterraines, cartographie, R'Mel, Maroc.

Abstract

Maps of vulnerability to aquifer pollution have become basic tools for land use planning. Several methods have been developed around the world for working out these maps. However, some parameters taken into account by the majority of the vulnerability assessment methods may vary over time, such as groundwater level, transit time, recharge, rainfall, etc.

This parameter variability induced as a result changes that might be important to as to the levels of the vulnerability maps. This reveals the dynamic nature of the intrinsic vulnerability of aquifers.

In this context, after a detailed analysis of the main methods of vulnerability assessment, through the application of DRASTIC and TCR methods for assessing the vulnerability of the R'Mel aquifer (Morocco), we highlighted this dynamic nature of intrinsic vulnerability. For this, we considered the data for the years 2003 and 2005, chosen for their different rainfall.

The analysis of the two vulnerability maps of R'Mel aquifer, developed by the DRASTIC method for the two years chosen, showed a significant variation in the spatial distribution of the vulnerability degrees of the sheet. This variability concerns 73% of the total area of the study zone.

Moreover, the sensitivity analysis performed on both vulnerability maps showed that the effect on the final vulnerability index of the seven parameters specified by the model varies from one map to another, and that the seven parameters are all required for the DRASTIC model.

On the other hand, the two R'Mel vulnerability maps obtained by the application of the TCR method are only different in 22% of the total area of the study zone. However, the thematic maps of the three parameters used by this method showed significant variations. Yet, the weighting coefficients of the three parameters of the TCR approach are the same for both years considered in this study.

Moreover, the comparative study, based on the statistical analysis of vulnerability classes, of the two maps developed by TCR and DRASTIC revealed significant differences that affect 56% and 76% of the mapped area for the years 2003 and 2005 respectively. The dissimilarity between these two maps is marked by the dominance of "high and medium vulnerability" classes respectively for the maps developed by DRASTIC in 2003 and 2005

and of the "extreme vulnerability" class for those developed by TCR. This could be justified by the difference in the design of the two methods.

Finally, the results obtained in this study by applying two vulnerability assessment methods (DRASTIC and TCR) for two different hydrological years showed that the TCR method seems to be, relatively, the most stable and most secure from the perspective of water resources protection. However, this dynamic nature of the intrinsic vulnerability of aquifers, which was clearly identified in this study, has also compromises the use of the sole vulnerability maps in land use planning.

Keywords: Vulnerability, dynamic, DRASTIC, TCR, groundwater mapping, R'Mel's aquifer, Morocco.

A la mémoire de mon père

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont cru en moi en m'accordant leur confiance et qui, de près ou de loin, ont apporté leur contribution à ce travail.

Ma gratitude et mes respects à mon directeur de thèse Monsieur **Abdes Samed BERNOUSSI** et mon co-encadrant Madame **Mina AMHARREF**, qui ont dirigé et suivi de très près ce travail de recherche. C'est grâce à leurs encadrements exemplaires, leurs amples conseils, leurs aides précieuses et leurs disponibilités permanentes que ce travail a pu être réalisé. Il ne m'est guère possible d'exprimer en quelques mots ce que je leur dois. Je garderai toujours un souvenir très vif de leurs dynamismes et leurs grandes compétences professionnelles et leurs qualités humaines.

Je remercie vivement tous les membres du jury d'avoir accepté de juger ce travail. Merci donc à Monsieur **Lahcen BAH**, Professeur à l'Ecole Mohammedia des Ingénieurs, qui malgré ses multiples responsabilités et son temps précieux, il n'a pas hésité de nous faire l'honneur de présider l'honorable jury de ce travail. Je lui en suis très reconnaissante.

Mes sincères remerciements vont également aux rapporteurs le Professeur **Abdelhadi EL OUALI** de la faculté des Sciences de Meknès et le Professeur **Bouabid EL MENSSOURI** de la faculté des Sciences de Kenitra pour tout l'enthousiasme mis dans la lecture du manuscrit et pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail.

Je tiens à remercier très vivement le professeur **Mustapha MAATOUK** de la Faculté des Sciences et Techniques de Tanger pour avoir accepté de rapporter ce travail. Malgré ses nombreuses sollicitations, il m'a toujours accordé toute l'attention nécessaire en m'initiant au système d'information géographique. Ses nombreux conseils ont permis d'orienter et de valoriser ce travail.

Mes remerciements s'adressent également à Madame le Professeur **Khadija ABOUMARIA** membres du jury, qui a bien accepté de siéger au jury de cette thèse. Qu'elle trouve ici l'expression de ma reconnaissance.

Je tiens à remercier spécialement Monsieur **Mostafa EL KELLOUTI** de l'Office Régionale de Mise en Valeur Agricole de Loukkos de EL Ksar EL Kebir pour le temps qu'il a consacré à la lecture de la thèse, pour sa participation au jury et pour son apport considérable.

A **mon époux** qui, avec son dévouement et ses sacrifices, ce travail a pu voir le jour. En témoignage de mon amour, de mon respect et de ma grande affection.

A mes très chers fils **Taha** et **Ayman**, que Dieu vous garde, vous bénisse et vous donne bonheur et prospérité. Je vous dédie ce travail en espérant que votre vie soit comblée de réussite et de succès.

Il est bon et juste d'évoquer l'appui moral ainsi que la sollicitude trouvée auprès de toute ma famille. Je tiens à exprimer mes sentiments les plus respectueux et ma profonde reconnaissance à ma très chère mère, à mes sœurs **Maria** et **Siham** et mes frères **Abderaouf**, **Mountassir**, **Mouatamid** et **Moatassim**, pour les encouragements constants qu'ils ont déployés tout au long de ces années de recherche.

A mes très chers nièces et neveux : **Karim**, **Hamza**, **Chada**, **Sofia** et **Lina** que Dieu vous protège. Je vous dédie ce travail en vous souhaitant une vie pleine de joie et de réussite.

Je réserve une attention redevable à mes amies et collègues, **Loubna, Nezha, Nihad et Soumaya** de l'Ecole Supérieure Roi Fahd de Traduction de Tanger, pour les aides intellectuelles et morales. Elles m'ont soutenues, encouragées et épaulées tout au long de ces années de recherche. Je leur témoigne mon affection la plus sincère.

A mes beaux parents

A toute ma famille et ma belle famille.

Sommaire

Résumé	1
Abstract	3
Remerciements	6
Sommaire	8
Liste des figures	10
Liste des tableaux	12
Liste des abréviations	14
INTRODUCTION GENERALE	15
CHAPITRE I : TRANSFERT DES POLLUANTS VERS LES EAUX SOUTERRAINES	19
1 – Pollution et modes de transfert des polluants	19
2 – Les principales sources de pollution	20
3 – Les principaux type de polluants	21
4 – Comportement des polluants dans le milieu souterrain traversé	23
5 – Les mécanismes régissant le transfert des polluants	25
CHAPITRE II : VULNERABILITE A LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES	31
1 – Notion de vulnérabilité des eaux souterraines	31
2 – Classification des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité à la pollution	33
2.1 – Méthodes des Systèmes Hiérarchisés (HCS)	34
2.2 – Modèle mathématique et relations analogiques (AR)	35
2.3 – Méthodes des Systèmes Paramétrés (MS, RS et PCSM)	37
3 – Les principaux paramètres intervenant dans l'évaluation de la vulnérabilité	43
4 – Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines	46
CHAPITRE III : LA VULNERABILITE DES AQUIFERES EST ELLE STATIQUE OU DYNAMIQUE ?	48
1 – Problématique	48
2 – Objectifs	49
3 – Méthodologie : Méthodes et outil	50
4 – Les types et les sources des données utilisées	51
5 – Présentation et analyse des deux méthodes utilisées	52
5.1 – La méthode DRASTIC	52
5.2 – La méthode TCR	58
CHAPITRE IV : EVALUATION DE LA VULNERABILITE DYNAMIQUE PAR L'USAGE DES METHODES DRASTIC ET TCR : APPLICATION SUR L'AQUIFERE DE R'MEL (LARACHE)	65
1- Présentation de la zone d'étude	65
1.1 – Contexte général de la zone d'étude	65
1.2 – Contexte climatologique	70
1.3 – Contexte géologique	72
1.4 – Contexte hydrogéologique	75

2 – Evaluation de la vulnérabilité dynamique par la méthode DRASTIC	82
2.1 – Cartographie des paramètres DRASTIC	82
2.2 – Analyse de sensibilité de la méthode DRASTIC	98
2.3 – Cartes réalisées par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005	100
3 – Evaluation de la vulnérabilité dynamique par la méthode TCR	101
3.1 – Cartographie des différents paramètres de la méthode TCR	102
3.2 – Evaluations des coefficients de pondérations	105
3.3 – Cartes réalisées par la méthode TCR en 2003 et 2005	107
CHAPITRE V : ETUDE COMPARATIVE DES RESULTATS OBTENUS PAR LES METHODES DRASTIC ET TCR	109
1 – Présentations des cartes réalisées par DRASTIC et TCR	109
2 – Analyse des cartes réalisées par les deux méthodes en 2003 et 2005	110
3 – L'analyse de fréquence et test de conformité	114
4 – Comparaison aux niveaux des points de données des cartes élaborées par les deux méthodes DRASTIC et TCR	117
4.1 – Analyse des zones à extrême et forte vulnérabilité	117
4.2 – Analyse des zones à moyenne et faible vulnérabilité	121
5 – Comparaison des résultats et des concepts des deux méthodes	124
CONCLUSION GENERALE	129
ANNEXES	132
REFERENCES	138

Liste des figures

Figure 1 :	Les grands types de pollution et leurs effets sur l'environnement (Atteia, 2005)	19
Figure 2 :	Processus d'atténuation des contaminants dans les formations de sol, sous-sol non-saturée et aquifère (Foster et Hirata, 1988, modifié par Gowler, 1983).	25
Figure 3 :	Réactions redox majeurs dans le sous sol et nombre moyen de bactéries présentes (Atteia, 2005)	26
Figure 4 :	Transport de produits chimiques volatils dans les eaux souterraines (Golwer, 1983)	29
Figure 5 :	Localisation des points de données utilisés pour la réalisation des cartes de vulnérabilité	52
Figure 6 :	Schéma de la contamination des eaux souterraines (Amharref et al., 2007).	59
Figure 7 :	Exemple d'un sol hétérogène	61
Figure 8 :	Situation géographique de la nappe de R'Mel (ORMVAL)	65
Figure 9 :	Les différentes sources de pollution du bassin de bas Loukkos (ORMVAL)	68
Figure 10 :	Carte de Pollution par les Nitrates (ORMVAL)	69
Figure 11 :	Évolution de la température moyenne annuelle des trois stations (1975-2004) (ORMVAL)	70
Figure 12 :	Évolution de la pluviométrie totale annuelle des trois stations(1974-2010) (ORMVAL)	71
Figure 13 :	Carte géologique simplifiée du Rif au 1/500000 (Suter, 1980)	73
Figure 14 :	Les ressources en eau souterraines du périmètre de Loukkos (ORMVAL)	75
Figure 15 :	Localisation des coupes réalisées dans la nappe de R'Mel (DGH)	77
Figure 16 :	Coupes géologiques réalisés selon profil (1), (2), (3) et (4) (DGH).	78
Figure 17 :	Carte de répartition de l'épaisseur de l'aquifère de R'Mel	79
Figure 18 :	Carte piézométrique de la nappe de R'Mel (Février 2012)	81
Figure 19 :	Carte type de sol de la nappe de R'Mel	84
Figure 20 :	Carte type de sol selon la méthode DRASTIC	85
Figure 21 :	Le Modèle Numérique de Terrain (MNT)	86
Figure 22 :	Carte de pente (topographie) selon la méthode DRASTIC	87
Figure 23 :	Carte de la profondeur de la nappe de R'Mel selon la méthode DRASTIC en 2003 et 2005	88
Figure 24 :	Points de données type de sol et limites des stations climatologiques	91
Figure 25 :	Carte de la recharge de la nappe de R'Mel selon la méthode DRASTIC en 2003 et 2005	93
Figure 26 :	Carte de l'impact de la zone non saturée de la nappe de R'Mel selon la méthode DRASTIC en 2003 et 2005	94
Figure 27 :	Carte de la lithologie de l'aquifère de la nappe de R'Mel selon la méthode DRASTIC en 2003 et 2005	95
Figure 28 :	Carte de conductivité hydraulique de la nappe de R'Mel	97
Figure 29 :	Carte de vulnérabilité intrinsèque de la nappe de R'Mel par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005	101

Figure 30 :	Carte de répartition du degré de recharge de la nappe de R'Mel selon la méthode TCR en 2003 et 2005 -----	103
Figure 31 :	Carte de répartition de l'inverse du temps de transit de la nappe de R'Mel selon la méthode TCR en 2003 et 2005-----	104
Figure 32 :	Carte de répartition du degré d'épuration de la nappe de R'Mel selon la méthode TCR en 2003 et 2005-----	105
Figure 33 :	Carte de vulnérabilité intrinsèque de la nappe de R'Mel par la méthode TCR en 2003 et 2005 -----	108
Figure 34 :	Carte de comparaison de surface DRASTIC 2003/DRASTIC 2005 -----	111
Figure 35 :	Carte de comparaison de surface TCR 2003/TCR 2005 -----	112
Figure 36 :	Carte comparaison de surface TCR 2003/DRASTIC 2003 -----	113
Figure 37 :	Carte comparaison de surface TCR 2005/DRASTIC 2005 -----	114

Liste des tableaux

Tableau 1 :	Classifications des méthodes selon plusieurs critères -----	34
Tableau 2 :	Paramètres de la méthode SCAM3-----	41
Tableau 3 :	Paramètres de la méthode SEEPAGE -----	42
Tableau 4 :	Système de classification des cartes hydrogéologiques selon Struckmeier (1989)-----	47
Tableau 5 :	Les poids attribués aux sept paramètres de la méthode DRASTIC-----	54
Tableau 6 :	Classes proposées selon les notes et les poids attribuées pour les sept paramètres DRASTIC -----	55
Tableau 7 :	Les différentes classifications proposées par plusieurs utilisateurs de la méthode DRASTIC-----	56
Tableau 8 :	Indice d'épuration et vitesse de filtration des différents matériaux -----	63
Tableau 9 :	Les termes du bilan de la nappe de R'Mel (DRPE, 2003) -----	80
Tableau 10 :	Les sources et le mode d'acquisition des paramètres de DRASTIC -----	82
Tableau 11 :	Les notes type de sol attribué pour chaque horizon selon DRASTIC -----	83
Tableau 12 :	Les notes accordées aux différentes classes de la topographie selon la méthode DRASTIC-----	86
Tableau 13 :	La variation des classes de la profondeur à la nappe-----	88
Tableau 14 :	Les notes accordées aux classes de la Recharge selon DRASTIC-----	92
Tableau 15 :	La variation des classes de la Recharge-----	92
Tableau 16 :	La variation des classes de la lithologie de l'Aquifère et de l'impact de la zone non saturée -----	96
Tableau 17 :	Les classes de la conductivité hydraulique et les pourcentages des superficies -----	97
Tableau 18 :	Les statistiques du test « Map removal sensitivity analysis »-----	98
Tableau 19 :	Les statistiques du test « Map removal sensitivity analysis »-----	99
Tableau 20 :	Statistique du test «the single parameter sensitivity analysis»-----	100
Tableau 21 :	Variation des classes de l'indice Id et les pourcentages des superficies ----	100
Tableau 22 :	Variation des classes du degré de recharge et des pourcentages des superficies -----	102
Tableau 23 :	Variation des classes de l'inverse du temps de transit et des pourcentages des superficies -----	104
Tableau 24 :	Variation des classes du degré d'épuration et des pourcentages des superficies -----	105
Tableau 25 :	Données et classification des puits témoins en 2003 -----	106
Tableau 26 :	Données et classification des puits témoins en 2005 -----	107
Tableau 27 :	Variation des classes de l'indice Iv et les pourcentages des superficies -----	108
Tableau 28 :	Schématisation du test de Kappa (modifié par Bernard, 1993)-----	115
Tableau 29 :	Echelle d'interprétation de Kappa (Bernard, 1993) -----	116
Tableau 30 :	Matrice des résultats et proportion d'accord Ho de Kappa -----	117

Tableau 31 :	Exemple de puits ayant été évalués différemment pour les deux années (cas des zones à extrême vulnérabilité d'après TCR) -----	119
Tableau 32 :	Exemple de puits ayant été évalués différemment pour les deux années (cas des zones à forte vulnérabilité d'après TCR) -----	121
Tableau 33 :	Exemple de puits ayant été évalués différemment pour les deux années (cas des zones à moyenne vulnérabilité d'après TCR) -----	123
Tableau 34 :	Le degré de variation des paramètres et du degré de vulnérabilité des deux méthodes pour les deux années-----	128

Liste des abréviations

ABHL :	Agence du Bassin Hydraulique du Loukkos
AEP :	Alimentation en Eau Potable
BRGM :	Bureau de Recherches Géologiques et Minières – France
BTEX :	Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène
CAL :	Compagnie Agricole du Loukoss
COHV :	Composés Organo-Halogénés Volatils
COV :	Composés Organiques Volatils
DBO₅ :	Demande Biochimique en Oxygène
DGH :	Direction Générale de l'Hydraulique
DRPE :	Direction Régionale de la Planification de L'eau
EPA :	Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement
ENRICH :	European Network for Research on Global Change
HAP :	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
IDWA :	Inverse Distance Weighted Averaging
MES :	Matières Solides en Suspension
MNT :	Modèle Numérique de Terrain
NGM :	Niveau Géographique Marocain
NRC :	National Research Council
ONEP :	Office Nationale de L'eau Potable
ONI :	Office Nationale d'Irrigation
ORMVAL :	Office Régionale de Mise en Valeur Agricole de Loukkos
PCB :	Poly-Chloro-Biphényles
RFU :	Reserve Facilement Utilisable
SIG :	Systèmes d'Information Géographique
SODEA :	Société de Développement Agricole
SUCRAL :	Sucrierie
TCE :	Tri-Clethylene
TIN :	Triangulated Irregular Network

Introduction Générale

Le défi des prochaines années est sans doute d'assurer la gestion durable des ressources en eaux sans freiner le développement économique et social. En fait, cette ressource vitale ne semble plus répondre de nos jours, à la demande croissante de la population et aux besoins du développement. Ce déficit hydrique est causé notamment par la croissance des besoins en eau et son utilisation irrationnelle, le changement des habitudes alimentaires des populations et les changements climatiques. Par ailleurs, ces variabilités climatiques ont entraîné en l'occurrence une perturbation dans les fréquences et les intensités des précipitations et des périodes de sécheresses. La succession des années extrêmement déficitaires et /ou extrêmement excédentaires (crues fortes et rapides) favorise l'érosion des sols et accélère, par la suite, le transfert des pollutions de surface aux courts d'eaux et ensuite aux aquifères souterrains.

Dans un pays à ressources en eaux limitées, comme c'est le cas du Maroc, où le contexte hydrologique est marqué par une variabilité spatio-temporelle, la problématique de l'eau devient de plus en plus inquiétante. Par ailleurs, les nappes souterraines sont des réservoirs qui se renouvellent très lentement et leur exploitation pour l'approvisionnement en eau potable et pour des fins d'irrigation risque d'entraîner leur épuisement.

Par ailleurs, pour satisfaire les besoins des populations en continuelle croissance, les activités anthropiques ne cessent de s'intensifier augmentant ainsi la consommation en eaux et génèrent par voie de conséquence des rejets polluants. En zones agricoles, l'impératif d'augmenter la production afin de subvenir aux besoins alimentaires, impose l'intensification de l'irrigation et l'usage des produits agricoles (fertilisants et pesticides...). Ce qui favorise le lessivage des excédents des produits utilisés et leur transfert vers les eaux souterraines. La multiplication des activités industrielles, quant à elle, génèrent de multiples polluants de nature et de gravité très variées (substances toxiques, métaux lourds, etc) menaçant ainsi la pérennité des systèmes environnementaux dans leur globalité.

En effet, la dégradation de la qualité des ressources en eau par diverses sources de pollution constitue, dans certaines zones, une menace aussi importante que celle liée au déficit hydrique causé par les changements climatiques que connaît notre planète. C'est ainsi que la gestion des ressources en eaux, tant sur le plan quantitatif que qualitatif, est actuellement au centre d'une inquiétude universelle et attire de plus en plus l'attention des responsables des ressources hydrique et des aménageurs du territoire. Cette situation critique impose donc aux acteurs territoriaux politiques et économiques de définir des règles de gestion durable de la ressource en eau sans pour autant freiner les activités nécessaires au développement socio-économique. Cela pourra se faire dans un premier temps par des

mesures de protection prédictives qui passent inévitablement par la délimitation au préalable des zones dites *vulnérables* qui sont les zones susceptibles d'être atteinte rapidement par une pollution.

Le concept de vulnérabilité a été initié en hydrogéologie par Margat dès la fin des années 60 pour caractériser le degré de protection naturelle des eaux souterraines contre toutes pollutions provenant de la surface du sol. Ensuite, plusieurs méthodes ont été développées pour son évaluation. Certaines de ces approches peuvent évaluer la vulnérabilité intrinsèque et/ou spécifique. La vulnérabilité intrinsèque caractérise la sensibilité des eaux souterraines aux pollutions, et elle prend en considération les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques du milieu naturel indépendamment de la nature du polluant. La vulnérabilité spécifique, quant à elle, est utilisée pour définir la sensibilité d'un aquifère face à un polluant donné ou à un groupe de polluants. Elle prend donc, en considération les propriétés spécifiques des polluants et leurs relations avec les différents facteurs influençant la vulnérabilité intrinsèque (Daly et al., 2002).

A travers le monde, plusieurs approches d'évaluation de la vulnérabilité ont été développées et les principales méthodes peuvent être regroupées en trois catégories :

- *Les méthodes des Systèmes Hiérarchisés*, ou les méthodes contextuelles et de comparaison, introduites vers la fin des années 60 du siècle dernier. Elles se basent sur des descripteurs statistiques pour établir une corrélation entre la variabilité des facteurs, géologiques et hydrogéologiques, caractérisant une zone déjà contaminée et la distribution spatiale du polluant. Elles transposent en suite la relation obtenue pour caractériser la contamination potentielle dans une autre zone présentant des critères similaires. Cette catégorie de méthodes est appropriée à des études de vulnérabilité à une échelle régionale. De ce fait, elles sont mieux adaptées à la cartographie de la vulnérabilité des aquifères présentant de grandes variétés hydrogéologique (Margat, 1968 ; Margat et Albinet, 1970 ; Albinet et Margat, 1971 ; Vrana, 1984 ; Benacchio, 1988 ; Foster et Adams, 1992 ; Civita, 1994).
- *Les méthodes des Relations Analogiques*, introduites vers le début des années 80. Elles sont souvent fondées sur des modèles de prédiction du flux d'eau arrivant à la nappe. L'importance de ce flux d'eau est mis ensuite en relation avec le degré de protection de la nappe (Zampetti, 1983 ; Bachmat et Collin, 1987 ; Marcolongo et Petro, 1987 ; Wendland et al., 1993 ; Banton et al., 1997). Elles nécessitent des résolutions analytiques ou numériques des équations régissant le transport d'un polluant à travers la zone non saturée. Ce sont des méthodes mieux adaptées à des études très locales. Toutefois, leur usage à travers le monde reste encore très limité à cause de la complexité des équations de base, et aussi du fait qu'elles nécessitent des

données très spécifiques dont l'acquisition n'est pas toujours simple (LeGrand, 1983 ; Zempetti, 1983 ; Vrba et Zaporozec, 1994).

- *Les méthodes des Systèmes Paramétrés*, introduites vers la moitié des années 80, elles se basent globalement sur le principe de subdivision, en intervalles de classes, des paramètres jugés nécessaires à l'évaluation de la vulnérabilité. Les paramètres retenus sont représentés sous forme de cartes thématiques dont la superposition est réalisable en affectant un indice numérique à chaque facteur. Pour certaines méthodes, les facteurs sont également pondérés par un poids qui est attribué en fonction de leur relative importance (Carter et al, 1987 ; Palmer, 1988 ; Engelen, 1985 ; Foster, 1987 ; Van-Stempvoort et al., 1992 ; Adams et Foster, 1992 ; Aller et al., 1987 ; Doerfliger et Zwahlen, 1996 ; Doerfliger et al., 1997).

Face à cette diversité des méthodes d'estimation de la vulnérabilité, le choix de la méthode la plus appropriée à une étude de cas réel s'avère difficile. Toutefois, les méthodes de pondération et d'indexation sont actuellement les plus utilisées du fait que la majorité d'entre elles sont relativement faciles à mettre en œuvre. Par ailleurs, et en l'absence de concept quantitatif basé sur des paramètres ayant une signification physique, la validation des cartes de vulnérabilité élaborées par ces méthodes reste encore problématique. En effet, la comparaison des cartes obtenues par l'application de plusieurs approches pourrait s'avérer une technique probante pour évaluer leurs fiabilités sachant que l'application de plusieurs approches sur un site donné conduit généralement à des résultats fort contrastés (Gogu et Dassargue, 2001 ; Gogu et al., 2003).

Par ailleurs, il est à noter que les auteurs de ces différentes approches, ont tous considéré que les facteurs, pris en compte par les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité, sont indépendants du temps et non variables ; et ils ont jugé ensuite que la vulnérabilité est une propriété intrinsèque naturelle « immuable » d'un système aquifère et qu'elle est « statique » dans le temps (Vrba en 1991 ; Allier et al., 2008 ; Martin, 2005 ; Schnebelen et al., 2002 ; Seguin et Baudry, 2002 ; Vernous et al., 2007). Cependant, il est à souligner que certains paramètres, tels que l'épaisseur de la zone non saturée, le temps de transit, l'occupation des sols, la recharge... , pris en compte par la majorité des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité, dépendent du temps et peuvent varier en fonction d'autres paramètres dont ils sont liés (précipitations, degré de recharge ...).

Ce constat fort, nous a amené en conséquence à focaliser ce travail de recherche principalement sur *cette variabilité des paramètres pris en compte et en conséquence sur l'aspect dynamique de la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère ; c'est à dire elle aussi est variable dans le temps.*

Pour ce faire, les méthodes DRASTIC et TCR, méthodes à systèmes paramétriques ont été choisies pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère de R'Mel (Maroc) pour les années 2003 et 2005 sélectionnées pour leurs pluviométries différentes. Ces deux méthodes, DRASTIC et TCR (Aller et al., 1987 ; Amharref et al., 2001; Bernoussi et Amharref, 2003 et 2007), ont été utilisées d'une part pour tester l'aspect dynamique de la vulnérabilité et d'autre part pour comparer les résultats obtenus afin de déterminer laquelle des deux méthodes s'avère la plus stable et la plus sécurisante d'un point de vue protection des ressources en eaux.

Avec cette optique, une étude statistique a été réalisée pour pouvoir comparer les indices de vulnérabilité obtenus par deux méthodes et donner des explications aux disparités des résultats observées au niveau des deux cartes de vulnérabilité élaborées.

Le document de cette thèse est structuré en cinq chapitres. Dans le premier, nous avons présenté une synthèse globale sur la pollution et les mécanismes qui régissent leurs transferts vers les eaux souterraines. Le deuxième chapitre a été consacré à la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines : concepts, définitions et les principales approches. Dans le troisième chapitre nous avons présenté en détail l'aspect dynamique de la vulnérabilité qui est la problématique de base du présent travail ainsi que la méthodologie utilisée.

Le quatrième chapitre a été consacré à l'application de la méthodologie développée au chapitre trois sur le cas de l'aquifère de R'Mel afin d'évaluer sa vulnérabilité dynamique.

En fin, le cinquième chapitre présente l'étude statistique et comparative des résultats obtenus par l'application des méthodes DRASTIC et TCR pendant les années 2003 et 2005.

CHAPITRE I : TRANSFERT DES POLLUANTS VERS LES EAUX SOUTERRAINES

1– Pollution et modes de transfert des polluants

La pollution est la dégradation d'un écosystème par diffusion directe ou indirecte de substances chimiques, physiques ou biologiques susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou perturber de manière plus ou moins importante le fonctionnement naturel des écosystèmes. Cette pollution due, essentiellement, à l'activité humaine, à de nombreuses formes et peut être ponctuelle, diffuse, temporaire ou chronique (Figure 1) :

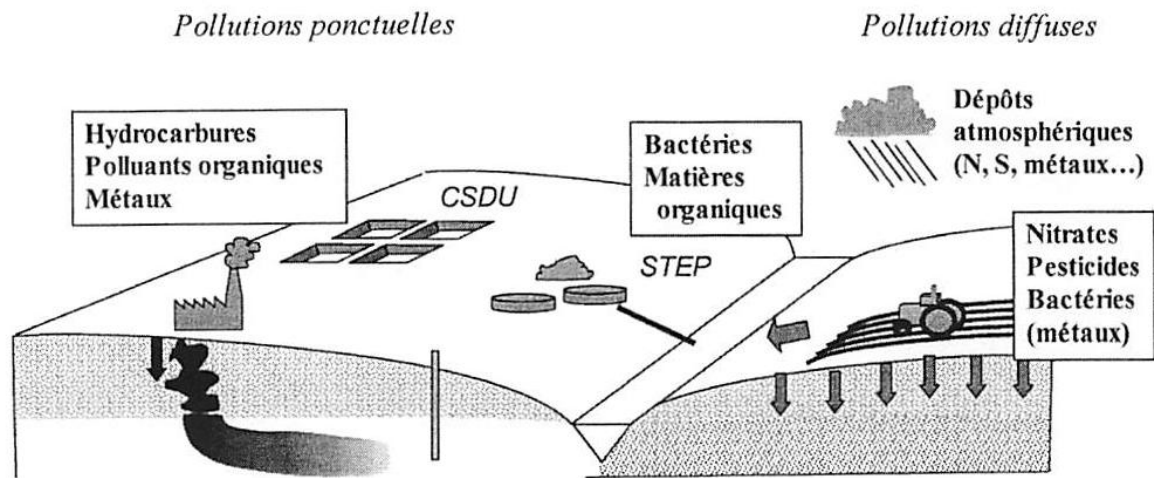


Figure 1 : les grands types de pollution et leurs effets sur l'environnement (Atteia, 2005)

- **Pollution ponctuelle**, constituée d'une source de taille restreinte et concentrée résultant d'un apport massif de produit dans l'eau à la suite d'un déversement accidentel (Atteia, 2005). Elle est accidentelle ou chronique et facilement identifiable ;
- **Pollution diffuse** causée par la diffusion de multiples polluants dans le temps et dans l'espace. Elle se présente sur de grandes étendues avec des concentrations beaucoup plus faibles à la source (Atteia, 2005). Les sources précises de ce type de pollution sont très difficiles à identifier et à quantifier. D'autant plus qu'elles sont régies par des phénomènes complexes de transferts de produits présents dans le sol vers la ressource en eau (le ruissellement, le drainage et le lessivage). Toutefois, les mécanismes de transfert dépendent, fortement, non seulement des caractéristiques du produit (doses, paramètres physico-chimiques...) et du milieu (type de sol, activité microbienne...) mais aussi du climat et de la période d'application ;
- **Pollution temporaire** peut être causée par l'émission exceptionnelle de matière polluante à la suite d'un incident (mauvaise manœuvre en usine, accident de la circulation...)

- **Pollution chronique** est une pollution permanente due aux émissions répétées ou constantes des polluants très rémanents (qui persistent après la disparition de la source). Elle est plus insidieuse et plus dommageable, moins spectaculaire et peut passer inaperçue (pollution agricole par les nitrates ; contaminations par hydrocarbures à partir de sols pollués) ;

2 – Les principales sources de pollution

Les eaux souterraines contaminées contiennent des substances nuisibles en solution ou en suspension avec des concentrations élevées dépassent parfois celles fixées par les normes nationales ou internationales (Matthess et al., 1985). Ces produits polluants peuvent venir aussi bien de source naturelle que de l'activité anthropique. Ainsi, les eaux souterraines peuvent être polluées par des produits utilisés par les industries, l'agriculture, l'urbanisation, etc. Ci après une description non exhaustive des différentes sources de contamination :

- **Pollution naturelle** : les eaux souterraines, même si elles ne sont pas affectées par les activités humaines, peuvent contenir quelques impuretés qui sont causées par la nature elle-même. Les eaux souterraines en s'infiltrant à travers les sols et les roches peuvent absorber un éventail de composés qui dépendent de la nature du matériel géologique traversé tels que le magnésium, le calcium, les chlorures, l'arsenic, le bore, le sélénium, etc ...
- **Pollution industrielle** : les installations industrielles génèrent des pollutions des eaux et du sol dont l'ampleur est difficilement connue a priori. Cette pollution se produit quand l'eau utilisée par les activités économiques modernes est retournée au cycle hydrologique sans traitement ou quand le transport et le stockage de la matière employée dans la fabrication est perdue par débordement, par fuite ou par mauvaise manipulation. Les polluants d'origine industrielle sont de nature et de gravité très variés selon le type d'activité : substances organiques, produits organiques de synthèse, hydrocarbures, sels minéraux, métaux lourds...Les plus courants sont les dérivés pétroliers contenus dans les carburants et les dérivés industriels présents dans les plastiques ou les revêtements (PVC, polystyrène, phtalates, polyamides...) (Atteia, 2005).
- **Pollution agricole** : Est due à l'utilisation massive des engrais et des produits phytosanitaires et pesticides. La pratique de l'irrigation intensive influence fortement sur la qualité des eaux par l'accélération du transfert des résidus de ces produits utilisés en agriculture vers la nappe. Ce transfert se fait soit par infiltration sur l'ensemble de la surface cultivée ou par rejet dans des puits perdus, des gouffres et/ou bétoires. Cette pollution peut résulter du débordement des engrais et des pesticides pendant la manipulation, de l'utilisation de pesticides, du stockage de produits chimiques agricoles près des conduits d'eaux souterrains et dans des secteurs découverts, non protégés, du vent et/ou de la pluie. D'autre part, l'utilisation de déjections azotées, produit par l'élevage intensif, comme engrais ou aliments affecte aussi la qualité des eaux souterraines.
- **Pollution domestique et urbaine** : En ville, les ordures ménagères accumulées dans des décharges sauvages ou non aux normes libèrent des lixiviats riches en polluants qui peuvent être transférées à la nappe. D'autre part, la contamination des nappes peut être induite par les fuites de cuves de carburants, les routes et par les cimetières.

Ces sources produisent une forte quantité d'eau de ruissellement chargée en produits polluants divers (hydrocarbures, métaux lourds libérés par les véhicules, substances dangereuses échappées par accident...).

3 – Les principaux type de polluants

Les polluants peuvent être classés différemment selon leur nature, les parties de l'écosystème qu'ils affectent (polluants de l'eau, de l'air, des sols), leur mode d'action (direct, indirect, synergique, etc) ou encore selon la durabilité de leurs effets (bioaccumulation, biodégradabilité, dégradables, etc). Dans cette synthèse, les différents types de polluants ont été classés en quatre grandes catégories selon leur nature : physiques, chimiques, organiques et bactériologiques (Castany, 1978 et 1980).

➤ Les polluants physiques

- **Polluants radioactives** : Les substances radioactives, les plus dangereux des polluants physiques, sont très toxiques du fait qu'ils se désintègrent au cours du temps en rendant leur entourage radioactif (Atteia, 2005). Les sources de ces isotopes radioactifs proviennent, en grande partie, des eaux résiduaires des hôpitaux ou de certaines roches (radon dans les granits) et aussi des centrales nucléaires et des activités de retraitement.
- **Les matières solides en suspension (MES)** : Les particules fines en suspension sont soit d'origine naturelle (l'érosion des sols, les poussières emportées par le vent ou les incendies de forêt) ou produites par l'industrie agroalimentaire, l'industrie chimique et les stations d'épuration classées. En effet, les matières en suspension sont responsables de la **turbidité** de l'eau et peuvent perturber la **photosynthèse** et la respiration des organismes aquatiques et véhiculer d'autres contaminants (métaux lourds).
- **La chaleur** : la chaleur peut être une source de pollution de l'eau. Quand la température de l'eau monte, le taux d'oxygène dissous diminue. La pollution thermique peut être naturelle, dans le cas des sources chaudes ou liée à l'utilisation de l'eau comme liquide de refroidissement dans les centrales thermiques et nucléaires. L'élévation de la température de l'eau réduit la diversité de la vie aquatique dans l'eau (développement des microorganismes comme les algues, la mort des poissons,...).

➤ Les polluants chimiques

- **Métaux et métalloïdes lourds** : les métaux lourds les plus souvent rencontrés dans la nature sont : le cadmium, le manganèse, le cobalt, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, l'aluminium, le bore, le molybdène, le sélénium, le thallium, le magnésium. Certains de ces métaux lourds sont associés aux processus naturels (l'altération de la roche mère), tandis que, d'autres résultent des activités anthropiques (déchets industriels métallurgiques, pratiques agricoles ...). Ces produits sont utilisés comme matières premières pour de nombreux produits industriels ou comme catalyseurs dans l'industrie chimique (Jackson, 1980). Les métaux lourds sont des polluants dangereux du fait qu'ils sont toxiques à faible concentration et en plus ils ne sont pas biodégradables et ils sont bioaccumulables dans les sols et dans tissus des organismes vivants.

- **Les sels minéraux dissous** : Leur présence dans l'eau souterraine est susceptible de la rendre impropre à la consommation humaine (nitrates, nitrites, phosphate, fluorure, les cyanures...). Ces polluants ne sont pas toxiques, mais présentent un danger pour l'environnement s'ils sont employés d'une façon trop intensive.
- **Les substances tensio-actives (détergents)** : Ces composés pourraient chimiquement être rattachés à la famille des hydrocarbures aliphatiques oxygénés. Toutefois, leurs effets sur l'environnement sont distincts en raison de leurs propriétés en solution. Ils sont employés en quantités importantes pour le nettoyage industriel et domestique (industrie textile, industries métallurgiques, cosmétologiques et pharmaceutiques). Ces substances sont peu toxiques mais ils facilitent par leur pouvoir mouillant la dispersion et le transfert d'autres polluants comme les pesticides.
- **Les hydrocarbures ou huiles minérales** : Les hydrocarbures ou huiles minérales regroupent différents produits pétroliers (pétrole brut, pétrole raffiné, kérosène, essences, fuel, lubrifiants, huiles à moteurs) qui composent la plupart des mélanges de combustibles, carburants et lubrifiants. Leur présence dans un sol contaminé est liée aux industries de raffinage et de transformation, à leur transport, à leur stockage ou à leur distribution.
- **Les phtalates ou esters phtaliques** : Ces produits sont de faible volatilité et très peu solubles dans l'eau. On les trouve dans les peintures, les laques, les encres etc. Malgré leur nature fortement biodégradable, ils peuvent être détectés parfois dans les eaux souterraines en régime libre voire même captif.

➤ Les polluants organiques

Les polluants organiques, molécules complexes, constituées principalement de carbone (C) et d'hydrogène (H) ainsi que d'halogènes (Cl, Br, F), sont des substances particulièrement importantes dans le contexte des sols pollués. Ces produits peuvent être dérivés à partir de diverses sources. Ils sont présents dans les eaux usées municipales et dans les déchets liquides industriels. Ils peuvent contaminer les eaux souterraines soit par des fuites aléatoires des égouts et des canaux, par infiltration des fosses septiques ou par injection dans des structures géologiques profondes. Les produits chimiques organiques connus sont : les pesticides, les hydrocarbures et les hydrocarbures halogénés qui peuvent atteindre les eaux souterraines, dissous par la pluie et les eaux d'infiltration (Vrba, 1981; Neumayr, 1981 ; Zoeteman et al., 1981). Les critères de classification des substances organiques diffèrent selon la finalité de l'étude (Atteia, 2005).

- **Dérivés pétroliers et BTEX** : Les produits pétroliers tels que : le butane, le propane et l'octane sont les plus courants, ils sont relativement peu toxiques, mais très répandus et peuvent donner, suite à leur transformation, naissance à des produits peu biodégradables. Les BTEX tels que : benzène, toluène, éthylbenzène, xylène sont aussi des dérivés pétroliers et font partie des composés organiques volatils (COV) faiblement miscibles. Elles se dégradent dans les microcosmes (Baker, et al, 2000 ; Kelly et al., 1996) ou par des mesures isotopiques de terrain (Conrad et al., 1997).
- **Solvants chlorés** : Les solvants chlorés appartiennent à la famille des composés organo-halogénés volatils (COHV). Ces produits, provenant des installations de nettoyage à sec et d'installations industrielles, sont souvent impliqués dans les problématiques de pollutions de sols et peuvent être toxiques.

- **Les pesticides :** Les pesticides sont des molécules organiques ayant des structures très variés et incluant parfois des métaux dans leur structure. L'origine de ces substances se trouve dans les activités agricoles, mais aussi non agricoles comme le désherbage des espaces verts et des jardins ou des réseaux routiers et ferrés. Leur dégradation est très complexe et fait intervenir de nombreux enzymes et peut former des produits intermédiaires appelés métabolites. Plusieurs auteurs, ont montré que la biodégradation dépend de la température du sol, la vie biologique des horizons du sol, la profondeur et le PH (Schierhols et al., 2000 ; Worrall et al., 2001).
- **Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP):** Les hydrocarbures aromatiques polycycliques, communément appelés HAP, sont présents dans tous les milieux environnementaux, et ils ont une forte toxicité. Les HAP sont donc liés aux transports, aux combustions domestiques, à la production industrielle (aciéries, alumineries...), à la production d'énergie (centrales électriques fonctionnant au pétrole ou au charbon...). Ces produits, non volatils, une fois absorbés par les organismes, ils se prêtent à des réactions de transformation sous l'action d'enzymes conduisant à la formation de métabolites qui peuvent avoir un effet très toxique (plusieurs d'entre eux sont cancérogènes) (Atteia, 2005).
- **Les polychlorobiphényles (PCB) :** Les polychlorobiphényles (PCB) sont un groupe de composés chimiques synthétiques qui ont été utilisés dans les transformateurs et sont aussi des résidus de combustion de certains produits organiques (Atteia, 2005). Ils contiennent des atomes de carbone, d'hydrogène et de chlore et les combinaisons de ces atomes peuvent former plus de 200 produits différents. Dans l'eau, les sols et les sédiments, les PCB, ont une forte affinité qui leur permet de rester très longtemps enfouis avant d'être finalement libérés dans l'eau ou dans l'atmosphère.
- **Dioxines et Furanes :** Les dioxines et les furanes sont des molécules qui peuvent se former lors des activités humaines, industrielles et domestiques ou lors d'un processus thermiques mettant en présence du chlore et des substances organiques.

➤ Les polluants microbiologiques

Les bactéries, les virus, les champignons et les algues rencontrés dans les eaux souterraines proviennent essentiellement de fosses septiques, des décharges, des épandages d'eaux usées, de l'élevage, de matières fermentées, de cimetières et du rejet d'eaux superficielles. Cette contamination est la cause d'importantes maladies épidémiques d'origine hydrique. En effet, les pollutions microbiologiques se rencontrent surtout dans les aquifères à perméabilité de fissure et dans lesquels la fonction épuratrice du sous-sol ne peut s'exercer et dont la matière organique est dégradée partiellement. Les émergences de type karstique avec des circulations souterraines rapides sont par conséquent très vulnérables à cette pollution (Beauchamp, 2002).

4 – Comportement des polluants dans le milieu souterrain traversé

Les matériaux constituant les aquifères ont une certaine capacité naturelle à éliminer certains contaminants ou à réduire leur concentration. Ce degré d'atténuation dépend du temps de contact du contaminant avec le matériel qu'il traverse, de la distance parcourue et des caractéristiques physiques et chimiques du matériel qu'il traverse (Aller et al, 1987).

L'atténuation naturelle peut être définie comme l'ensemble des processus biologiques (dégradation, consommation de la matière organique, photosynthèse, respiration animale et végétale...), chimiques (oxydoréduction...) et physiques (dilution, dispersion, adsorption...) permettant à un sol ou à un écosystème aquatique équilibré de transformer ou d'éliminer les substances qui lui sont apportées (apports naturels et pollution). Ces processus peuvent également conduire souvent le contaminant à modifier son état physique ou chimique d'origine naturelle (Vrba et Zaporozec, 1994).

Les modalités et le temps de transfert des polluants varient selon les types de polluants et selon le milieu traversé. En effet, le déplacement de l'eau dans les sols est bien plus complexe que dans les nappes souterraines. Ceci parce que le milieu est variablement saturé au cours du temps et qu'il est très hétérogène dans l'espace (Atteia, 2005).

➤ **Transfert dans le sol**

Le sol représente la partie supérieure de la zone non saturée et il est caractérisé par une activité biologique significative. Il constitue un puissant moyen d'épuration des eaux. En effet, leur composition chimique et leur activité biologique peuvent retenir et transformer des quantités élevées de polluants (Greenland et Hayes, 1981). Ce sont les constituants du sol en argiles et en matières organiques qui fixent les polluants et définissent les conditions d'écoulement dans les sols ainsi la capacité des aquifères à retenir les polluants sont liées à ses composants (Atteia, 2005). Le sol peut réduire, retarder ou accélérer le processus de propagation du polluant vers l'aquifère. La composition, la texture et la structure des sols sont trois propriétés qui influencent l'intensité des processus d'atténuation (Aller et al., 1987; Fagnan, 1998). Ainsi, il ne suffit pas de savoir qu'un sol est argileux pour affirmer que l'infiltration de contaminant est moindre, il faut également déterminer le degré de cohésion et la présence ou non de fissures et de microorganismes (source de macrospores) (Vrba et Zaporozec, 1994). La richesse relative en minéraux argileux et en matière organique joue un rôle sur l'aptitude du sol à retenir, à fixer ou dégrader des polluants apportés par infiltration. Bien plus, le déficit d'oxygène et l'activité microbienne, entraînent des réactions anaérobies dégradant certaines substances en sous-produits potentiellement toxiques tandis que, l'acidité du sol et son état redox influent indirectement sur la mobilité des polluants.

➤ **Transfert dans la zone non saturée**

La zone non saturée joue un rôle dans la filtration et la rétention de certaines substances. Cette action est d'autant plus efficace que la granulométrie est plus fine. Elle est caractérisée par la grande complexité des processus physico-chimiques agissant sur le polluant en particulier dans la zone racinaire (les 30 à 40 premiers centimètres du sol) où se déroule une part importante des processus chimiques et biochimiques (Lemière et al., 2001).

En effet, l'épaisseur de la ZNS conditionne le temps de transfert d'un polluant jusqu'à la nappe à cause des phénomènes de rétention, de stockage et d'interactions physico-chimiques avec l'encaissant (Allier et al., 2008 ; Cazaux, 2007). Autrement dit, c'est le long de cette zone, qui contient de l'eau et de l'air, que les processus de sorption, de dispersion, de filtration, de biodégradation et d'oxydo-réduction ont lieu. Si cette zone est composée de roches peu perméables, elle crée une couche de confinement pour les aquifères sous-jacents et réduit considérablement leur vulnérabilité. Dans la zone non saturée, les mouvements de l'eau véhiculant le polluant (pour une pollution miscible) sont complexes. La vitesse de propagation du polluant jusqu'à la nappe dépend de la teneur en eau, du degré d'hétérogénéité et du degré de fissuration de la zone non saturée (Lemière et al., 2001).

➡ Transfert dans la zone saturée

Dans la zone saturée, le rôle épurateur est réduit, comparativement à la zone non saturée. La rareté ou l'absence d'oxygène, de matières organiques et de microorganismes, rend les mécanismes de transport du soluté dans l'aquifère très complexes. Dans la nappe, la vitesse de propagation du soluté dépend du type de polluant, en particulier de sa viscosité, et de sa concentration (phénomène de diffusion). La dilution est d'autant plus importante que le débit de la nappe, la vitesse ou la transmissivité sont élevés. La vitesse d'écoulement est assez lente en aquifère homogène, mais peut être extrêmement rapide en milieu karstique. En effet, les produits organiques peuvent être totalement détruits dans l'eau, ou transformés en produits non toxiques, par des réactions chimiques.

5 – Les mécanismes régissant le transfert des polluants

Le changement dans la qualité des eaux souterraines est causé, directement ou indirectement, par les processus naturels et les activités humaines. Le type, l'ampleur et la durée de ces changements sont commandés par les processus géochimiques, physiques et biologiques qui se produisent dans le sol, et par les conditions hydrogéologiques existantes (Matthess et al., 1985). En effet, la retardation des polluants absorbables, l'élimination des contaminants chimiques par complexation ou par précipitation, la transformation ou la dégradation biochimique, l'évaporation des composés volatils et les processus de dilution (zone saturée) contribuent à l'atténuation des contaminants à travers leur migration aussi bien dans le sol, dans la zone non saturée que dans la zone saturée (Vrba et Zaporozec, 1994) (Figure 2).

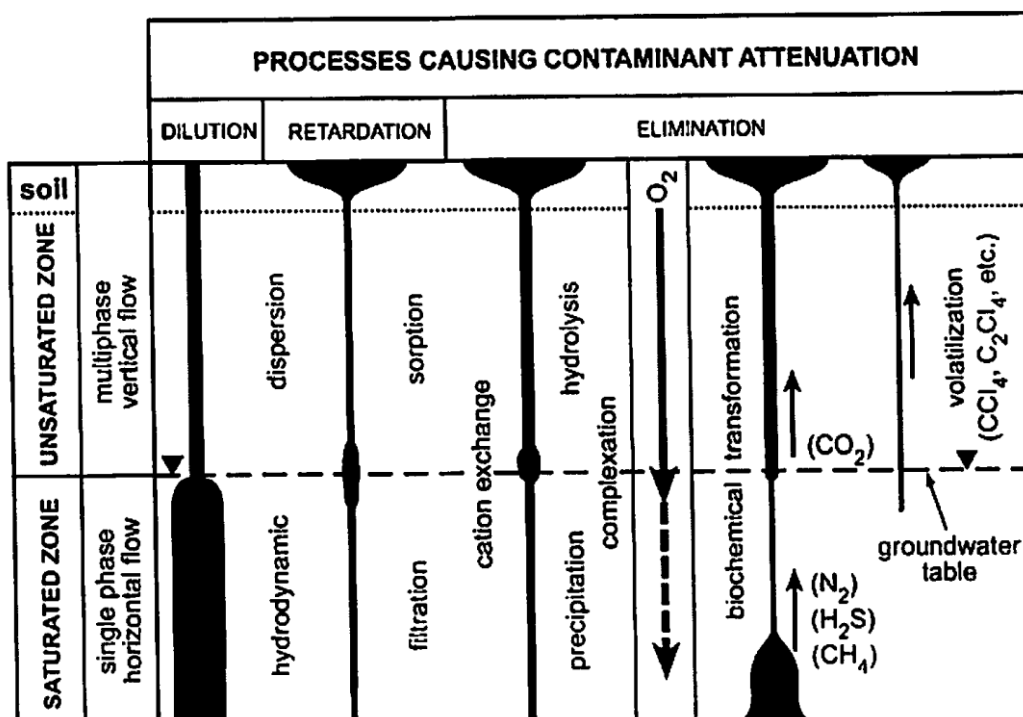


Figure 2 : Processus d'atténuation des contaminants dans les formations de sol, sous-sol non-saturée et aquifère (Foster et Hirata, 1988, modifié par Gowler, 1983).

➡ Les processus géochimiques

- **Dissolution-Précipitation** : le long du trajet d'écoulement des eaux souterraines, les matières dissoutes peuvent être précipitées lorsque l'évaporation et la transpiration augmentent leurs concentrations au-delà des limites de saturations (climat aride) ou lorsque les eaux souterraines de compositions chimiques différentes sont mélangées. La capacité de l'eau pour dissoudre les substances est augmentée par des acides inorganiques et organiques ainsi que par l'augmentation de la température. Par ailleurs, l'addition d'ions de la même espèce, en particulier de constituants mal solubles, conduit à la précipitation de ces produits lorsque leurs solubilités sont dépassées (Vrba et Zaporozec, 1994).

La co-précipitation est la disparition d'un oligoélément de la solution en tant qu'impureté ou composant mineur dans des phases secondaires formées des composants majeurs du système. La concentration résiduelle de l'oligoélément en solution est inférieure à celle qui serait prédite à partir des solubilités de solides contenant cet oligoélément en tant que composant majeur (Curti, 1997, 1999). En effet, si le contaminant n'est pas présent à des teneurs aussi élevées il est plus probable que l'élément métallique, par exemple, soit incorporer dans un autre minéral majeur par le biais d'un processus de co-précipitation. La caractéristique importante du processus de co-précipitation est que la nouvelle phase solide est plus stable et insoluble que la solution finale de la phase solide d'origine (Matthess et al., 1985).

- **Oxydo-réduction** : une réaction redox ou d'oxydo-réduction est le transfert d'électrons entre un donneur (le réducteur) et un accepteur (l'oxygène) (Figure 3). Cette réaction sert à la mesure de l'état relatif d'oxydation ou de réduction dans un système aqueux (Matthess et al., 1985). Un oxydant est d'autant plus fort qu'il fixe plus facilement les électrons. Dans un système oxydoréduction réversible, quand l'oxydant fixe énergiquement les électrons, le réducteur les cède difficilement et inversement (Charlot, 1957). Dans les sols présentant un excès d'eau la diminution des échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère rend les quantités d'oxygène présentes insuffisantes pour assurer l'oxydation des matières organiques.

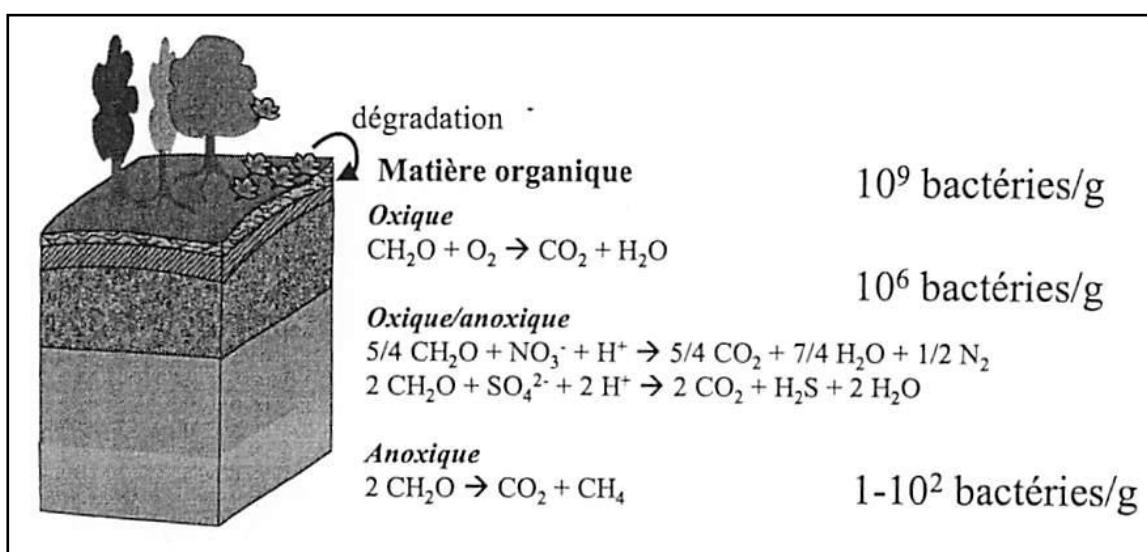


Figure 3 : Réactions redox majeurs dans le sous sol et nombre moyen de bactéries présentes (Atteia, 2005)

Par conséquent, le milieu devient favorable aux réactions entre composants organiques et minéraux du sol (Siuta, 1967), tandis que les conditions anaérobies se développent progressivement (Rodrigo et Pollard, 1962). Les processus consommant de l'oxygène, tels que la dégradation microbienne de la matière organique, peuvent donner lieu à des zones de réduction de l'oxygène libre (Schwille, 1976).

- **Adsorption/désorption** : représente le potentiel d'un composé à s'adsorber sur le sol, résultant des actions physico-chimiques eau/roche. Elle se traduit par une diminution de la mobilité et de l'accessibilité du polluant. L'adsorption dépend de la charge électrique des polluants. Les polluants chargés électriquement ont tendance à se lier aux particules d'argile et autres minéraux, alors que ceux non chargés s'associeront préférentiellement à la matière organique (Beauchamp, 2002). L'adsorption du contaminant peut se produire à la surface de différentes phases solides rencontrées. Ce phénomène qui retarde la migration du contaminant est un processus réversible, ce qui signifie que le contaminant peut être désorbé et par la suite remobilisé. En effet, certains polluants peuvent temporairement être retenus par la phase solide sur les surfaces d'adsorption, avant d'être plus tard désorbé et retourner en solution dans la phase liquide (Pennequin, 2000).
Deux mécanismes d'adsorption peuvent être distingués : l'adsorption physique et l'adsorption chimique qui coexistent en fonction de la composition du milieu. La première est due à des forces électrostatiques et permet de retarder la migration des polluants dissous, tandis que, la deuxième met en jeu des liaisons chimiques entre le solide adsorbant et le fluide adsorbé permettant ainsi de baisser sa concentration (Lemière et al., 2001).
- **Réaction acide-base** : (ou de neutralisation) est un transfert entre un donneur (l'acide) et un réacteur (la base). C'est une transformation chimique entre l'acide d'un couple et la base d'un autre couple acide/base, par l'intermédiaire d'un échange d'ions H^+ . En effet, deux espèces chimiques constituent un couple acide/base s'il est possible de passer de l'un à l'autre par perte ou gain du proton H^+ .
- **Complexation** : est une réaction qui produit une molécule plus complexe à partir de deux éléments en solution. Ce phénomène s'accroît avec la concentration et le complexant majeur, dans les sols et les aquifères, est la matière organique (Atteia, 2005). Cette propriété permet d'augmenter la solubilité de certains éléments (tels que les métaux) dans l'eau. Les complexes sont des combinaisons de cations appelés atomes centraux avec des molécules ou anions, contenant des paires d'électrons (bases), appelées ligands. Les bases contenant plus d'un atome de ligand, par exemple oxalate et citrate, sont appelés formateurs de complexes comme multidentés. La formation de complexes avec des ligands multidentés est appelée chélation, et les complexes sont appelés chélates (Stumm et Morgan, 1981). La complexation par inorganique ou organique formant des substances complexes peuvent modifier la solubilité.

➞ Les principaux processus physiques

- **Advection** : constitue le mécanisme par lequel un soluté se déplace dans un aquifère en suivant la masse d'eau souterraine environnante (Kouamé et al, 2009). La vitesse de déplacement d'un soluté, en négligeant les voies d'écoulement tortueux dans le milieu poreux et compte tenu de l'écoulement convectif seulement, serait uniforme

sur tout le front. Par conséquent, les solutés ou les contaminants semblent se déplacer comme une ligne droite à la vitesse d'écoulement des eaux souterraines. La propagation de contaminants dans les aquifères fracturées et karstiques est beaucoup plus rapide que dans des aquifères poreux (Matthess et Pekdeger, 1981).

- **La dispersion** : est le changement de direction et de vitesse d'une particule, souvent liée à l'hétérogénéité du milieu poreux à petite et grande échelle et dépend de la distance parcourue par rapport à la source. Le processus de dispersion hydrodynamique des polluants contribue ainsi à leur étalement dans le temps et dans l'espace tridimensionnel de l'aquifère (Pennequin, 2000). Ce mécanisme est constitué de la conjugaison de deux phénomènes :
 - ✓ La dispersion mécanique dépend des caractéristiques du milieu : taille des pores, hétérogénéité, granulométrie, etc. Le processus de dispersion provoque la diminution de la concentration et du temps de transfert des contaminants, tandis que le volume des panachés contaminés augmente.
 - ✓ La diffusion moléculaire est un phénomène qui tend à homogénéiser la distribution spatiale du soluté. Le moteur de déplacement est le gradient de concentration (migration des molécules des zones à fortes concentrations vers celle à faibles concentrations) (Nowak et al., 2002).
- **Filtration** : l'effet de filtration par les sols et les roches est un phénomène physique et chimique complexe. Il comprend l'enlèvement des particules plus grandes par déformation mécanique, et l'adsorption des particules plus petites en suspension (bactéries, des flocons d'hydroxyde de fer, etc). Le transport des particules en suspension peut être limité mécaniquement par la taille des pores et la taille des micro-organismes ou de particules. Pour les particules de diamètre inférieur à 1µm (virus) la diffusion est très importante, son efficacité augmente avec la diminution de la taille des particules. Les procédés de filtration ont leur efficacité minimale à une taille d'environ 1 à 5µm, ce qui correspond à la taille des particules de la plupart des bactéries (Vrba et Zaporozec, 1994).
- **Dilution** : est un procédé consistant à obtenir une concentration finale inférieure à celle de départ par mélange d'une masse d'eau polluée avec une masse d'eau non polluée. Elle peut aussi être provoquée par l'échange de la masse d'eau étudiée avec d'autres masses d'eau. Comme par exemple la drainance entre deux aquifères ou les relations hydrauliques avec un cours d'eau situés aux environs du panache.
- **Volatilisation** : est le passage d'une substance à l'état gazeux qui permet de diminuer la concentration du contaminant dans le milieu. La volatilisation permet, dans certains cas, de soustraire tout ou une partie des substances polluantes du système hydrique d'un sol contaminé. Ce mécanisme implique le partage d'un polluant entre une phase liquide et une phase gazeuse suivant la loi de Henry. Chaque composé chimique présente une constante de Henry, et elle est élevée pour les hydrocarbures légers et négligeables pour les hydrocarbures lourds et le PCP (Pentachlorophénol) (Blondel, 2001). En effet, les substances très volatiles, comme l'essence, le benzène et les hydrocarbures chlorés, peuvent préférentiellement échapper à partir du sol contaminé dans l'air du sol et dans l'atmosphère libre (Fragiadiakis et al, 1979) (Figure 4).

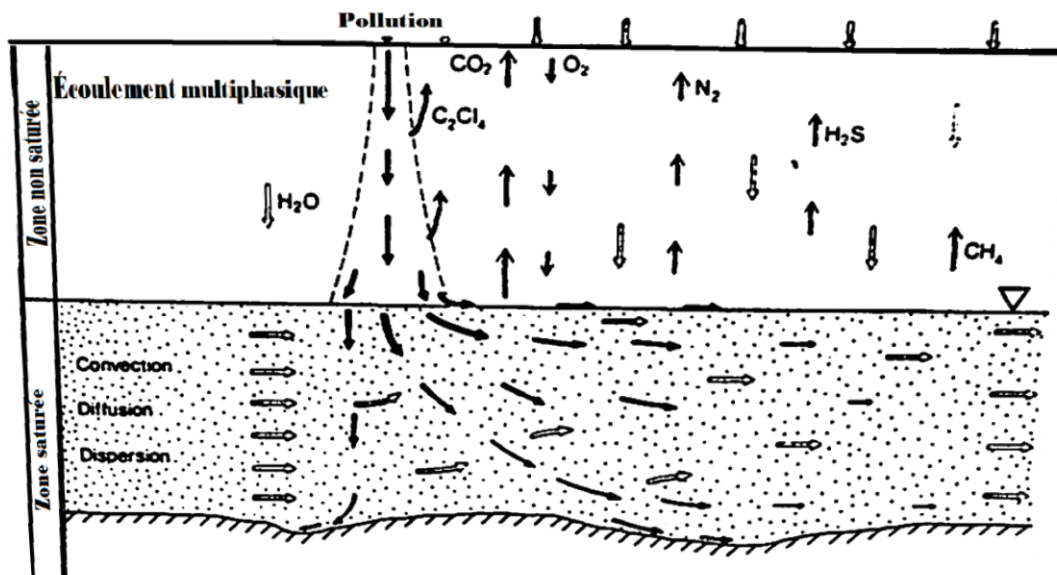


Figure 4 : Transport de produits chimiques volatils dans les eaux souterraines (Golwer, 1983)

- **Retardation** : est l'ensemble de mécanismes physiques et chimiques qui retardent, ou ralentissent, le mouvement du soluté pour ne pas bouger aussi vite que le taux d'advection indiquerait. Les solutés peuvent être regroupées en deux grandes catégories : conservateurs et réactifs (Fetter, 1988). Les solutions conservatives ne réagissent pas avec le sol et/ou avec les eaux souterraines (par exemple le chlorure). Tandis que, les solutions réactives peuvent subir des modifications chimiques ou biologiques qui réduisent la concentration du polluant. La retardation annule l'effet de la dispersion et peut inclure la dilution, la filtration, la réaction chimique et la transformation biochimique (Vrba et Zaporozec, 1994).

➤ Processus biologiques

La biodégradation est une propriété intrinsèque d'une substance mais elle dépend aussi de la présence de microflore de biodégradation compétentes dans le milieu considéré. Les micro-organismes (bactéries) sont les principaux acteurs de la biodégradation. Toutefois, d'autres substances peuvent également initier ce processus, comme les enzymes, les champignons et certains protozoaires. Certaines substances, peu biodégradables par les micro-organismes courants, peuvent être dégradées par des souches adaptées ou des enzymes. Le plus souvent, une seule espèce de microorganisme ne possède pas tout le système enzymatique capable de dégrader une substance jusqu'à la minéralisation. Celle-ci nécessite un ensemble de populations microbiennes spécialisées dans chaque étape de la métabolisation.

L'ensemble des mécanismes de transformation d'un contaminant en différents sous-produits, par l'action des microorganismes se produit en conditions d'aérobies (en présence d'oxygène) ou d'anaérobies (en absence d'oxygène) selon la structure moléculaire et les conditions environnementales (Figure 5). La position des substituant joue un rôle important, en général, plus une molécule est substituée (remplacement d'un groupement fonctionnel par un autre), plus elle est résistante à la biodégradation. Ce processus est destructif, ce qui est particulièrement intéressant pour l'atténuation naturelle ; à condition que les produits néoformés (métabolites) aient une toxicité moindre, ce qui n'est pas toujours le cas. Il en résulte, généralement, une diminution de la concentration du polluant initial. En revanche,

selon les cas, les métabolites peuvent aboutir à un ralentissement ou à une accélération de la vitesse de propagation et un étalement ou à un resserrement du front de migration (Beauchamp, 2002).

En effet, sous certaines conditions écologiques, les bactéries et les virus peuvent survivre une longue période dans la zone non saturée, avant qu'ils soient transportés et propagés dans les eaux souterraines. Leur élimination est l'effet combiné des conditions de la physique (température), biologiques et chimiques. Ainsi, l'élimination est plus rapide à haute température (37°C), à des valeurs de PH d'environ 7, à de faibles concentrations d'oxygène et à haute teneur en substances organiques dissoutes.

CHAPITRE II : VULNERABILITE A LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES

1– Notion de vulnérabilité des eaux souterraines

➤ Historique des concepts et définition

La vulnérabilité est le caractère de ce qui peut être attaqué, blessé ou endommagé. Le terme "*vulnérabilité*" traduit la fragilité ou la sensibilité d'un système face à une menace externe : pollution, événements socio-économiques, aléas climatiques, etc. Ce terme vulnérabilité a été utilisé historiquement depuis les années 50 notamment dans les domaines des sciences humaines, de la protection sociale et de la médecine. En hydrogéologie, la notion de vulnérabilité a été introduite par Margat vers la fin des années 60 (Margat, 1968).

Le concept de vulnérabilité repose sur l'idée que le système hydrogéologique procure une protection naturelle de la nappe d'eau souterraine contre les menaces de pollution. Toutefois, la variété des conditions naturelles fait que les eaux souterraines sont inégalement protégées. A partir des années 1980, ce concept a évolué en ajoutant aux caractéristiques du milieu physique naturel les sources et la nature des polluants susceptibles de migrer vers la nappe et détériorer la qualité de ces eaux (Margat, 1968 ; Albinet et Margat, 1970 ; Olmer et Rezac, 1974 ; Foster, 1987 ; Civita, 1990 ; Aubre, 1992 ; EPA, 1993 ; Vrba et Zaporozec, 1994 ; Amharref et al, 2007). Ce concept a évolué ensuite à travers le monde et a donné lieu à de multitudes de définitions, ce qui crée une confusion quant à la signification réelle de la vulnérabilité des eaux souterraines. En 1970, Albinet et Margat, l'ont définie comme étant la possibilité de percolation et de diffusion de polluant depuis la surface du sol jusqu'à la nappe, dans des conditions naturelles, et par la suite plusieurs définitions ont été données. Certains auteurs ont proposé des définitions directes, d'autres ont seulement indiqué les paramètres qui doivent être pris en compte pour son évaluation.

En effet, la vulnérabilité d'une eau souterraine à la pollution est une notion relative sans dimension et non mesurable (Vrba & Zaporozec, 1994). Elle diffère d'un concepteur à l'autre selon la diversité du territoire et les particularités du milieu physique dans lequel elle a été conçue.

➤ Vulnérabilité intrinsèque et vulnérabilité spécifique

Les différentes définitions peuvent être classées en deux types selon les caractéristiques prises en compte. Le premier type ne prend en compte que l'environnement physique naturel (vulnérabilité intrinsèque), et le deuxième introduit dans sa définition les caractéristiques des contaminants et leurs relations avec les diverses composantes de la vulnérabilité intrinsèque (vulnérabilité spécifique).

La distinction entre ces deux types de vulnérabilités a été introduite par le comité de techniques pour l'évaluation des eaux souterraines du National Research Council (US) en 1993. Cette classification a été approuvée, ensuite par Vrba et Zaporozec et en 1994 et par l'action COST 620 dans le cadre d'un projet européen.

▪ ***Vulnérabilité intrinsèque***

La vulnérabilité intrinsèque des aquifères est l'aptitude d'un milieu physique à transmettre un contaminant de la surface à la zone saturée. Elle peut aussi être définie comme étant l'aptitude d'un milieu physique à retarder la migration de ce contaminant et elle prend en considération les caractéristiques géologiques, hydrologiques et hydrogéologiques du milieu naturel indépendamment de la nature du polluant et de l'occupation du sol (Ross, 2002). L'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque demande la prise en compte des paramètres relevant de trois milieux bien définis : le sol, la zone non saturée (ZNS) et la zone saturée (ZS).

▪ ***Vulnérabilité spécifique***

La vulnérabilité spécifique est le terme utilisé pour définir la vulnérabilité d'une eau souterraine par rapport à un polluant ou un groupe de polluants ayant un comportement particulier. Elle prend donc en considération les propriétés spécifiques des polluants et leurs relations avec les différents facteurs influençant la vulnérabilité intrinsèque. De ce fait, la caractérisation de la vulnérabilité spécifique peut être considérée comme une pondération spécifique additionnelle à la carte de vulnérabilité intrinsèque (Daly et al., 2002 ; Action COST 620).

▪ ***Notion de risque***

La vulnérabilité d'une nappe à la pollution est une notion difficilement quantifiable et la précision de son évaluation dépend essentiellement de la nature, de la quantité et de la fiabilité des données utilisées. Certains auteurs prennent, en plus des paramètres relatifs à la propagation du polluant dans le sol et dans la zone non saturée, des paramètres relatifs à la propagation du polluant dans la zone saturée (Albinet, 1970 ; Margat et Monition, 1970 ; Suais, 1990 ; Pernel, 1992 ; Barrocu et Biallo, 1993). Tandis que d'autres pensent que la propagation de la pollution dans la nappe n'est pas à prendre en compte dans l'appréciation de la vulnérabilité de la nappe et le considère comme étant un élément d'analyse du risque de pollution de la nappe (Schenebelen et al., 2001 ; Martin, 2005).

Le risque est la possibilité ou la probabilité d'un fait, d'un événement considéré comme un mal ou un dommage. Ce terme est utilisé pour mettre en évidence la probabilité d'une contamination possible résultant d'une activité donnée (Döerfliger et al., 2004). L'évaluation du risque est le processus permettant de déterminer l'impact potentiel d'une activité quelconque sur l'eau souterraine. Cependant, la vulnérabilité est un élément de l'évaluation du risque de pollution et son croisement avec des informations sur les activités humaines (industrielles, urbaines, agricoles). Elle permet d'évaluer le risque de pollution auquel la nappe est exposée.

Certains auteurs ont également défini la vulnérabilité d'une eau souterraine comme étant la mesure du risque qui pèse sur les eaux souterraines. Ils pensent que sans la présence de contaminants, même les eaux souterraines les plus susceptibles, ne sont pas à risque, et donc ne sont pas vulnérables (Palmquist, 1991). Tandis que d'autres séparent la notion du risque de celle de la vulnérabilité, et ils le considèrent comme l'interaction entre la vulnérabilité naturelle d'un aquifère et la charge polluante appliquée en surface résultante de l'activité humaine.

La vulnérabilité a été définie comme étant le risque qu'a une substance chimique, utilisée ou entreposée sur ou près de la surface du sol, influence la qualité des eaux souterraines (Villumsen et al, 1983). Ces auteurs ont insisté sur les analyses chimiques des eaux souterraines pour la validation des cartes de vulnérabilité. Bachmat et Collin, en 1987, ont

suggéré que, par définition, la vulnérabilité devrait être exprimée en termes de changement de la concentration d'une substance donnée pour une activité humaine donnée.

Le risque est la probabilité d'occurrence d'un effet nocif résultant de l'exposition d'une entité (homme, population, écosystème) à un danger, celui-ci peut être un agent chimique (pesticide), physique ou une action quelconque (Calvet et al., 2005). Il s'oppose à la certitude (Aurousseau, 1999) et découle de l'aléa, de l'enjeu et de la vulnérabilité (Allier et al., 2008).

Freissinet, 1997 ; Lobo-Ferriera et Costa-Abral, 1991 ; Foster, 1987 suggèrent que le risque dépend à la fois de la vulnérabilité et de la pression de pollution (ou de l'exposition à cette pollution) sur le milieu et l'environnement.

En 2005, Martin a révélé que la cartographie d'un risque pour un polluant ou une classe de polluants, s'obtient en croisant une carte de vulnérabilité, une carte des pressions de pollution et une carte des enjeux. Certains auteurs ont considéré le risque comme un croisement entre deux dimensions : l'aléa et la vulnérabilité (Brugnot, 1998). Pour d'autres, l'analyse du risque comporte l'étude ou la caractérisation de trois facteurs majeurs : la source de pollution, le vecteur transfert de pollution et la cible (Lallemend-Barrés, 1994). De ce fait, le risque est principalement lié à la valeur de la cible. Si la nappe n'est pas exploitée le risque pour la santé humaine peut être considéré comme faible. Par contre, la vulnérabilité intrinsèque de cette même nappe reste inchangeable (Matin, 2005). Il est ainsi possible d'avoir un haut risque de contamination pour un aquifère peu vulnérable si la charge en contaminant est exceptionnellement élevée (Kinler et al., 2005 ; Rahman, 2008). Tandis que, d'autres le considère comme un croisement entre trois dimensions qui sont l'aléa, la gravité et la vulnérabilité (Amharref et Bernoussi, 2007). Ces auteurs présument qu'une situation à risque laisse penser intuitivement à une situation probable et grave, d'où l'importance d'introduire aussi la gravité dans l'évaluation du risque.

2 – Classification des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité à la pollution

Les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution sont conçues pour représenter les variations de vulnérabilités à la pollution d'une nappe souterraine sur un support cartographique. Il n'existe pas de méthode absolue de l'évaluation de la vulnérabilité des nappes d'eau souterraines, mais plusieurs méthodes d'estimation de la sensibilité des aquifères à la pollution ont été mises au points (Murat, 2000 ; Murat et al, 2000b). Toutefois, le choix de la méthode la plus appropriée pour la cartographie de la vulnérabilité dans une zone dépend de la disponibilité des données, leurs répartitions spatiales, l'échelle de la cartographie, l'objectif de la carte et le milieu hydrogéologique.

Ces méthodes peuvent être classées selon diverses classifications en fonction de la démarche utilisée et les paramètres pris en comptes. Vrba et Zaporozec (1994) ont proposé de les classer en deux types : celles utilisées pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque et celles qui peuvent être utilisées pour la caractérisation de la vulnérabilité spécifique. D'autres classifications peuvent également être utilisées, selon le type d'aquifère (poreux, karstique et fissuré), en fonction de l'échelle ou encore selon l'objectif de la carte de vulnérabilité (Tableau 1.). Ces méthodes ont été également classées en modèles sophistiqués qui prennent en compte les processus physiques, chimiques ou encore biologiques qui ont lieu dans la zone non saturée et les eaux souterraines, à des modèles de pondération des différents critères qui affectent la vulnérabilité au moyen de méthodes statistiques ou de systèmes experts (Gogu et Dassargues, 1998). Dans cette synthèse, une liste non exhaustive des méthodes les plus

appliquées à travers le monde ont été sélectionnées et présentées brièvement. Ces méthodes sont classées en 3 groupes :

- ✓ Les Méthodes cartographiques ou comparatives ;
- ✓ Les Méthodes mathématiques et relations analogiques ;
- ✓ Les Méthodes à systèmes paramétrés

Tableau 1 : Classifications des méthodes selon plusieurs critères

Approches	Méthodes	Type d'aquifère	Echelle
HCS	ALBINET & MARGAT (1970)	tout type	régionale/nationale
	MINNESOTA (GSPW, 1991)		
	GNDCI Basic (Civita, 1990)		
	UK (NRA, 1992 ; Foster & Adams, 1992)		
	SIMPLIFIEE (Nguyet and Goldscheider 2006)		
AR	PRZM (Carsel et al., 1984)	tout type	locale
	PESTAN (US EPA, 1987)		
	VULPEST (Villeneuve et al. 1987 et 1990)		
	AGRIFLUX (Banton et al. 1993)		
	EVARISK (Banton et al.,1997)		
	VULK (Jeannin et al. 2001)		
	FAVA (Baker et al (2002)		
(PCSM, RS, MS)	GOD (Foster, 1987)	tout type	régionale
	SYNTACS (Civita et Benacchio, 1988)		
	SI (Susceptibilité Index) (L. Ribeiro, 2000)		
	TIME-INPUT (M. KRALIK, T. KEIMEL 2003)		
	AQUIPRO (CHOWDHURY et al., 2003)		
	IDPR/ZNS (Mardhel et Gravier, 2005)		
	TCR (Amhrref et al, 2007)		
	GALDIT(Chadadi et Lobo Ferreira, 2001)	côtier	
	CALOD (Edet, 2003)		
	EPIK (Dörfliger, 1996)	karstique	
	RISKE(Petelet-Giraud et al., 2000)		
	RISK (Petelet-Giraud et al., 2001)		
	RIPK et RISKE 2 (Plagnes et al., 2006)		
	DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003)	fissuré	
	F-DRASTIC (Bouchnan et al.,2014)		

2.1– Méthodes des Systèmes Hiérarchisés (HCS)

Ces méthodes évaluent la vulnérabilité des eaux souterraines en comparant les conditions de vulnérabilité d'une zone donnée avec les critères, jugés représenter des conditions de vulnérabilité d'autres zones (Vrba et Zaporozec, 1994). Elles se basent sur des descripteurs statistiques pour établir une corrélation entre la variabilité des facteurs, géologiques et hydrogéologiques, caractérisant une zone déjà contaminée et la distribution spatiale du polluant. Elles transposent ensuite la relation obtenue pour caractériser la contamination potentielle dans une autre zone présentant des critères similaires. Cette catégorie de méthodes est appropriée à des études de vulnérabilité à une échelle régionale.

Parmi les méthodes appartenant à cette classe on cite la méthode d'Albinet et Margat (1970), la méthode GNDCI Basic (Civita, 1990), la méthode UK (Adams et Foster, 1992), la méthode SIMPLIFIEE (Nguyet et Goldscheider, 2006) et la méthode MINNESOTA

(Bergsrud et al., 1991). Cette dernière méthode est la plus utilisée, elle caractérise la vulnérabilité en se basant sur quatre paramètres et trois niveaux de cartographie.

2.2 - Modèle mathématique et relations analogiques (AR)

Ces méthodes analytiques sont basées sur la description mathématique des processus hydrogéologiques (équations d'écoulements, du transport ou de continuité par exemple.). Elles sont souvent fondées sur des modèles de prédiction du flux d'eau arrivant à la nappe. L'importance de ce flux d'eau est mis en suite en relation avec le degré de protection de la nappe (Zampetti, 1983 ; Bachmat et Collin, 1987 ; Marcolongo et Petro, 1987 ; Wendland et al., 1993 ; Banton et al., 1997). Elles sont utilisées, dans la plupart des cas, pour estimer la vulnérabilité spécifique à un polluant de source diffuse (Maxe et Johansson, 1998). Ils consistent à trouver une solution numérique à des équations mathématiques qui représentent les processus couplés qui régissent le transport de contaminants. Cette catégorie comprend les méthodes basées sur les modèles simples de transport ainsi que les solutions analytiques ou numériques pour des modèles de transport de contaminants à travers la zone non saturée en une dimension, ou encore des modèles couplés saturés-insaturés, multi-phase, à deux ou trois dimensions.

Les applications les plus fréquentes de ces méthodes sont l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines vis-à-vis des pesticides qui ont été évaluées par des modèles de complexité variés allant des modèles fonctionnels simples aux modèles plus compliqués où le flux et les équations de transport sont appliquées de manière stochastique (D'après Jarvis et al., 1995 dans Maxe et Johansson, 1998). Elles prennent en considération les propriétés de l'aquifère mais aussi du contaminant considéré. Magiera (2000) décrit 13 méthodes de ce type dont la plupart sont utilisées pour l'évaluation de la vulnérabilité spécifique des eaux souterraines.

- **AF (Rao et al, 1985) :** C'est une méthode d'évaluation de la vulnérabilité spécifique. Son indice repose sur une estimation du temps de transfert d'un pesticide vers une nappe d'eau souterraine. Il dépend donc de la durée du transfert à travers la zone racinaire et la zone non saturée en eau (zone vadose) et du flux de pesticide émis par la zone vadose dans la nappe d'eau souterraine. Le facteur d'atténuation (AF ; Rao et al., 1985) est la solution analytique de la version simplifiée de l'équation convection-dispersion.
- **Pesticide Root Zone Model (PRZM) (Carsel et al., 1985) :** est un modèle à une dimension qui simule les mouvements et les transformations des pesticides dans les sols aux alentours de la zone racinaire des plantes. Les éléments nécessaires à l'application de la méthode, sont la concentration du pesticide, la teneur en eau du sol, le coefficient de diffusion et dispersion, la vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol et la profondeur. Ce modèle a été largement testé et il est très performant par rapport à d'autres (Baer et Calvet, 1999). En outre, il s'agit d'un des modèles utilisés dans le cadre de l'homologation des pesticides en Europe. Le critère le plus important pour le choix de PRZM est la prise en compte, avec une description homogène et équilibrée, de la plupart des processus impliqués dans le devenir des herbicides dans l'environnement (dégradation, sorption, volatilisation, lixiviation, ...).
- **EVARISK (Banton et al., 1997) :** Le logiciel EVARISK, qui a été conçu à l'Institut National de la Recherche Scientifique, est un outil visant à évaluer les risque de contamination des eaux souterraines face à diverses sources de contamination diffuses. EVARISK permet de simuler le transport de sels de déglacage, les transformations et migration des hydrocarbures miscibles, des pesticides et les fertilisants azotés. Son

application selon une approche régionale a pour but de mieux gérer et exploiter les ressources d'eau souterraine, en évaluant leur vulnérabilité par rapport aux sources potentielles de contamination. Dans le logiciel EVARISK, plusieurs données sont nécessaires (Texture et l'épaisseur des couches du sol, contenus en matière organique, en nitrate et en ammonium, déclaration de la présence d'un drain, Renseignements sur le début et la fin de la croissance, besoin en azote et en eau, profondeur des racines, informations sur les pesticides et sur les fertilisants (organiques ou chimiques) et les différentes quantités appliquées,...). Les résultats obtenus ponctuellement est une moyenne de quantité d'eau lessivée en mètre pour un an et une forte hauteur d'eau lessivée signifie une faible protection de l'aquifère.

- **AGRIFLUX (Banton et al. 1993) :** Le modèle AGRIFLUX est un outil qui a été développé pour la gestion environnementale des contaminations agricoles des eaux souterraines. C'est un modèle mécaniste-stochastique de simulation des flux d'eau, du cycle de l'azote, et de la persistance et transfert des pesticides vers les eaux superficielles et souterraines. Il est composé du module HydriFlux (flux d'eau), du module NitriFlux (transferts d'azote) et du module PestiFlux (transfert des pesticides). Les valeurs des paramètres d'entrée peuvent aussi bien être appliquées de façon déterministe que stochastique (Larocque et Banton, 1994). Les données qui peuvent être utilisées pour procéder aux simulations avec le logiciel AGRIFLUX sont les suivantes : paramètres décrivant les sols, paramètres décrivant le cycle de l'azote, paramètres décrivant les cultures et les cycles culturaux, paramètres décrivant les fertilisations et les données climatiques.
- **VULPEST (Villeneuve et al., 1897 et 1990) :** Le modèle VULPEST, qui est basé sur une approche stochastique, est destiné à l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides. Les paramètres à entrer dans le modèle sont les caractéristiques du sol (profondeur à la nappe, épaisseur de sol, nombre d'horizons, épaisseur de chaque horizon, perméabilité, porosité, densité, etc), du pesticide (nombre d'applications par an, taux d'application, profondeur d'application, etc) et de la culture (nombre de type différent de cultures, date d'émergence, date de maturation, potentiel maximum d'évapotranspiration, etc). Les principaux phénomènes modélisés sont le transport du pesticide (lié au déplacement de l'eau), le retard dans ce transport (lié à l'adsorption) et la persistance du pesticide (liée à sa dégradabilité). Le logiciel VULPEST calcule les concentrations maximales parvenant à la nappe, les concentrations moyennes annuelles et les masses cumulées.
- **VULK (Jeannin et al. 2001) :** Brouyère (2001) et Jeannin et al. (2001) ont supposé que dans le cas d'un événement de contamination accidentel, il y a trois paramètres, qui définissent la vulnérabilité d'eau souterraine dans les milieux rocheux: (a) Le temps de transit, (b) la concentration du polluant et (c) le temps durant lequel la concentration dépasse la valeur-seuil. Cinq couches sont prises en considération: l'horizon A (topsoil), l'horizon B (subsoil), l'épikarst, la zone non saturée du karst et la zone phréatique du karst. Pour lesquels, la vitesse d'écoulement, la distance (ou épaisseur), la dispersion et la dilution sont les inputs du modèle. Le polluant potentiel peut être représenté en utilisant un graphique tridimensionnel. Les axes de ces graphiques sont le temps de transfert, le niveau de concentration et le critère de durée de pollution. La valeur de vulnérabilité finale V a été alors calculée comme étant la position (la distance) d'un point défini par ses coordonnées X1, X2 et X3 (ou C_{max}/C_0 , $t_{entrée}$ et des $t_{durée}$) par rapport "au point zéro" "d'un cube de vulnérabilité".

- **FAVA (Baker et al 2002) :** c'est un modèle conceptuel, sur la base des méthodes géostatistiques (poids d'évidence, logique floue) qui implique l'estimation du temps de migration d'un contaminant conservateur de la surface de terre au "sommet de la nappe d'eau" dans un système de nappe aquifère confiné ou libre. Développée à partir de la méthode DRASTIC (Aller et al, 1987), le modèle FAVA prend en comptes les terrains karstiques de Floride. Les couches spatiales du modèle conceptuel de FAVA incluent: la surface de la terre, la perméabilité du sol, l'épaisseur des unités confinées, la profondeur de la nappe et le pourcentage de la région couverte par les conditions karstiques.

2.3 - Méthodes des Systèmes Paramétrés (MS, RS et PCSM)

Le principe de ces méthodes repose sur la sélection des paramètres ou critères (sols, géologie, profondeur de la nappe,...), considérés essentiels pour l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines. Chaque critère a une gamme de variation naturelle définie qui est subdivisée en intervalles discrétisées et hiérarchisées. Un index est attribué, reflétant le degré de sensibilité relatif à une contamination.

Les systèmes paramétrés contiennent trois principaux groupes (les méthodes à systèmes matriciels **MS**, les méthodes à systèmes indexés **RS** et les méthodes de pondération et d'indexation des paramètres **PCSM**).

2.3.1 - Méthodes à systèmes matriciels (MS)

Ces méthodes se basent sur le choix de deux paramètres, soigneusement sélectionnés, considérés comme représentatifs de la zone étudiée. Ces paramètres sont subdivisés en classes dont le nombre constitue les deux composantes de la matrice et leur combinaison donne leurs degrés de vulnérabilité (Vrba et Zaporozec, 1994).

Pour ce type, on peut citer celle élaborée par Haertle's en 1983 ainsi que celle élaborée par Engelen en 1985. Ces méthodes sont principalement utilisées dans des études à petite échelle ce qui limite leur utilisation (Adams et Foster, 1992).

2.3.2 - Méthodes à systèmes indexés (RS)

Ces méthodes utilisent plusieurs paramètres et l'indice de vulnérabilité est calculé par addition ou superposition des index de chaque intervalle. Dans les études effectuées à travers le monde, les méthodes les plus utilisées et qui ont donnée des résultats relativement fiables appliquées seules ou en comparaison avec d'autres méthodes (PCSM ou Modèle Mathématique) sont :

- **ISIS (Civita et De Regibus, 1995) :** C'est une méthode hybride basée sur l'évaluation comparative des situations hydrogéologiques existantes. Elle a été développée en prenant en considération les systèmes d'indexation et de pondération des méthodes DRASTIC, SINTACS et GOD. Les paramètres requis sont : la recharge nette moyenne annuelle, la topographie, le type du sol, l'épaisseur du sol, la lithologie de la zone non saturée, l'épaisseur de la zone non saturée, le milieu de la nappe aquifère, et son épaisseur. Le paramètre de l'occupation du sol, représentant le trait de l'impact des activités humaines, a été adopté et mesuré comme dans la méthode SINTACS. Il a été divisé en trois unités régionales : région aux conditions normales, région agricole fortement contaminée, région à drainage superficiel fort. Ce paramètre est utilisé comme un élément de pondération pour ajuster l'importance relative des paramètres directs utilisés.

- **GLA (Hölting et al., 1995)** : La méthode GLA ne prend en considération que la zone non saturée. Les atténuations des processus dans la zone saturée ne sont pas incluses dans le concept de vulnérabilité. Le degré de vulnérabilité est spécifié en fonction de l'efficacité protectrice de la couverture du sol et la zone non saturée.
- **PI - méthode (Goldsheider et al., 2002)** : Cette méthode a été développée dans le cadre de l'action COST620 à l'université de Karlsruhe (Allemagne). Elle repose essentiellement sur la caractérisation spatiale de deux critères : P pour la couverture Protectrice et I pour les conditions d'infiltration. La méthode PI est une amélioration du GLA méthode qui présente quelques lacunes dans les milieux karstiques et qui ont été pris en compte par PI. La vulnérabilité est évaluée par le produit de deux facteurs: la Couverture Protectrice (P) et les Conditions d'Infiltration (I). Le facteur de protection final π , le produit de P et I, peut être classé en cinq classes de vulnérabilité (COST 620). Un facteur protecteur $\pi \leq 1$ indique un très faible degré de protection et une vulnérabilité à la contamination extrême. La valeur $\pi=5$ signifie un degré de protection très élevé et une vulnérabilité très faible.
- **GOD (Foster, 1987)** : Comme la méthode DRASTIC, GOD est une méthode des systèmes paramétriques, conçue en Angleterre. Cette approche définit la vulnérabilité des aquifères en fonction de la résistance à la pénétration du polluant sur l'identification de trois critères. Elle définit la vulnérabilité de l'aquifère en ne considérant que 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. L'appellation de la méthode provient d'un acronyme : Groundwater occurrence (type d'aquifère en fonction de son degré de confinement) (Ca), Overall aquifer class (caractéristique de l'aquifère en terme de lithologie et porosité) (Cl) et Depth to water table (la profondeur à la nappe) (Cd). Les cotes attribuées aux classes des différents paramètres sont inférieures ou égales à "1" et l'indice GOD (I_{God}), qui permet d'évaluer la vulnérabilité de l'aquifère à la pollution, est obtenu par la multiplication de ces trois paramètres. Les indices GOD sont compris entre "0" et "1" le degré de vulnérabilité augmente avec l'indice I_{God} .
- **COP (Vias et al., 2002)** : Le laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université de Malaga (Espagne) a développé cette méthode dans le cadre de l'action COST 620. Cette méthode utilise les paramètres suivants :
 - ✓ **C : concentration du flux**, qui fait la distinction entre une recharge au travers de pertes (scenario A) et le reste du bassin d'alimentation (scenario B) ;
 - ✓ **O : couverture protectrice** située au dessus de l'aquifère, constituée par le sol et les autres formations lithologiques ;
 - ✓ **P : précipitation** en considérant la quantité et l'intensité des précipitations à l'échelle du bassin d'alimentation considérée.

Les indices de cette méthode sont obtenus par multiplication des valeurs attribuées aux trois paramètres et ils sont compris entre 0 et 5.

- **AVI (Van Stempvoort et al. 1992)** : Développée à Canada, AVI (Aquifer Vulnerability Index) mesure la vulnérabilité selon la résistance hydraulique (c) d'un aquitard au flux vertical. Ce facteur théorique (C) est calculé à partir de l'épaisseur (d) de chaque couche sédimentaire et de la conductivité hydraulique (k) de chacune de ces couches. La dimension de C est le temps et il peut être utilisé comme une évaluation du temps de

migration verticale d'eau à travers les couches non saturées. Ainsi, une résistance hydraulique (c) faible, suppose une vulnérabilité importante et celle élevée suppose une vulnérabilité faible. Cependant, une carte de vulnérabilité peut être déduite en calculant le logarithme 10 de la résistance hydraulique (c).

2.3.3 - Méthodes de pondération et d'indexation des paramètres (PCSM)

Ces méthodes utilisent la même approche que les méthodes à index (RS) ; la différence réside dans l'utilisation d'un système de pondération (coefficient multiplicateur) des différents index des paramètres. Ce système de pondération permet d'attribuer une importance relative plus importante à un paramètre par rapport aux autres dans l'évaluation générale de la vulnérabilité des eaux souterraines.

Les méthodes de pondération et d'indexation des critères sont largement utilisées. Malgré qu'elles sont subjectives et présentent la vulnérabilité intrinsèque de manière qualitative, ces méthodes sont rapides et faciles à mettre en œuvre. Les difficultés qui apparaissent dans leur élaboration reviennent aux choix des critères et l'attribution des côtes et des poids.

- **DRASTIC** : La méthode a été développée par l'Agence Américaine de la Protection de l'Environnement (EPA) aux Etats-Unis en 1985 et Aller et al. En 1987 afin d'estimer le potentiel des eaux souterraines vis-à-vis de la pollution. Cette méthode permet d'évaluer la vulnérabilité verticale en se basant sur 7 paramètres : D : Depth to water (profondeur de la surface piézométrique), R : net Recharge (infiltration efficace) ; A : Aquifer media (milieu aquifère) ; S : Soil media (type de sol) ; T : Topography (pente du terrain) ; I : Impact of the vadose zone (incidence de la zone non saturée) et C : hydraulic Conductivity (conductivité hydraulique). Chaque paramètre est cartographié avec une note allant typiquement de 1 à 10. Un facteur de pondération est ensuite appliqué aux différents paramètres afin de relativiser leur importance respective en terme de vulnérabilité. La méthode propose deux systèmes de pondération suivant l'occupation du sol et les pratiques agricoles importantes (pesticides). Cette méthode sera détaillée dans le chapitre III de ce travail comme il fera l'objet d'une application dans le chapitre IV.
- **SINTACS (Civita, 1994)** : La méthode SINTACS est la version italienne de la méthode DRASTIC : c'est une adaptation de la méthode DRASTIC aux conditions méditerranéennes. Cette méthode de vulnérabilité verticale intrinsèque prend en considération les mêmes paramètres que la méthode DRASTIC. Un poids compris entre 1 et 5 est attribué à chacun d'eux et chaque paramètre est classé en plusieurs classes, dont chacune est associée à une côte variant de 1 à 10. La spécificité de cette méthode par rapport à la méthode DRASTIC est qu'elle propose cinq scénarios différents de vulnérabilité : Scénario «Impact Normal», Scénario «Impact Sévère», Scénario «Drainage Important à partir d'un réseau superficiel», Scénario «Terrain très karstifié» et Scénario «Terrain très fissuré».
- **DRASTIC Modifiée (Sinan et al., 2003)** : La méthode SINAN est basée sur les paramètres relatifs à la recharge, au sol (pente et nature lithologique) et à la zone non saturée (nature et épaisseur). Cette méthode considère que seuls ces paramètres interviennent dans la transmission de la pollution vers la nappe à partir de la surface du sol. Les mêmes notes et poids que ceux de la méthode DRASTIC sont attribuées par cette méthode. Cette méthode bien qu'elle soit basée sur 5 paramètres pris en compte en DRASTIC, on peut la considérer comme une amélioration de cette dernière.

➤ **Méthode IDPR/ZNS (BRGM)**

L'analyse simplifiée de la vulnérabilité des eaux souterraines est fondée sur la combinaison de deux critères (Mardhel et Gravier, 2005) :

- ✓ L'épaisseur de la zone non saturée (ZNS) ;
- ✓ L'indice de développement et de persistance des réseaux (IDPR) qui tend à unifier et simplifier l'approche géomorphologique relative à la nature des formations de couverture des premières nappes rencontrées.

Elle permet une analyse régionale simplifiée de la vulnérabilité des eaux qui en l'absence de données précises du milieu saturé, s'applique aux nappes dites phréatiques. Cette méthode simplifiée de la BRGM bien qu'elle ne se base que sur deux paramètres sa complexité est dans la détermination du critère IDPR qui nécessite des données détaillées et précises sur le site étudié.

- **TCR (Amharref et al., 2001 et 2007 ; Bernoussi et Amharref, 2003) :** Dans cette approche la vulnérabilité est définie en partant d'une évaluation quantitative des mécanismes de transfert d'un polluant qui repose sur une conceptualisation multicouche du milieu traversé. L'indice a été défini en tenant compte de trois paramètres caractérisant le transfert d'un polluant depuis la surface 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 de la concentration C_p de l'eau en polluant à l'arrivée au niveau de la nappe par rapport à la concentration initiale C_p de l'eau polluante) et le degré de recharge R'/R (rapport de la recharge efficace par rapport à la recharge potentielle). Cet indice traduit qu'une zone est vulnérable si le produit polluant atteint la nappe en un temps court et avec une concentration élevée. Il représente la somme pondérée de l'effet des trois paramètres sur la vulnérabilité. Les coefficients de pondération α , β et γ , sont déterminés par des tests de sensibilité suivis d'analyses de régression linéaire multiples réalisées sur des puits témoins (Amharref et al., 2007). Cette méthode fera l'objet d'une application dans le présent travail, elle sera détaillée dans le chapitre III.

- **EPIK (Döerfliger, 1996 ; Döerfliger et Zwahlen, 1997) :** C'est la première méthode dédiée spécifiquement aux aquifères karstiques. Elle a été développée dans le but de délimiter les périmètres de protection des captages, conformément à la législation suisse, à partir d'une base cohérente et rigoureuse. La méthode est systématique puisqu'elle propose une analyse détaillée du bassin d'alimentation de la source karstique découpé en un maillage régulier. Elle est basée sur quatre critères : Epikarst ; Protective Cover (couverture protectrice: sol) ; Infiltration Conditions (conditions d'infiltration) ; Karst network développement (développement du réseau karstique). Ces critères correspondent à quatre aspects spécifiques de l'organisation des écoulements au sein d'un aquifère karstique. Après détermination des limites du bassin d'alimentation de la source ou du captage étudié et l'évaluation des quatre critères, la valeur du facteur F est calculée par la somme pondérée des quatre paramètres utilisés.

- **RISKE (Petelet-Giraud et al., 2000), RISK (Petelet-Giraud et al., 2001) et RIPK (RISKE 2)(Plagnes et al., 2006) :** Ces méthodes multicritères à index avec système de pondération ont été développées afin d'estimer la vulnérabilité des aquifères karstiques. Elles se basent sur les critères suivant : nature de la Roche aquifère ; Infiltration ; Sol ; Kartification et Epikarst (non pris en compte en RISK). Dans RISKE, le critère E permettait de cartographier les morphologies karstiques de surface. Dans RIPK, il qualifie la présence ou non d'un épikarst pouvant constituer un aquifère temporaire de stockage en subsurface. Les caractéristiques physiques et spatiales (épaisseur,

fracturation, remplissage, continuité latérale) de l'épikarst seront prises en compte dans la définition du nouveau critère « E » (Fontaine L., 2004 ; Plagnes V. et al., 2006). Le critère « P » englobe les deux critères « S » et « E » dans des combinaisons entre leur indices pour définir les valeurs d'indices « P ». le critère I distinguera les zones d'infiltration concentrée et rapide de celles où l'infiltration est plus lente et diffuse. Pour cela, une étude des pentes (déjà utilisées pour « RISKE ») et de la morphologie karstique de surface (auparavant définie dans le critère E) sera couplée. La méthode RISK ne prend en considération que les quatre premiers critères de RISKE.

- **SCAM3 (Soil Contaminant Attenuation Model) (Zaporozec, 1985) :** C'est la troisième version de SCAM, elle évalue la capacité des différents types de sol à atténuer le mouvement des contaminants introduits à la surface, en se basant sur sept paramètres (Tableau 2). L'indice potentiel de contamination est la somme des côtes attribuées à chaque paramètre.

Tableau 2 : Paramètres de la méthode SCAM3

Paramètre	Descriptif
Ta	Texture de l'horizon A de surface
Tb	Texture de l'horizon B du sous-sol. C'est la texture la plus fine du matériel qui dépasse 30% de l'épaisseur totale de l'horizon B. Si une des textures ne dépasse pas 30%, la texture du sous-sol est la couche dont la texture affecte le potentiel de contamination de la manière la plus significative.
pH	pH de l'horizon de surface
D	la profondeur du sol altéré (altération du niveau A et B) est la profondeur de la surface au sommet des horizons C ou R qui viennent en premier. Pour les sols de distinction b, la profondeur des sols est la distance de la surface au fond des horizons 2O, Ab, Bb, Eb ou le sommet de l'horizon Cb qui est plus profond etc pour les entisols, les histosols, les sols érodés, les sols très érodés.
Dr	classe de drainage de sol réfère à la fréquence et la durée des périodes de saturation ou aux saturation partielles qui existe pendant le développement des sols (Glocker et Patzer, 1978).
P	perméabilité des horizons du sous-sol par une cote si la description des séries de sol indiquent que le roc est trouvé en dedans de 20 pouces à partir de la surface, ou si le roc est présent dans l'unité de sol cartographiée en dedans des 40 pouces de la surface. La perméabilité du sous-sol est déterminée à partir de la classe de taille de particules.
O	contenu en matière organique de l'horizon de surface ou de 0 à 6 pouces de profondeur à partir de la surface.

- **DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003) :** La méthode DISCO, méthode multicritère a été développée pour les aquifères fissurés très hétérogènes exploités par des captages vulnérables, afin d'offrir une méthode d'aide pour la délimitation des périmètres de protection. Cette méthode s'insère dans une procédure méthodologique plus générale de délimitation des périmètres de protection en milieu fissuré. Elle repose sur la caractérisation de deux à trois paramètres :
 - ✓ Discontinuités qui caractérisent le transfert d'eau au sein de l'aquifère fissuré entre la zone d'infiltration et le captage ;

- ✓ Couverture protectrice - Sol qui a pour effet de retarder ou de déplacer l'effet protecteur du sol et des couches géologiques au dessus de l'aquifère ;
- ✓ Infiltration / Ruissellement comprenant tous les processus à la surface avant l'infiltration.

L'évaluation de l'influence combinée de ces trois paramètres permet de déterminer un facteur de protection naturel en tout point du bassin d'alimentation. L'application de la méthode «DISCO» consiste à calculer le facteur de protection intermédiaire Fint pour chaque polygone élémentaire du bassin d'alimentation. Dans le cas où Fint est faible, on prend en compte le paramètre «ruissellement» pour déterminer le facteur de protection final F,

- **SEEPAGE (System for Early Evaluation of the Pollution Potential of Agricultural Groundwater Environments) (Moore, 1988)** : cette méthode est en partie une combinaison des paramètres sélectionnés des systèmes DRASTIC et SCAM (Bridson et al., 1994) (Tableau 3).

Tableau 3 : Paramètres de la méthode SEEPAGE

Paramètre	Explication
D	Distance entre le site et le point d'utilisation de l'eau (pieds) est la distance horizontale entre le site et le point d'utilisation de l'eau ou le point concerné comme ligne de propriété.
L	Pente du terrain qui est la pente de la surface du terrain au niveau du site en pourcentage
W	Profondeur de la nappe (pieds) déterminée en estimant la profondeur la plus haute de la nappe qui est sous l'élévation de la base du site plus de 5% de l'année
V	Matériel de la zone vadose (lithologie) définit comme matériel non saturé ou non saturé discontinue qui se trouve au-dessus du niveau de la nappe et sous la surface du sol
A	matériel de l'aquifère (lithologie) définit comme le matériel géologique saturé qui fournira une quantité suffisante d'eau
Sd	Profondeur du sol (pouces)
At	Potentiel d'atténuation des sols cotés, basé sur les indices numériques de 6 caractéristiques physiques et chimique des sols pour chaque unité de sol cartographiable. Ces caractéristiques incluent: (Ta) la texture de l'horizon de surface A, (Tb) la texture du sous-sol, (pH) le pH de l'horizon de surface, (O) le contenu en matière organique de la couche de surface du sols minéral, (P) la perméabilité du dernier horizon perméable dans le profil (sous l'horizon (A). et (Dr) la classe de drainage des sols.

Les sept paramètres utilisés ont été sélectionnés, en premier lieu, pour leur facilité d'utilisation, alors que les informations non disponibles ou non développées facilement n'ont pas été considérées dans le système. L'information utilisée pour les paramètres est la même, mais le poids affecté à chaque paramètre varie selon que la source de pollution soit ponctuelle (venant d'un site spécifique) ou diffuse (Moore, 1989 ; Bridson et al., 1994).

- **SI (Ribeiro, 2000) :** La méthode SI (Susceptibilité Index) ou méthode d'indice de susceptibilité est une méthode de vulnérabilité verticale spécifique, développée au Portugal pour tenir compte du comportement des polluants d'origine agricole, principalement les nitrates. Cette méthode prend en considération cinq paramètres. Les quatre premiers paramètres sont identiques aux quatre paramètres déjà pris en compte dans la méthode DRASTIC. Le cinquième nouveau paramètre introduit est le paramètre « occupation des sols » (OS). La classification utilisée pour ce paramètre est la classification Corine Land Cover. Une valeur appelée facteur d'occupation des sols et notée LU, variant de 0 à 100, est attribuée à chaque classe d'occupation des sols. Les cotes attribuées aux différentes classes de ces paramètres dans la méthode DRASTIC ont été conservées. Par contre, les poids attribués aux paramètres SI varient de 0 à 1 selon l'importance du paramètre. Les valeurs des indices de vulnérabilité SI obtenues sont classées en quatre degrés de vulnérabilité allant du moins vulnérable au plus vulnérable.

3 – Les principaux paramètres intervenant dans l'évaluation de la vulnérabilité

L'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque peut prendre en compte des paramètres relevant de trois milieux bien définis : le sol, la zone non saturée (ZNS) et la zone saturée (ZS). Ces paramètres sont sensés agir naturellement sur la nature ou/et la concentration du contaminant soit sur son temps de transfert. Margat et Suares-Prascandola en 1987, affirment que les facteurs hydrogéologiques fondamentaux sur lesquels les cartes doivent se baser sont la profondeur de la nappe, la perméabilité des dépôts sus-jacents, la connexion entre les eaux de surface et souterraines et la vitesse moyenne des écoulements souterrains. Tandis que, pour Vrba et Zaporozec, les principaux paramètres, généralement, pris en compte pour l'évaluation de la vulnérabilité sont : le type de sol, la zone saturée, le type d'aquifère et la recharge et les paramètres secondaires sont : la topographie et la couche géologique sous-jacente de l'aquifère. Les paramètres utilisés par les différentes approches, qui diffèrent selon les auteurs et les territoires pour lesquels ils ont été conçus, ne sont pas forcément caractérisés de la même manière. En effet, l'évaluation des paramètres diffère d'une méthode à l'autre et les paramètres pris en compte par certains auteurs peuvent être utilisés pour la détermination d'un autre paramètre (sous paramètre) pour d'autres. En plus, pour les méthodes paramétrées, les notes assignées et les coefficients de pondérations d'un paramètre donné, varient d'une méthode à l'autre selon les particularités des territoires dans lesquelles elles sont appliquées. Les méthodes SEEPAGE et SI utilisent certains paramètres pris en compte par l'approche DRASTIC comme (profondeur de la nappe, topographie,...). En revanche, le système de pondération de ces paramètres diffère d'une méthode à l'autre. Il est entre 1 et 5 dans l'approche DRASTIC, alors que pour la méthode SI ces coefficients prennent des valeurs entre 0 et 1.

➤ La recharge

La recharge des eaux souterraines est le flux d'eau qui atteint la nappe phréatique, formant un ajout dans le réservoir des eaux souterraines pendant une période de temps spécifiée. Cette eau permet de transporter le polluant, de la surface de la terre vers la zone saturée en traversant la zone non saturée. Généralement, plus la quantité d'eau est importante, plus la possibilité de contaminer la nappe est élevée. Elle est généralement exprimée en recharge net annuel. La quantité et la qualité de recharge affecte de manière significative les processus physiques et chimiques dans le système sol-roche souterraines (Vrba et Zaporozec, 1994).

Il s'agit d'une notion complexe qui dépend d'un grand nombre de processus et de facteurs tels que les précipitations, les caractéristiques du sol, la végétation, l'utilisation des terres et la topographie.

La recharge, un attribut de première importance, doit toujours être pris en considération dans l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines, en particulier dans les cartes à moyenne et à petite échelle ou lorsque la vulnérabilité à la sécheresse est évaluée (Vrba et Zaporozec, 1994). Elle peut être évaluée sur la base de mesures sur le terrain, dérivée de l'équation d'équilibre de l'eau, ou estimée à l'aide de photographies aériennes ou d'images satellites.

Plusieurs auteurs européens ont intégré ce paramètre pour l'évaluation de la vulnérabilité (Breeuwsma et al, 1986 ; Civita, 1990a ; Hafen et al., 1989 ; Holmberg et al, 1987 ; Josopiat et Schwerdtfeger, 1979 ; Marcolongo et Pretto, 1987). L'importance de l'évaluation de ce paramètre diffère d'un concept à l'autre selon la diversité des approches et les particularités des territoires. Dans le modèle DRASTIC (Aller et al, 1987), le paramètre recharge a été considéré avec un poids de (4). Tandis que, dans l'approche TCR, le troisième paramètre pris en considération est le degré de recharge (recharge effectif/ recharge potentielle (précipitation)) et son importance est à déterminer par les tests de sensibilité.

➤ **Type de sol**

Le sol a un impact considérable sur la quantité et la qualité de l'eau susceptible de s'infiltrer pour atteindre la nappe et par conséquent sur la migration verticale des polluants à travers la zone non saturée (Sener et al., 2009). Le sol influence ainsi, le temps de migration des contaminants vers la nappe (Al Hallaq et Elaish, 2011). Les différentes données relatives au paramètre sol sont généralement disponibles auprès de divers organismes. On peut les obtenir par des mesures sur le terrain, à partir de documents publiés, des photographies aériennes et des images satellites.

➤ **Profondeur à la nappe/épaisseur de la zone non saturée**

Le paramètre profondeur à la nappe représente la distance verticale traversée par un contaminant depuis la surface du sol jusqu'à la nappe. La profondeur du plan d'eau est un paramètre important, elle détermine l'épaisseur des matériaux à travers lesquels un contaminant peut circuler avant d'atteindre le plan d'eau. D'après Vrba et Zaporozec (1994), les principaux facteurs influençant l'atténuation des contaminants dans la zone saturée sont le type de matériel, la perméabilité verticale et l'épaisseur de la zone vadose. Ces deux derniers critères, bien qu'ils soient paramétrables, leurs effets sur les polluants s'avèrent difficilement prévisibles et quantifiables (Landreau, 1996).

Les photographies aériennes et les images satellites fournissent des informations de moindre valeur, en particulier lorsque la zone non saturée est stratifiée et épaisse. Toutefois, il est plus difficile et plus coûteux d'obtenir des données sur la zone non saturée que sur le sol.

➤ **La zone saturée**

La zone saturée constitue un système hétérogène, et sa vulnérabilité devrait être différenciée horizontalement (zones d'alimentation et d'évacuation) et verticalement (oxydation, zones de réduction) et conformément au système d'écoulement souterrain existant, d'extension géographique (régionale ou locale) ou de profondeurs variées (superficielles ou profondes) (Vrba et Civita, 1994). D'après ces auteurs, les principaux paramètres pour l'évaluation de la vulnérabilité comprennent la nature de l'aquifère et sa géométrie, la porosité, la perméabilité, les propriétés d'emmagasinement, la transmissivité et le sens d'écoulement. Vrba et

Zaporozec (1994), ont ajouté, en plus des caractéristiques précitées, que le sens d'écoulement est affecté par la taille des grains, l'agencement des grains, les propriétés chimiques des grains, la taille des pores, la conductivité hydraulique et les gradients. Par ailleurs, les critères relatifs à la zone saturée ne sont pas toujours pris en compte dans la détermination de la vulnérabilité du fait que, la nappe est considérée comme vulnérable, dès l'instant où le polluant l'atteint. En effet, ces auteurs pensent que seulement la facilité et la rapidité suivant lesquelles des matières polluantes d'origine superficielle peuvent atteindre l'eau souterraine doivent être considérés (Allier et al., 2008).

- ***La nature de l'aquifère***

La définition de la nature de l'aquifère (nappe libre, semi captive ou captive) est très importante et doit toujours être considérée dans la détermination de la vulnérabilité des eaux souterraines (Vrba et Civita, 1994). En effet, l'absence d'horizon imperméable entre la surface et le toit d'une nappe libre lui confère un caractère plus vulnérable qu'une nappe captive protégée par des formations imperméables (Allier et al., 2008).

- ***Conductivité hydraulique de l'aquifère***

Cette notion réfère à la capacité des matériaux de l'aquifère à transmettre l'eau. Ainsi, la conductivité hydraulique est contrôlée par l'interconnexion des espaces vides dans l'aquifère qui peut être une conséquence de la porosité inter granulaire, des fractures, etc. Ce paramètre dépend de la nature et de la texture des matériaux constituant l'aquifère et plus un réservoir est constitué de détritiques grossiers, plus sa perméabilité est élevée et par conséquent la pollution peut se propager plus facilement dans l'aquifère (Alassane, 2004). L'importance de la conductivité hydraulique est particulièrement soulignée et l'obtention de données représentatives sur les paramètres de l'aquifère est plus coûteuse en comparaison avec les données sur le sol et la zone non saturée.

- ***Taille de l'aquifère***

La taille de l'aquifère est une caractéristique peu utilisée, pourtant un aquifère épais de grande étendue favorisera l'atténuation des contaminants solubles grâce au processus de dilution (Vrba et Zaporozec, 1994 ; Fagnan, 1998).

➞ Topographie

La topographie est un attribut important, qui influe sur la recharge, le développement du sol, le flux des eaux souterraines et sur la vitesse (Vrba et Zaporozec, 1994). Le terme de topographie fait référence à la pente et à sa variation sur la surface du sol. Elle influe sur le développement des sols et indirectement sur l'importance de l'atténuation d'un contaminant par le sol. En effet, les faibles pentes procurent des conditions favorables à l'infiltration et par conséquent, seront considérées comme fortement vulnérables. Ce paramètre est pris en compte par plusieurs méthodes (DRASTIC, SEEPAGE,...) et sa caractérisation et son importance diffère d'une méthode à autre.

4 – Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines

➤ Objet des cartes de vulnérabilité

L'évaluation de la vulnérabilité permet de délimiter les zones qui sont plus susceptibles que d'autres à être contaminés par les activités, à/ou près de, la surface de la terre (Babiker et al. 2007). La cartographie de la vulnérabilité consiste généralement à présenter les résultats des diverses méthodes d'évaluation utilisées en classes (fourchettes de valeurs). Ceci, afin de délimiter les zones les plus affectées en les comparant avec les différentes autres zones (Duchaine, 1998). En conséquence, certaines zones terrestres sont plus vulnérables à la contamination des eaux souterraines que d'autres (Napolitano, 1995). L'échelle des cartes de vulnérabilité contrôle le contenu de la carte et peut être choisie en fonction de l'objectif de la carte, les caractéristiques et la complexité des conditions hydrogéologiques et la précision requise pour résoudre les problèmes environnementaux posés. L'échelle joue un rôle important car il influe sur la précision et le niveau de généralisation des données ainsi que les valeurs des paramètres tracés.

La première carte conçue a été réalisée en France par Albinet (1970) à l'échelle 1/1 000 000. Elle était à faible échelle, assez simple et non précise. La phase ultérieure dans l'élaboration de cartes de vulnérabilité a été caractérisée par la transition vers des cartes de vulnérabilité à plus grande échelle, couvrant des unités territoriales plus petites. Depuis le début des années 1980, un nombre considérable de cartes de vulnérabilité des eaux souterraines ont été publiées dans le monde entier, exprimant surtout la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination (Vrba et Zaporozec, 1994).

➤ Classification des cartes

Les cartes de vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraines servent à montrer quelles sont les possibilités de pénétration et de propagation des polluants dans les aquifères en tenant compte de la nature des terrains rencontrés en surface et les conditions hydrogéologiques (Murat, 2000). Différents critères peuvent être appliqués à la classification des cartes environnementales. Selon Vrba (1984), les cartes de vulnérabilité des eaux souterraines sont classées comme cartes à objectifs spéciales ou cartes environnementales appliquées. En 1989, plusieurs auteurs ont essayé de classer les cartes de vulnérabilité selon plusieurs critères. Sarin a considéré les cartes de vulnérabilité de l'aquifère comme des cartes hydrogéologiques à usage spécial compilées sur une grande échelle et indispensables pour la planification urbaine. Margat quand à lui a considéré que le concept de cartes de vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination comme trop complexe et diversifié pour être résumé en une seule carte et a recommandé de compiler plusieurs cartes montrant des informations plus concrètes et précises sur la vulnérabilité des eaux souterraines à un contaminant spécifique. Tandis que, Zaporozec (1989) définit les cartes de vulnérabilité des eaux souterraines comme une subdivision des cartes de protection des eaux souterraines. Il les a classées (selon leur taille) en locales, régionales et nationales. En (1989) Struckmeier, a proposé de classer les cartes en cartes statiques à faible fiabilité et faible niveau d'information, généralement construites à une petite échelle et utilisées à des fins de gestion et de protection (carte de vulnérabilité des eaux souterraines) et cartes dynamiques à grande échelle et à forte fiabilité (cartes hydrogéologiques spécialisées) (Tableau 4).

Tableau 4 : Système de classification des cartes hydrogéologiques selon Struckmeier (1989)

Utilisation possible Niveau d'information	Faible (informations de sources variées, peu nombreuses et hétérogènes)	Avancé (programmes d'investigation + systématiques, informations plus fiables)	Fort (+ de systèmes d'analyse hydrogéologiques et de modèles d'eaux souterraines)
Reconnaitances et explor	Cartes hydrogéologiques régionales (cartes des aquifères)	Cartes des paramètres hydrogéologiques (recueil de cartes, atlas)	Cartes des systèmes d'eaux souterraines régionales (représentations de modèles conceptuels)
Plan et développement	Cartes des ressources potentielles en eaux	Cartes hydrogeologiques spécialisées (cartes de planification)	Représentation graphique dérivée des systèmes d'information géographiques (cartes, sections, diagrammes perspectives, scénarios)
Gestion et protection	Cartes de vulnérabilité des eaux souterraines		
Utilisation possible Paramètres de représentation	statique	Dépendance au temps → Dynamique	
	Faible	Fiabilité → Forte	
	Faible	Coût par unité d'aire → Forte	
	Large	Aire représentée → Petite	
	Petite	Echelle → Large	

Plus tard, en 1994, en se basant sur les aperçus précédents, Vrba et Zaporozec ont recommandé que les cartes de vulnérabilité des eaux souterraines soient placées dans un système de classification des cartes d'environnement comme cartes d'interprétation spéciale. L'échelle, l'objet, le contenu et la représentation graphique ont une influence décisive sur la classification de la carte de vulnérabilité. En 1996, Landreau présume que les objectifs des cartes de vulnérabilité peuvent être généraux ou précis et que l'expression cartographique de ces objectifs doit être exprimée sous différentes échelles.

En générale, les cartes conçues pour l'orientation de la politique générale ou pour la gestion de la qualité des ressources sont d'ordre régional. Tandis que, celles qui sont destinées à la sensibilisation ou à l'éducation, à la protection des ressources en eau souterraine sont généralement à petite échelle et la communication est privilégiée par rapport au contenu technique de la carte. Lorsqu'il s'agit d'un document permettant d'orienter la décision pour l'aménagement ou pour la protection des ressources en eau, la carte est à échelle régionale ou locale. En effet, dans ce cas la carte de vulnérabilité, en association avec d'autres documents, doit être suffisamment précise et adaptée aux enjeux des décisions à prendre (Landreau, 1996) (Annexe A).

CHAPITRE III : LA VULNERABILITE DES AQUIFERES EST ELLE STATIQUE OU DYNAMIQUE ?

1- Problématique

La vulnérabilité a été définie comme une propriété intrinsèque naturelle « immuable » des zones saturées et non saturées d'un système aquifère (Vrba, 1991). Elle dépend de la capacité de ce système à faire face à des processus naturels et des impacts humains. Par ailleurs, d'autres auteurs ont considéré que la vulnérabilité est un élément de l'évaluation du *risque* et distinguent la notion du *risque* « évolutif » de celle de la vulnérabilité « immuable » (Ricour, 1988, 1991 ; Blanchard, 1993). En 1996, Landreau a fait la distinction entre les deux notions différentes du concept de vulnérabilité : la vulnérabilité intrinsèque, qui ne tient compte que des facteurs physiques influençant le mouvement d'un polluant vers la nappe (intemporels), et la vulnérabilité spécifique, qui ajoute la prise en compte du polluant (évolutif). Dans des études plus récentes, Vernoux et al en 2007 ont également défini la vulnérabilité comme une notion indépendante du temps et que les conditions de protection des eaux souterraines, du sol et à la surface de la nappe sont invariables.

Par ailleurs, les auteurs de la plus part des méthodes considèrent que la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère ne dépend que des facteurs physiques naturels qui assurent sa protection. Ces facteurs ont été jugés peu susceptibles de varier dans le temps (Seguin et Baudry, 2002 ; Schnebelen et al. 2002 ; Martin, 2005 ; Allier et al. 2008). Cependant certains paramètres, utilisés dans ces méthodes, sont susceptibles de varier dans le temps tels que le niveau piézométrique, le temps de transit, l'épaisseur de la zone non saturée, la recharge,... etc.

Ces paramètres pris en compte, directement comme paramètres ou comme sous paramètres, par les méthodes d'évaluations de la vulnérabilité intrinsèque varient avec le temps et par conséquent, l'indice de vulnérabilité change. Ce constat fort, nous impose une série questions dont on cite :

1. La vulnérabilité intrinsèque d'une nappe, évaluée par des méthodes utilisant des paramètres variables dans le temps, est-elle aussi variable ? Autrement dit, la carte de vulnérabilité intrinsèque d'une nappe caractérise-t-elle une situation statique ou évolutive ?
2. Quel est le degré de variabilité de vulnérabilité, élaborée par la même méthode, mais pour des années hydrologiques distinctes ?
3. L'application d'une autre méthode utilisant des paramètres qui sont aussi variables avec le temps, sur la même zone d'étude et pour les mêmes années pluviométriques, aura-t-elle le même effet sur l'indice de vulnérabilité ?
4. L'application de deux méthodes d'évaluation de la vulnérabilité, sur la même zone d'étude et pour les mêmes années pluviométriques, donnera-t-elle le même résultat (même carte de vulnérabilité) ? Dans le cas échéant, quel est le degré de conformité et de dissimilitudes de ces cartes ?
5. Quelles sont les causes de la variabilité des résultats dans le cas de l'utilisation de deux méthodes ?

6. En fin, l'utilisation des cartes de vulnérabilité comme outils d'aide à la décision dans l'aménagement des territoires compromet-elle désormais la protection des ressources en eau ?

2 – Objectifs

Les cartes de vulnérabilité des nappes souterraines à la pollution des eaux souterraines sont des outils de base en matière de l'aménagement des territoires. Elles servent à identifier les zones les plus exposées à des potentielles de pollutions et où des mesures de protection sont nécessaires (Margat et Suais-Parascandola, 1987). Elles prennent en compte les différents facteurs physiques déterminant le degré d'exposition de ces aquifères à la pollution à partir de la surface du sol (Albinet et Margat, 1970). Toutefois, les auteurs des différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité n'ont pas tenu compte du fait que certains paramètres, pris en considération, sont susceptibles de varier dans le temps tels que le niveau piézométrique, la recharge, la pluviométrie, etc.

L'objectif de ce travail est de montrer que la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère est dynamique et change en fonction du temps. Pour cela nous avons évalué la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère de R'Mel (Maroc) en utilisant deux méthodes différentes pour deux années pluviométriques distinctes.

Pour montrer que la vulnérabilité intrinsèque est évolutive et change avec le temps, la méthodologie suivie dans ce travail s'est basée sur trois étapes principales :

- La première est l'évaluation de la vulnérabilité par l'application d'une méthode de vulnérabilité sur la même zone d'étude pour deux années distinctes. Les cartes obtenues seront comparées et interprétées entre elles ;
- Dans un deuxième temps une deuxième méthode sera appliquée, sur la même zone d'étude et pour les mêmes années ;
- Finalement, les cartes de vulnérabilité obtenues, par l'application de ces deux méthodes et pour les deux années distinctes seront interprétées et comparées deux à deux afin de déterminer le degré de conformité et identifier les causes de ces différences.

La comparaison statistique des cartes de vulnérabilité obtenues deux à deux nous permettra d'évaluer le degré d'accord d'attribution des indices de vulnérabilité sur le territoire de la zone d'étude. Bien plus, cette étude statistique, nous permettra de mettre en évidence les variations d'indice de vulnérabilité d'une méthode à l'autre et d'une carte à l'autre.

L'étude statistique sera menée par quatre types d'analyse :

- ✓ analyse de surface ;
- ✓ analyse de fréquence (test de kappa) ;
- ✓ analyse détaillée des données relatives aux différents paramètres et des deux indices de vulnérabilité ayant été évaluées différemment par les deux méthodes et pour les deux années. Cette dernière analyse s'avère indispensable pour pouvoir valider au mieux les cartes obtenues avec les caractéristiques de la zone d'étude ;
- ✓ analyse détaillée de la conception des deux approches afin d'expliquer les dissimilitudes entre les différentes cartes obtenues.

3 – Méthodologie : Méthodes et outil

➤ Le choix des méthodes et de la zone d'application

Les définitions de vulnérabilité intrinsèque et spécifique, généralement reconnues et acceptées, n'impliquent, cependant pas, une approche standardisée de la cartographie de la vulnérabilité. Les environnements hydrogéologiques sont beaucoup trop divers pour que l'on puisse appliquer une méthode de détermination unique. De ce fait, il n'existe aucune définition rigoureuse de la vulnérabilité des eaux souterraines ni aucune technique standard pour son estimation (Vrba et Zaporozec, 1994). Plusieurs méthodes d'estimation de la vulnérabilité ont été développées à travers le monde, ce qui rend le choix d'une méthode appropriée, pour une zone donnée, très difficile. Cependant, afin d'avoir un rapport coût/fiabilité d'estimation, ce choix peut être guidé par le but de l'évaluation de la vulnérabilité, les conditions d'utilisation de la méthode, la quantité d'information disponible et le nombre de paramètres utilisé (Murat, 2000).

Pour la présente étude, vu que la densité de points de données est moyenne, il s'avère plus judicieux d'appliquer des méthodes à cotation numérique. Les méthodes choisis pour cette étude sont DRASTIC (Aller et al., 1987) et TCR (Amharref et al., 2001, 2007 ; Bernoussi et Amharref, 2003) pour deux années distinctes : 2003 et 2005.

Ces méthodes sont des méthodes paramétriques, mais le nombre de paramètres utilisé n'est pas le même. Le choix de ces deux méthodes a été motivé par la quantité et la qualité de l'information disponible et le type des données nécessaires à leur application. L'incorporation des résultats dans un système d'information géographique (SIG) nous a permis de structurer et d'intégrer l'information disponible ce qui a facilité la réalisation des cartes thématiques et les cartes de vulnérabilité finales des deux méthodes.

L'application de ces deux méthodes a été effectuée sur l'aquifère de R'Mel. Cet aquifère côtier, d'environ 245 km² de superficie, est situé au Nord Ouest du Maroc et fait partie du bassin du Bas-Loukoss au Sud de la ville de Larache. Il constitue la réserve la plus importante en eau souterraine dans la partie Nord-Ouest du Maroc. Cet aquifère est menacé par des pollutions d'origines variées, du fait de l'intensification des activités agricoles et industrielles que connaît la région.

➤ Outil utilisé

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont des outils performants par excellence pour l'étude de l'environnement et la modélisation spatiale des phénomènes naturels (Goodchild, 1996). Ils permettent l'analyse et le traitement de grandes masses de données spatiales et facilitent également l'élaboration des cartes de vulnérabilités des aquifères. En effet, ces logiciels facilitent les analyses multicritères et les mises à jour des modèles élaborés (Kaid Rassou, 2009). Le Système d'Information Géographique (SIG) compte parmi les nouvelles techniques informatiques destinées au domaine de prévision et d'intervention puisqu'il répond à une problématique de gestion, de planification et d'aménagement (Gaaloul, 2009). Pour la réalisation de cartes de vulnérabilité, plusieurs logiciels peuvent être utilisés notamment ceux à systèmes matriciels (format raster), ceux à systèmes vectoriels et les logiciels permettant l'utilisation des deux systèmes. Le SIG contient un ensemble de données alphanumériques et de données spatiales. Ces données sont stockées soit sous format vectoriel, soit sous format raster. Le format vectoriel gère les points, les lignes et les polygones, les vecteurs sont complétés par des informations alphanumériques. Les données raster sont stockées sous formes de cellules formant une maille et peuvent aussi être

complétées par des données alphanumériques telles que la moyenne, le max, le min, la somme de grandeurs géographiques.

Les données nécessaires à la réalisation des cartes thématiques des différents paramètres utilisés par les deux méthodes DRASTIC et TCR, ont été acquises de plusieurs sources et converties par le Système d'Information Géographique (Arc Gis 9.3) sous forme de cartes thématiques relatives aux paramètres nécessaires à la réalisation des cartes de vulnérabilité correspondantes aux méthodes utilisées : DRASTIC et TCR.

4 – Les types et les sources des données utilisées

Pour montrer que la carte de vulnérabilité à la pollution est dynamique dans le temps, nous avons besoin d'un réseau de points de mesures représentatives, suffisamment denses et fiables. Vu la grande variabilité spatio-temporelle du régime pluviométrique de la zone d'étude, la nappe de R'Mel (Maroc), nous avons opté pour la cartographie de la vulnérabilité par les méthodes DRASTIC et TCR pour deux années différentes. En effet, la réalisation de ces cartes de vulnérabilité nécessite l'usage de données mesurées dans les mêmes points de données, en deux années différentes, de tous les paramètres dynamiques utilisés par ces deux méthodes. Ces points de données serviront également à la détermination des coefficients de pondération des trois paramètres de la méthode TCR (T , C_p/CP et R'/R). Ces coefficients sont déterminés par les tests de sensibilité qui doivent être effectués sur les mêmes puits témoins représentant des variations importantes des paramètres utilisés par la méthode TCR.

Les données nécessaires pour mener à bien cette étude sont rares et nécessitent de prendre contact avec les différents départements et organismes en charge des secteurs de l'eau, de l'agriculture et de la météorologie. Le choix des années pluviométriques 2003 et 2005 a été imposé par la rareté des données répondantes à toutes ces conditions. En effet, les paramètres utilisés par les deux méthodes et leurs indices de vulnérabilité ont été généralement estimés en une centaine de (105) points de données répartis avec une densité moyenne (Figure 5).

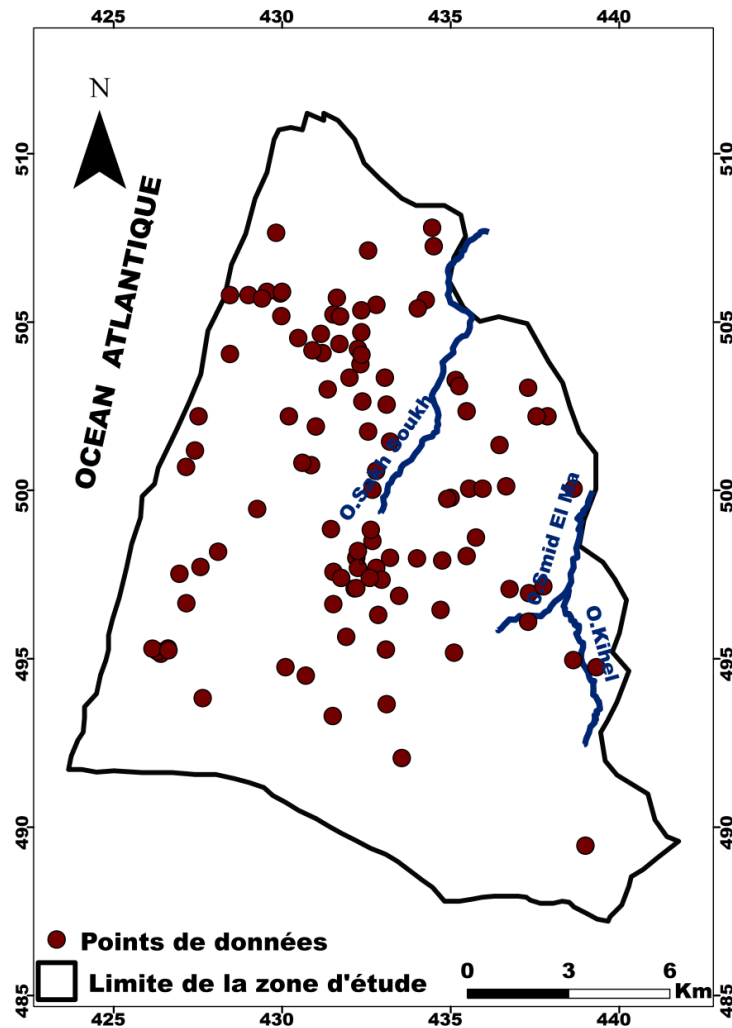


Figure 5: Localisation des points de données utilisés pour la réalisation des cartes de vulnérabilité

Ces données nous ont été fournies par l'Agence du bassin hydraulique du Loukkos et l'Office Régionale de la mise en Valeur agricole de Loukkos situé à Ksar El Kbir. L'étape de recherche de données remplissant ces conditions et la procédure de prise de l'accord d'accès et d'exploitation des données prend du temps et demande beaucoup d'efforts à cause de la lenteur et de la complexité des procédures administratives.

5 - Présentation et analyse des deux méthodes utilisées

5.1 – La méthode DRASTIC

5.1.1 – Présentation de la méthode DRASTIC

La méthode DRASTIC est une méthode d'évaluation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines indépendamment du type de polluant. Elle a été développée en 1987 aux États-Unis par la National Water Well Association (Aller et al., 1987) pour le compte de l'Agence américaine pour la Protection de l'Environnement (US EPA). L'objectif était de réaliser une méthode d'estimation de la vulnérabilité intrinsèque applicable aux conditions hydrogéologiques rencontrées aux États-Unis. Elle évalue la facilité avec laquelle la pollution

peut transiter à travers le sol et la zone non saturée pour atteindre la surface de la nappe, en se basant sur sept paramètres. Elle considère que le type de contaminant n'intervient pas dans la définition de la vulnérabilité et que le comportement du polluant depuis la surface du sol jusqu'à la zone saturée est le même que celui d'une eau de précipitation.

L'application du modèle DRASTIC est basée sur quatre hypothèses majeures :

- ✓ Les sources de contamination potentielles se trouvent à la surface du sol ;
- ✓ Le contaminant présente la même mobilité que l'eau souterraine (Polluant parfaitement conservatif) ;
- ✓ La nature des contaminants potentiels n'est pas considérée dans la définition de la vulnérabilité (par conséquent, pour évaluer s'il y a un risque qu'une activité contamine l'eau souterraine dans une zone vulnérable, il faut également considérer la nature des contaminants et leur comportement dans l'environnement) ;
- ✓ Le territoire d'application couvre plus de 0,4Km².

➤ Les paramètres de la méthode DRASTIC

L'acronyme anglais défini par les sept paramètres cités ci-après forment l'appellation DRASTIC à savoir :

- [D] : Depth to water (profondeur de la nappe) ;
- [R] : net Recharge (infiltration efficace) ;
- [A] : Aquifer media (milieu aquifère) ;
- [S] : Soil media (type de sol) ;
- [I] : Impact of vadose zone (impact de la zone non saturée) et
- [C] : hydraulic Conductivity (Conductivité hydraulique).

La méthode DRASTIC exige la caractérisation détaillée des unités hydrogéologiques du territoire à cartographier, notamment la définition des sept paramètres physiques qui interviennent dans les phénomènes de transport et d'atténuation des contaminants. L'importance relative de chaque facteur est évaluée par un poids fixe, variant entre une valeur de 5 pour les facteurs les plus significatifs et une valeur de 1 pour les facteurs les moins significatifs (Tableau 5).

Chaque paramètre se voit attribuer une cote variant entre 1 et 10 en fonction des conditions locales. Les cotes affectées à ces paramètres sont rarement constantes, elles peuvent varier spécialement et prendre des cotes différentes pour la même unité hydrogéologique. Les conditions les moins favorables à l'atténuation de la pollution procurent des cotes faibles tandis que celles qui l'augmentent prennent des cotes élevées.

Tableau 5 : les poids attribués aux sept paramètres de la méthode DRASTIC

Symbole	Paramètre	Propriétés	Poids
D	Profondeur de la nappe	Plus l'épaisseur de la zone non saturée est élevée, plus le contaminant met beaucoup de temps pour atteindre la nappe.	5
R	Recharge nette	plus la lame d'eau infiltrée est grande, plus le risque de contamination est élevé.	4
A	Lithologie de l'Aquifère	Caractérisée par la granulométrie des terrains saturés. Elle intervient dans le piégeage du polluant qui peut s'échapper au pouvoir d'absorption du sol. Plus la granulométrie est fine, plus le piégeage du polluant est grand.	3
S	Sol	Plus le sol est riche en argile, plus l'absorption des métaux lourds est importante, et plus la protection des eaux souterraines est grande.	2
T	Topographie	Plus la pente des terrains est grande, plus la recharge est importante et par conséquent la contamination des eaux souterraines est élevée.	1
I	Zone non saturée	La percolation du polluant jusqu'à la nappe est d'autant plus grande que cette texture est favorable (graviers, sables grossiers ...)	5
C	Perméabilité	Plus ce paramètre est grand, plus le transfert du polluant est rapide.	3

➤ Indice de vulnérabilité DRASTIC

Le modèle DRASTIC a été originalement développé aux États-Unis afin de permettre l'évaluation du potentiel de pollution des nappes d'eaux souterraines (Aller et al., 1987). Son indice numérique représente la somme pondérée des notes correspondant aux sept paramètres hydrogéologiques de la méthode. L'indice DRASTIC est calculé par la sommation pondérée du produit des côtes et des poids pour chacun des paramètres en appliquant la relation (1) suivante :

$$I_{\text{DRASTIC}} = DnDp + RnRp + AnAp + SnSp + TnTp + InIp + CnCp \quad (1)$$

Où D, R, A, S, T, I, C, sont les paramètres cités plus haut ;

n : notation accordée à chaque paramètre ;

p : facteur de pondération accordé à chaque paramètre.

L'indice DRASTIC final obtenu permet de caractériser le degré de vulnérabilité d'un secteur donné de la nappe et il varie entre 23 et 226. La vulnérabilité est d'autant plus importante que l'indice (I_{DRASTIC}) calculé est élevé.

➤ Les limites des classes de vulnérabilité de la méthode DRASTIC

La méthode DRASTIC originale (Aller et al., 1987) ne fournit pas les plages de classification des indices de vulnérabilité, mais laisse à l'utilisateur l'interprétation de ces indices en se basant sur sa propre connaissance hydrogéologique et les particularités du terrain (Gogu et al., 2003).

Les notes proposées par la méthode varient entre 1 et 10, définie en fonction d'intervalles de valeurs. La plus petite note représente les conditions de plus faible vulnérabilité à la contamination alors qu'une cote de 10 reflète les conditions les plus propices à la contamination. Les coefficients de pondération (1 à 5) multipliés par les notes associées à chacun des 7 paramètres donnent des indices DRASTIC entre 23 (comme valeur minimale)

et 226 (comme valeur maximale). L'analyse de ces valeurs nous a permis de les classer sur quatre zones selon les notes attribuées aux différents paramètres (Tableaux 6).

Tableau 6 : Classes proposées selon les notes et les poids attribuées pour les sept paramètres DRASTIC

Paramètre DRASTIC	Coefficient de pondération	Note DRASTIC									
D	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
R	4	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
A	3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
S	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
T	1	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
C	3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Indice DRASTIC		2392				138		184		226	
Classe de Vulnérabilité		Faible				Moyenne		Forte		Extrême	

Tableau 7 : Les différentes classifications proposées par plusieurs utilisateurs de la méthode DRASTIC

Aller et al., 1987		Classe de vulnérabilité	Classification des indices DRASTIC		
			Mc Cormack (1986)	Civita et De Régibus 1995 Corniello et al., 1997	Engel et al., 1996
1	$200 < I_{\text{DRASTIC}} < 226$	extrême vulnérabilité		$199 < I_{\text{DRASTIC}} < 226$	$I_{\text{DRASTIC}} > 200$
2	$180 < I_{\text{DRASTIC}} < 199$				
3	$160 < I_{\text{DRASTIC}} < 179$	forte vulnérabilité	$150 < I_{\text{DRASTIC}} < 226$	$160 < I_{\text{DRASTIC}} < 199$	$141 < I_{\text{DRASTIC}} < 200$
4	$140 < I_{\text{DRASTIC}} < 159$				
5	$120 < I_{\text{DRASTIC}} < 139$	moyenne vulnérabilité	$100 < I_{\text{DRASTIC}} < 150$	$120 < I_{\text{DRASTIC}} < 159$	$101 < I_{\text{DRASTIC}} < 140$
6	$100 < I_{\text{DRASTIC}} < 119$	faible vulnérabilité	$23 < I_{\text{DRASTIC}} < 100$	$80 < I_{\text{DRASTIC}} < 119$	$I_{\text{DRASTIC}} < 101$
7	$80 < I_{\text{DRASTIC}} < 99$	très faible vulnérabilité		$23 < I_{\text{DRASTIC}} < 79$	
8	$23 < I_{\text{DRASTIC}} < 79$				

Ainsi, les indices obtenus par l'application du modèle DRASTIC vont être répartis en quatre classes de vulnérabilité différentes selon les fourchettes des valeurs proposées par cette étude comme ci dessous :

- ✓ Indice DRASTIC < 100 , faible vulnérabilité ;
- ✓ Indice DRASIC compris entre 100 et 140, moyenne vulnérabilité ;
- ✓ Indice DRASTIC compris entre 140 et 180, forte vulnérabilité ;
- ✓ Indice DRASTIC > 180 , extrême vulnérabilité.

5.1.2 – Analyse des paramètres utilisés par la méthode DRASTIC

Le régime pluviométrique se caractérise par des variabilités spatio-temporelles annuelles et même mensuelles d'une région à l'autre et d'une station à l'autre. Il va sans dire que toute variation du régime climatique entraîne une variation du régime de la nappe. En effet, la variation spatio-temporelle de la pluviométrie et de la température entraîne une variation de la lame d'eau infiltrée et par extension du niveau piézométrique. L'augmentation de la lame d'eau infiltrée provoque la diminution de la profondeur à la nappe et l'augmentation de l'épaisseur de la zone saturée et en conséquence la variation des horizons qui la constituent (si la variation de la lithologie des horizons constituant la zone saturée, présente une grande hétérogénéité de facies). Cette variabilité engendrera en conséquence des variations dans le temps de ces paramètres.

Cette variabilité interannuelle se traduit par une variation dans les cartes thématiques des paramètres « épaisseur de la zone non saturée », « recharge », « impact de la zone non saturée », « lithologie de l'aquifère » et « perméabilité ». La variation de ces paramètres avec le temps aura par conséquent une variation de l'indice de vulnérabilité final et de son intervalle de variation. De ce fait, les surfaces occupées par les différentes classes dans les cartes annuelles obtenues seront différentes (Es Saouini et al., 2014).

Ainsi, l'analyse de la méthode DRASTIC à travers ses sept paramètres, nous a permis d'identifier deux paramètres qui sont statiques (indépendants du temps) et cinq paramètres dynamiques (changent en fonction du temps) :

- ✓ Les paramètres statiques sont : la topographie «T» et le type de sol «S».
- ✓ Les paramètres dynamiques sont : la profondeur de la nappe «D», la recharge «R», la lithologie de l'Aquifère «A», l'Impact de la zone non saturée «I» et la conductivité hydraulique «C».

5.1.3 – Analyse de sensibilité de la méthode DRASTIC

La Méthode DRASTIC est une technique paramétrique qui évalue la vulnérabilité en utilisant la somme pondérée de sept paramètres. Plusieurs scientifiques affirment que la subjectivité liée au système de notation et de pondération du modèle DRASTIC peut fortement affecter les résultats des indices de vulnérabilité (Napolitano et Fabbri, 1996). D'autres révèlent que la vulnérabilité des eaux souterraines peut être élaborée sans faire appel à tous ces paramètres (Barber et al., 1993 ; Merchant, 1994). L'analyse de sensibilité fournit des informations précieuses sur l'influence des valeurs de notation et de pondération attribués à chaque paramètre et aide l'analyste à juger de l'importance des éléments subjectifs (Gogu et Dassargues, 2000).

L'analyse de sensibilité (S.A) est une étape importante, car elle permet d'évaluer la précision du résultat (Baker et al., 2005) du modèle appliquée. En fait, elle dépend des caractéristiques de la zone d'étude, et par conséquent, elle varie d'une région à une autre (Al-Hanbali et Kondoh, 2008). Son objectif est d'apprécier l'effet de chaque paramètre du modèle appliqué sur le résultat final. Le but de ce processus d'analyse est de faire un classement des paramètres les plus importants du modèle et auxquels une attention particulière doit être accordée lors de leur collecte ou de leur détermination sur le terrain.

Deux tests de sensibilité peuvent être effectués : « the map removal sensitivity analysis » (Lodwick et al., 1990) et « the single parameter sensitivity analysis » (Napolitano et Fabbri, 1996). Le premier test permet d'identifier la sensibilité de la carte de vulnérabilité, en supprimant un ou plusieurs paramètres, il se fait sur deux étapes. La première a été réalisée en enlevant seulement une couche à la fois. Ce processus vise à évaluer la sensibilité de l'enlèvement du paramètre défini sur l'indice de vulnérabilité. La seconde étape consiste à enlever la couche qui oblige moins de variation de l'indice de vulnérabilité finale. Pour chaque nouvelle étape, les couches supposées être les plus efficaces étaient prises en compte alors que les moins efficaces ont été enlevées (Babiker et al., 2005). Les couches les moins sensibles sont supprimées successivement jusqu'à ce qu'une seule couche ait été laissée.

Le second test est utilisé pour évaluer l'impact des paramètres DRASTIC sur l'indice de vulnérabilité. Il est basé sur la comparaison entre les poids effectifs attribués aux paramètres et leurs poids théoriques.

➤ Analyse de sensibilité de la carte supprimée « map removal sensitivity analysis »

Ce processus consiste à enlever successivement un seul ou plusieurs paramètres du modèle et évaluer ensuite l'effet de sa suppression sur la valeur de l'indice de vulnérabilités finales relatives aux cartes établies en 2003 et 2005.

Cette analyse de sensibilité a été effectuée afin d'évaluer s'il est nécessaire d'utiliser tous les paramètres intégrés dans le modèle DRASTIC. La mesure de sensibilité exprimée en termes d'indice de variation S est donnée par la formule:

$$S = \left[\frac{\left| \frac{V}{N} - \frac{V'}{n} \right|}{V} \right] * 100 \quad \text{avec}$$

S : est la mesure de la sensibilité ;

V : est l'indice de vulnérabilité non perturbé qui représente l'indice effectif utilisé dans l'aptitude primaire en utilisant N paramètres ;

V' : est l'indice de vulnérabilité perturbé pendant un nombre inférieur de paramètres (n) ont été utilisés.

➤ Analyse à un seul paramètre «the single parameter sensitivity analysis»

Le test de « the single parameter sensitivity analysis » a été élaboré dans l'objectif d'évaluer l'impact des paramètres DRASTIC sur l'indice de vulnérabilité. Il consiste à calculer les poids effectifs des paramètres d'entrées de la méthode DRASTIC est de les comparer avec les poids théoriques (les coefficients de pondération) qui leur sont assignés par le modèle DRASTIC. Les poids effectifs sont calculés par la relation suivante :

$$W = \left[\frac{Pr * Pw}{V} \right] * 100 \quad \text{avec}$$

W : poids effectif d'un paramètre ;

Pr et Pw : sont les poids et la valeur de l'intervalle (cote) attribués à ce paramètre ;

V : est l'indice de vulnérabilité DRASTIC.

5.2 – La méthode TCR

5.2.1 – Présentation de la méthode TCR

La méthode TCR a été conçue en se basant sur une évaluation quantitative des mécanismes de transfert d'un polluant qui repose sur une conceptualisation multicouche du milieu traversé (Amharref et al., 2001, 2007 ; Bernoussi et Amharref, 2003). L'indice de vulnérabilité Iv est évalué comme étant la somme pondérée des trois paramètres caractérisant le transfert d'un polluant depuis la surface 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 de la concentration C'_p de l'eau en polluant à l'arrivée au niveau de la nappe par rapport à la concentration initiale C_p de l'eau polluante) et le degré de recharge R'/R (rapport de la recharge efficace par rapport à la recharge potentielle) (Figure 6).

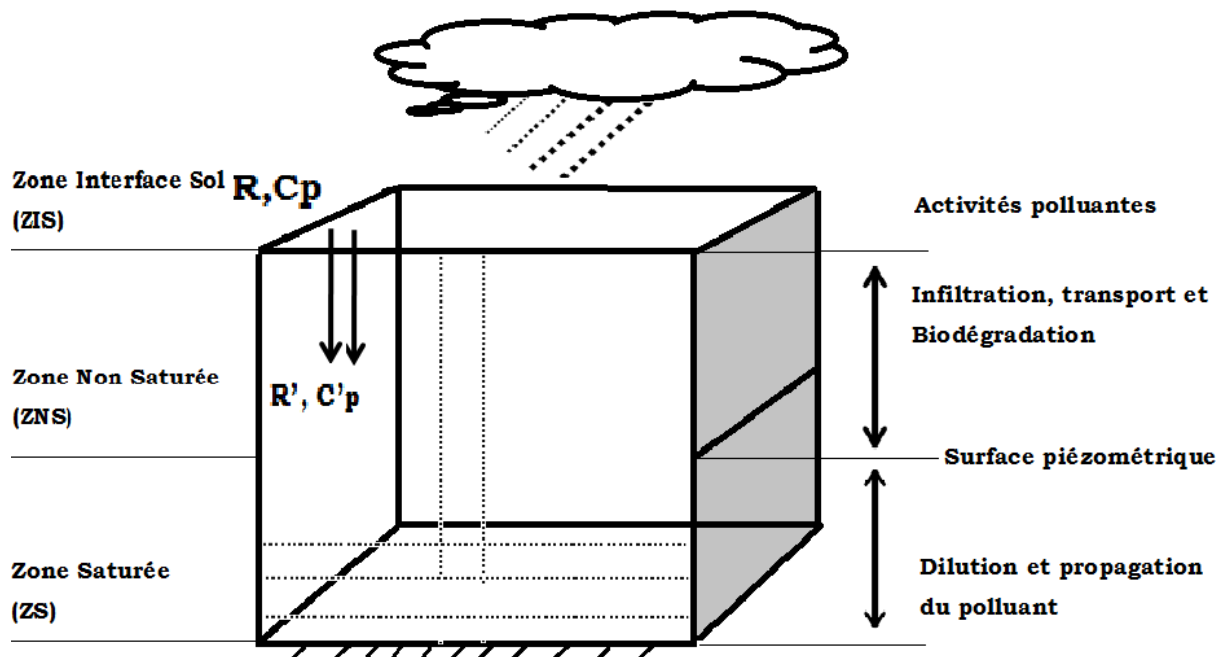


Figure 6 : Schéma de la contamination des eaux souterraines (Amharref et al., 2007).

L'indice de vulnérabilité est donné par la relation (2) ci-dessous :

$$I_v = \alpha \frac{1}{T} + \beta \frac{C_{p'}}{C_p} + \gamma \frac{R'}{R} \quad (2)$$

Avec α , β et γ : sont des coefficients pondérateurs positifs et leur détermination se fait par des tests de sensibilité sur des puits témoins de la zone d'étude.

Le calcul de cet indice I_v nécessite l'estimation des trois paramètres ainsi que les coefficients de pondération α , β et γ .

5.2.2 – Estimation des paramètres de la méthode TCR

➤ Le temps de transit T

Le temps de transit T est la somme des temps de transit (T_i) de chaque sous couche traversée depuis la surface du sol jusqu'à la nappe, il est calculé par :

$$T = \sum_{i=1}^n T_i \quad \text{Où} \quad T_i = h_i / V_i$$

V_i : vitesse moyenne caractérisant chaque type de roche traversée par le produit polluant ;
 h_i : épaisseur de chaque sous-couche constituant la zone non saturée ;
 n : le nombre de sous-couches (toujours fini).

Le paramètre (T_i) dépend de plusieurs facteurs et la difficulté de son estimation réside dans le choix de la vitesse à considérer, V_i .

▪ Définition de la vitesse de filtration

La perméabilité est l'aptitude d'un réservoir à se laisser traverser par l'eau, sous l'effet d'un gradient hydraulique. Elle exprime la résistance du milieu à l'écoulement de l'eau qui le traverse (Castany, 1982). La perméabilité d'une roche est due à l'existence d'une porosité efficace, c'est-à-dire à l'existence des vides interconnectés (De Marsily, 1981). C'est une

notion dynamique qui implique la présence de l'eau et son mouvement. La porosité, au contraire, est une caractéristique statique des terrains, elle est indépendante du mouvement de l'eau qui peut s'y trouver. Les trois principaux facteurs de la porosité efficace sont : les diamètres respectifs des grains, leur arrangement et leur surface spécifique. Si le terrain n'est constitué que de gros éléments, les pores ou vides laissés entre eux sont de grande section et offrent peu de résistance au passage de l'eau : de sorte que, à vitesse égale, il passera beaucoup plus d'eau pendant le même temps dans une section verticale donnée d'un tel terrain que s'il s'agissait d'une formation plus fine. En effet, la porosité est plus grande quand les grains sont de tailles voisines que lorsque des petits grains ou des particules argileuses remplissent les espaces entre les gros.

La vitesse de percolation ou de filtration peut être représentée, si on suppose un gradient égal à l'unité, par K/w_e , où K est le coefficient de perméabilité de Darcy (perméabilité verticale) et w_e est la porosité efficace. La perméabilité verticale augmente avec le degré de saturation et elle sera plus faible dans un sol peu saturé. En effet, les mesures ont montré que K reste très faible jusqu'à des valeurs proches de 80% de la saturation et augmente très rapidement proche de la saturation (Musy et Soutter, 1991).

Appliquée à la zone non saturée, la perméabilité de Darcy maximalise les vitesses de filtration et la vitesse réelle est proportionnelle à la vitesse de Darcy. La vitesse de filtration moyenne est alors calculée par le coefficient de perméabilité à saturation et la porosité efficace de la roche considérée (Rehse, 1977).

Les propriétés physiques des sols sont fortement dépendantes de la taille des grains qui les constituent, ceux-ci qui sont groupés en famille de tailles très différentes (Chamayou et Legros, 1989). En effet, la texture définit les propriétés physiques moyennes des sols et donne des indications sur sa structure et sur la vitesse de transfert de l'eau dans ces sols (Atteia, 2005).

Dans les zones où les sols sont constitués d'horizons composés de mélanges hétérogènes de natures et de textures différentes, l'estimation de leur vitesse de filtration et de leur degré d'épuration est très compliqué. De plus, le classement de ces horizons par leur vitesse de filtrations est très important afin d'estimer leur temps de transit avec plus de précision.

▪ **Détermination de la vitesse de filtration**

Si on considère un mélange de deux types de matériaux de textures différentes (sables fins argileux, sables argileux, sables grossiers argileux, etc), le premier avec une vitesse V_1 , un temps de transit T_1 et le deuxième avec une vitesse V_2 , un temps de transit T_2 . L'eau va traverser une hauteur h de ce mélange avec une vitesse V dans un temps de transit T . Ce temps T est la somme des temps de transit des deux sols :

La vitesse du mélange est :

$$V = \frac{h}{T}$$

Avec

$$T = \alpha T_1 + (1 - \alpha) T_2$$

α : est la proportion du matériau 1 et $(1 - \alpha)$ est la proportion du matériau 2 ;

T_1 : est le temps mis par le sol (1) pour traverser la hauteur h ;

T_2 : est le temps mis par le sol (2) pour traverser la hauteur h .

La détermination de la vitesse V et du temps de transit T du mélange peut être calculé comme suit :

Si

$$T_1 = \frac{h}{v_1} \quad \text{et} \quad T_2 = \frac{h}{v_2}$$

$$T = h \left(\frac{\alpha}{V_1} + \frac{(1-\alpha)}{V_2} \right)$$

$$T = h \frac{\alpha V_2 + (1-\alpha) V_1}{V_1 V_2}$$

Ce qui donne :

$$V = \frac{V_1 V_2}{\alpha V_2 + (1-\alpha) V_1} \quad (3)$$

La vitesse V de ce mélange doit être normalement comprise entre les deux vitesses V_1 et V_2 des sols (1) et (2) et elle prend la valeur V_1 pour $\alpha = 1$ est égale V_2 pour $\alpha=0$ (Figure 7).

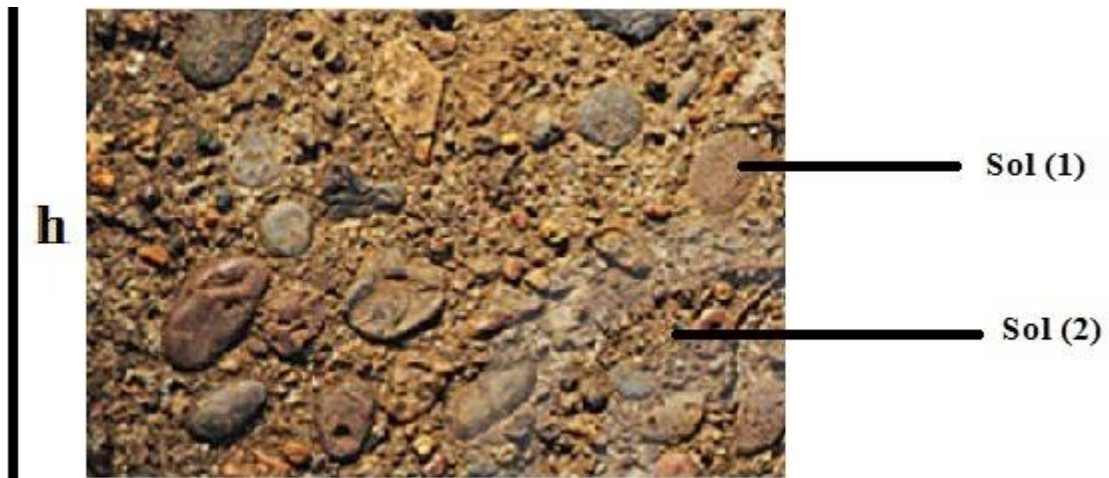


Figure 7 : Exemple d'un sol hétérogène

La vitesse du mélange estimée par la relation (3) nous permettra d'ordonner les différents matériaux de nature et de textures différentes (sables fins argileux, sables argileux, sables grossiers argileux, etc). Par la suite les vitesses réelles de filtration de chaque mélange seront affectées en respectant qu'elles soient comprises entre V_1 et V_2 .

Pour comparer entre la vitesse du mélange calculé et les vitesses des deux sols (1) et (2), on a calculé la différence entre la vitesse V_1 et la vitesse du mélange :

$$V_1 - \frac{V_1 V_2}{\alpha V_2 + (1-\alpha) V_1} \leq 0$$

Le signe de cette différence prend le signe de son numérateur :

$$\alpha V_1 V_2 + (1-\alpha) V_1^2 - V_1 V_2 \leq 0$$

$$V_1 ((\alpha-1) V_2 + (1-\alpha) V_1) \leq 0$$

$$(1-\alpha)(V_1 - V_2) \leq 0$$

$\alpha < 1$ alors si $V_1 < V_2$ cette différence est négative et la vitesse du mélange est inférieure à V_2 est supérieure à V_1 . Par contre si $V_1 > V_2$ cette différence sera positive et la vitesse inférieure à V_1 et supérieure à V_2 .

Donc la vitesse du mélange s'écrit comme suit :

$$\begin{aligned} \text{si } V_1 < V_2 \quad \text{alors} \quad V_1 &< \frac{V_1 V_2}{\alpha V_2 + (1-\alpha) V_1} < V_2 \\ \text{si } V_2 < V_1 \quad \text{alors} \quad V_2 &< \frac{V_1 V_2}{\alpha V_2 + (1-\alpha) V_1} < V_1 \end{aligned}$$

En effet, la relation (3) permet d'ordonner les différents horizons de constitutions hétérogènes constituées par des roches hétérogènes et de textures différentes comme par exemple : sables fins argileux, sables argileux et sables grossiers argileux. Par la suite les vitesses réelles de filtration seront affectées en se basant sur les valeurs moyennes de perméabilités saturées et des porosités efficaces des matériaux établis à partir de valeurs typiques issues de recherches bibliographiques en respectant qu'elles soient comprises entre les vitesses des sols (1) et (2) (Tableau 8).

➤ Le degré d'épuration $C'p/Cp$

▪ Définition du degré d'épuration

Le sol constitue un puissant moyen d'épuration des eaux, l'accumulation des substances très diverses lui confère des propriétés permettant de transformer ou d'éliminer les polluants qui lui sont apportées. Cette action est d'autant plus efficace que la granulométrie est plus fine. La granulométrie du sol va agir comme un filtre qui permettra de retenir les matières en suspension contenues dans les eaux qui s'infiltrent vers la nappe.

Cette zone est caractérisée par la grande complexité des processus physiques et biologiques qui conduisent souvent le contaminant à modifier son état physique ou chimique d'origine naturelle. En effet, la présence de la matière organique, des microorganismes aérobies, des argiles et de l'humus pourront donner lieu à des phénomènes d'adsorption, à des échanges d'ions entre le complexe argilo-humique et à des réactions d'oxydo-réductions permettant ainsi une rétention ou biodégradation de certains polluants.

Le pouvoir épurateur (M_d) de la couche de couverture, lors du transfert d'un polluant de la surface du sol jusqu'à la nappe, peut être calculé par la méthode empirique proposée par Rehse (1977). Il a classé les différentes catégories de sol en fonction de la granulométrie et il a défini les épaisseurs de sol nécessaires, en condition non saturée, pour une épuration des eaux polluées.

Dans la méthode TCR le paramètre ($C'p/Cp$) a été approché à l'aide du pouvoir épurateur M_d de la couche de couverture (Bernoussi et Amharref, 2003). Ces auteurs ont considéré que le rapport ($C'p/Cp$) est égale à $1 - M_d$ pour une épuration partielle ($M_d < 1$) et s'annule pour une épuration totale ($M_d > 1$).

▪ Estimation du degré d'épuration

Les indices d'épuration ont été attribués aux différents types de roches caractérisant la zone d'étude selon les valeurs définies par Rehse. Pour les mélanges mentionnés dans le

paragraphe (5.2.1), non définis dans le Tableau de Rehse, leurs indices ont été accordés en se basant sur le principe que les indices varient dans le sens contraire de la vitesse de filtration. Par conséquent, après avoir accordé les vitesses de filtration de ces mélanges classés en ordre croissant, un indice a été affecté aux matériaux non définis par Rehse en respectant sa variation dans l'ordre décroissant des vitesses de filtration (Tableau 8).

Tableau 8 : Indice d'épuration et vitesse de filtration des différents matériaux

MATERIAUX	VITESSE DE FILTRATION (m/j)	INDICE D'EPURATION
ARGILE	0,003	0,5
ARGILE LIMONEUSE	0,010	0,5
LIMONS ARGILEUX/ARGILE LIMONEUX	0,0175	0,5
LIMON ARGILEUX	0,025	0,5
LIMON FN	0,16	0,4
ARGILE SABLEUX	0,57	0,32
LIMON SABLEUX	0,74	0,31
SABLES FINS ARGILEUX	1,1	0,246
SABLE ARGILEUX	1,44	0,242
SABLE GROSSIERS ARGILEUX	1,5	0,241
SABLE FN LIMONEUX	4	0,221
SABLE LIMONEUX	4,32	0,22
SABLE GROSSIERS LIMONEUX	4,77	0,216
GRES FN	5,4	0,2
SABLE FN	8,23	0,17
SABLE FINS GRESEUX	11,93	0,143
GRES	15,4	0,126
GRES SABLEUX	16,48	0,123
SABLE ET GRES	17,3	0,115
SABLES GRESEUX	17,74	0,11
SABLE	19,2	0,1
GRES GROSSIERS	21,6	0,09
SABLE GROSSIERS	27	0,07
GRAVIERS LEGEREMENT SABLEUX	480	0,03

Les matériaux en gris de ce Tableau ont été estimés par les études antérieures (Rehse, 1977 ; Maxe et Johansson, 1998 ; Amharref et al., 2007).

Le rapport C_p'/C_p correspond au degré de réduction de la concentration d'une eau polluée à l'arrivée au niveau de la nappe. Il est approché à l'aide du pouvoir épurateur M_d de la couche de couverture (Bernoussi et Amharref, 2003). Son calcul se fait selon la relation (4) en considérant que :

$$C_p'/C_p = \begin{cases} 1 - M_d & \text{si } M_d < 1 \text{ cas d'épuration partielle} \\ 0 & \text{si } M_d \geq 1 \text{ cas d'épuration totale} \end{cases} \quad (4)$$

M_d est le pouvoir épurateur et dépend de l'épaisseur et de la nature des couches traversées en condition non saturée (Rehse, 1977 ; Lallemand-Barres et Roux, 1989). Il est calculé le long

du trajet vertical par : $M_d = \sum_{i=1}^n h_i * I_i$ Où

h_i : épaisseur de chaque sous-couche constituant la zone non saturée ;

I_i : indice d'épuration défini par Rehse en fonction des paramètres physiques et hydrodynamiques pour différents types de matériaux en condition non saturée. Il est lié à la perméabilité et au pouvoir de rétention des constituants du matériau considéré ;

n : le nombre de sous-couches constituant la zone non saturée.

➤ Degré de recharge R'/R

Le degré de recharge R'/R , représente le degré d'alimentation de l'aquifère et qui est le facteur de transfert de polluant vers la nappe via la zone non saturée. La contamination potentielle d'une nappe est, par conséquent, liée à ce degré de recharge (Amharref et al., 2001). Toutefois, ce paramètre n'est pas simple à estimer ; dans cette étude il a été évalué par le bilan hydrique.

5.2.3 – Tests de sensibilité

La détermination des coefficients de pondérations α , β et γ se fait par les tests de sensibilité suivis d'analyses de régression linéaire multiple de l'indice I_v et des trois paramètres ($1/T$, C'_p/C_p et R'/R). Cette analyse est réalisée sur des puits témoins. Ces puits sont choisis de façon à refléter des variations importantes des trois paramètres (temps de transit, degré d'épuration et degré de recharge). Le puits N° 1111 avec $T = 1$, $C'_p/C_p = 1$ et $R'/R = 1$ est pris comme puits fictif de référence et sert à classer l'ensemble des puits.

Le principe des tests de sensibilités consiste à :

1. classer ces puits par rapport au puits de référence (puits N° 1111 : puits fictif avec $T = 1$, $C'_p/C_p = 1$ et $R'/R = 1$) afin de faciliter le classement qualitatif croissant de l'ensemble des puits ;
2. considérer que les pondérateurs normalisés α , β et γ varient dans l'intervalle $[0-1]$ et que $\alpha + \beta + \gamma = 1$;
3. éliminer les combinaisons dont le classement qualitatif est différent de celui effectué ;
4. calculer I_v moyen pour chaque combinaison, avec un pas de 0,1, ayant le même classement qualitatif croissant des puits témoins ;
5. appliquer l'analyse de régression linéaire multiple sur les valeurs des trois paramètres et I_v moyen de chaque puits, en utilisant l'option « utilitaires d'analyse » du menu « donnée » d'Excel, pour estimer les valeurs des coefficients de pondération α , β et γ pour chaque année.

5.2.4 – Analyse des paramètres de la méthode TCR

L'analyse des trois paramètres utilisés par la méthode TCR, nous a permis de conclure qu'ils sont tous dynamiques (changent en fonction du temps). En effet, la variation spatio-temporelle de la pluviométrie et de la température entraîne une variation de la lame d'eau infiltrée et en conséquence le degré de recharge change d'une année à l'autre et d'une station à l'autre. L'augmentation de la lame d'eau infiltrée provoque la diminution de l'épaisseur de la zone non saturée et également la variation des horizons constituant cette zone. Par conséquent, le temps de transit à travers la zone de couverture de la nappe va changer et engendrera des variations dans le temps de ces trois paramètres et de l'indice de vulnérabilité (Es Saouini et al., 2014b).

CHAPITRE IV : EVALUATION DE LA VULNERABILITE DYNAMIQUE PAR L'USAGE DES METHODES DRASTIC ET TCR : APPLICATION SUR L'AQUIFERE DE R'MEL (LARACHE)

1- Présentation de la zone d'étude

1.1- Contexte général de la zone d'étude

1.1.1 – Situation géographique de l'aquifère de R'Mel

L'aquifère de R'Mel est situé au Nord Ouest du Maroc, il fait partie du bassin du Bas-Loukkos au Sud de la ville de Larache. Il s'étend sur une superficie d'environ 240 km². Il est limité par l'océan Atlantique à l'Ouest, les affleurements marneux du Secondaire et du Tertiaire au Nord, par le talus quaternaire et les oueds Smid El Ma et El Kihel à l'Est et au Nord-Est et par les cailloutis à ciment argileux de la nappe d'Oulad Ogbane au Sud Est (Figure 8).

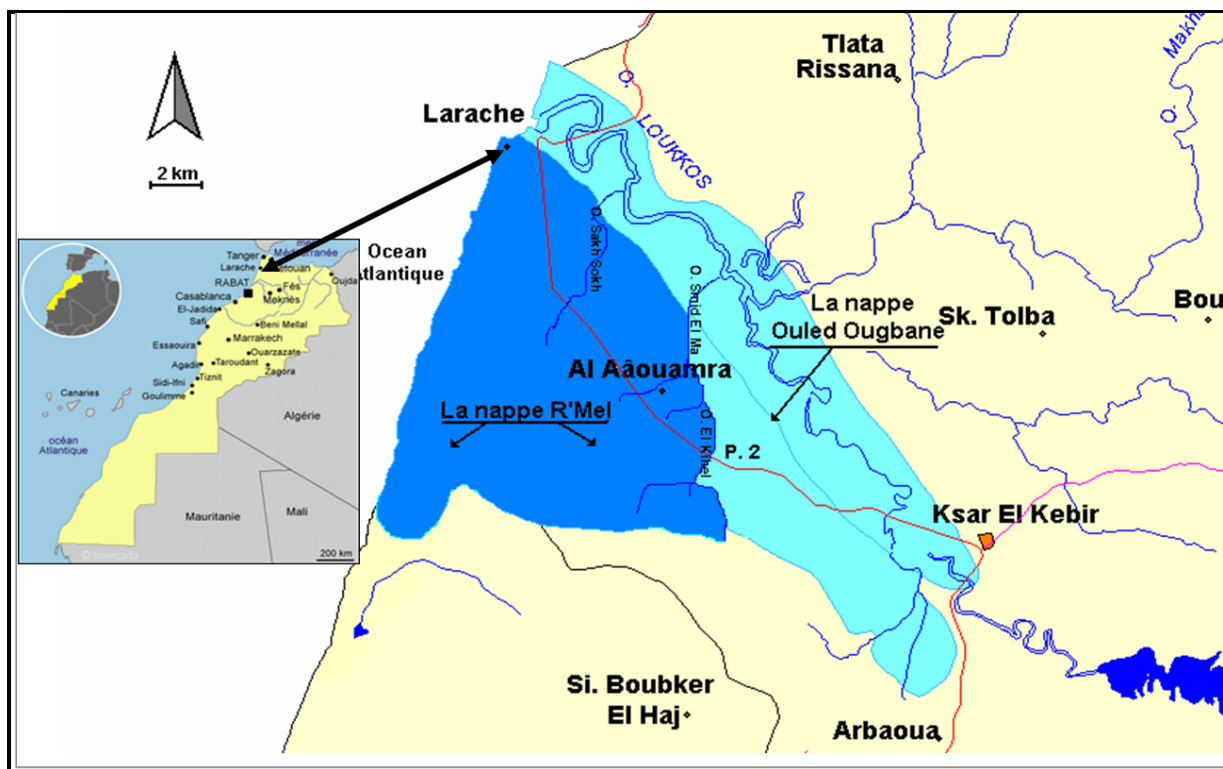


Figure 8 : Situation géographique de la nappe de R'Mel (ORMVAL)

Le bassin versant de Loukkos, de forme rectangulaire, comprend au Nord le Sahel, le plateau sableux limoneux ; à l'Est et au Sud Est une succession de collines de la nappe préifaine ; au centre la plaine alluviale ; à l'Ouest et Sud Ouest les formations sablonneuses des Rehamna. Ce bassin qui s'étend sur environ 4 771 km², se divise en deux sous-bassins :

- ✓ Dradère–Soueire-M'da : d'une superficie de 1 041 km² regroupe les bassins versants des oueds Dradère, Soueire et la partie amont de l'oued Mda ;
- ✓ Loukkos : d'une superficie totale de 3 730 km² recouvre les bassins hydrologiques des oueds Loukkos, Ouarour et Makhazine qui prennent naissance dans la chaîne rifaine.

Situé au Nord de la plaine du Gharb, le périmètre de Loukkos comprend les grandes plaines alluviales, les plateaux et les collines. Les plaines alluviales comprennent la plaine du Loukkos (Région de Ksar El Kebir), la plaine du Bled Bouagba (Région d'Arbaoua) et la plaine d'El Merja (Région de Lalla Mimouna). Les plateaux du R'Mel et du Drader sont situés le long de la côte atlantique et délimités au Sud par la chaîne des collines qui sépare le périmètre de la plaine du Gharb. Les limites à l'Est et au Nord sont marquées par les collines du centre du périmètre et la plaine alluviale de l'Oued Loukkos (CID et al., 1996). En effet, 60 % du bassin est sous forme de plaine, alors que le relief accidenté et montagneux excède rarement 200m (SECORES, 1971).

1.1.2 - Activités socio-économiques

La population totale de la plaine de Loukkos est estimée à 535.174 habitants (ORMVAL, 2007). L'activité humaine est orientée principalement vers la culture et l'élevage. Les principales activités économiques sont constituées par l'agriculture et l'industrie agro-alimentaire telle que SODEA, CAL et SUCRAL.

Les superficies agricoles couvrent environ 146.111 ha dans le périmètre de Loukkos. L'agriculture irriguée du périmètre de Loukkos s'étend sur une superficie de près de 30.817 ha et les cultures Bour occupent une superficie de 115.294 ha (ORMVAL, 2007). Les céréales occupent 46% environ de la superficie agricole utile, représentant ainsi les productions les plus importantes de la région. Tandis que, les maraîchages et les cultures sucrières occupent respectivement 34% et 20% de la superficie irriguées. Les cultures modernes occupent 1.400 ha consacrés aux agrumes, 6.625 ha cultivés en arachide et 11.369 ha orientés vers les cultures légumineuses. En effet, la compagnie du Loukkos traite sur place plus de 200 tonnes/jour de tomates et 75 tonnes/jour de poivrons à production de tomates et de poivrons doux (concentrés et poudres) (ORMVAL, 2007).

1.1.3 - Caractéristiques pédologiques

Les études pédologiques menés sur le périmètre de Loukkos et le plateau de R'Mel, avaient pour but de déterminer les différents types de sols et de préciser leurs limites. Cette caractérisation nous permettra de les classer en fonction de leurs aptitudes à l'irrigation et de définir leurs aptitudes culturales, pour la mise en valeur à l'irrigation.

Les différents types de sols caractérisant la nappe de R'Mel ont été tirés des différentes études pédologiques réalisées sur la zone :

- ✓ L'étude des sols du plateau du R'MEL à l'échelle du 1/20 000 réalisée par l'Office Nationale des Irrigations en 1963 a été basée sur la description détaillée des profils représentatifs des principaux types de sols ;
- ✓ L'étude pédologique de R'Mel II zone thé au 1/20.000ème de 1976 ;
- ✓ Etude pédologique au 1/5.000 du secteur R'Mel de 1976 ;
- ✓ Etude pédologique et de reconnaissance des sols au 1/50.000ème de 1971 ;
- ✓ Etude pédologique au 1/5.000ème du domaine Bargha de la Sogéta de 1994 ;
- ✓ L'étude pédologique de la zone Haraska secteur R'Mel au 1/20.000ème.

En se basant sur la classification pédologique utilisée au Maroc (Aubert, 1965), les sols du secteur R'Mel peuvent être répartis inégalement dans les classes suivantes : sols peu évolués (classe II), sols brunifiés (classe VI), sols fersiallitiques ou sols à sesquioxydes de fer (ou de manganèse) (classe VIII) et les sols hydromorphes (classe XI).

Dans chacune de ces classes on a distingué un certain nombre de types de sols en se basant sur :

- ✓ La texture des différents horizons ;
- ✓ La profondeur d'apparition du squelette gréseux, du calcaire ou des pisolites ferrugineux ;
- ✓ La présence de lits de galets à profondeur variable ;
- ✓ L'hydromorphie en profondeur.

■ ***Sols peu évolués***

Ce sont des sols jeunes dont le pédoclimat permet l'évolution, ils sont généralement peu différenciés en horizons et pauvres en matières organiques bien évoluées. Les sols peu évolués, sur roche-mère complexe, sont caractérisés par une texture sableuse et la présence, à une profondeur variable, d'un squelette gréseux assez dense (les formations dunaires anciennes).

■ ***Sols fersiallitiques ou les sols à sesquioxydes de fer (ou de manganèse)***

Ces sols sont caractérisés par la décomposition rapide de leurs matières organiques (humus bien évolué) et l'individualisation des sesquioxydes métalliques (teneur relativement élevée en sesquioxydes de fer et de manganèse) d'où leur couleur générale rouge à brun rouge. Ils se développent généralement sur matériau calcaire, mais les profils sont le plus souvent décalcarisés. Deux groupes de sols peuvent être distingués selon la couleur : sols rouges méditerranéens et sols bruns méditerranéens.

■ ***Sols hydromorphes***

Les sols hydromorphes : peuvent être formés par un engorgement, soit temporaire soit permanent par l'eau. Cet excès d'eau peut être dû, soit à la présence ou la remontée de la nappe phréatique, soit au manque d'infiltration des eaux pluviales provoquant une nappe perchée ou un engorgement de surface.

■ ***Sols brunifiés***

Ce sont des sols évolués qui se développent sous un climat frais, au moins pendant la saison pluvieuse. Ils sont caractérisés par un humus de type mull, à la limite de la classe, il peut être de type moder.

1.1.4 – La qualité de l'eau et sources de pollution

La qualité des eaux superficielles et souterraines du périmètre de Loukkos est menacée par de nombreuses pollutions dont les principales sources sont les suivantes :

- **Pollution domestique :** Les aires de décharge sauvages des deux municipalités Larache et Ksar El Kebir ainsi que leurs rejets déversés respectivement en mer et dans l'oued loukkos constituent une source de pollution de l'eau souterraine (Figure 9). Les analyses réalisées sur le lixiviat et sur les eaux prélevées des puits situés autour de la décharge publique de Larache ont révélés que la qualité des eaux contenues dans les poches souterraines est médiocre. Les concentrations en certains métaux (Pb (800 µg/l), Cd (40 µg/l), Cr (80 µg/l) et Fe (6 50 mg/l)), en coliformes totaux, en coliformes fécaux et en streptocoques fécaux sont élevés (Er-Raioui et al., 2011).

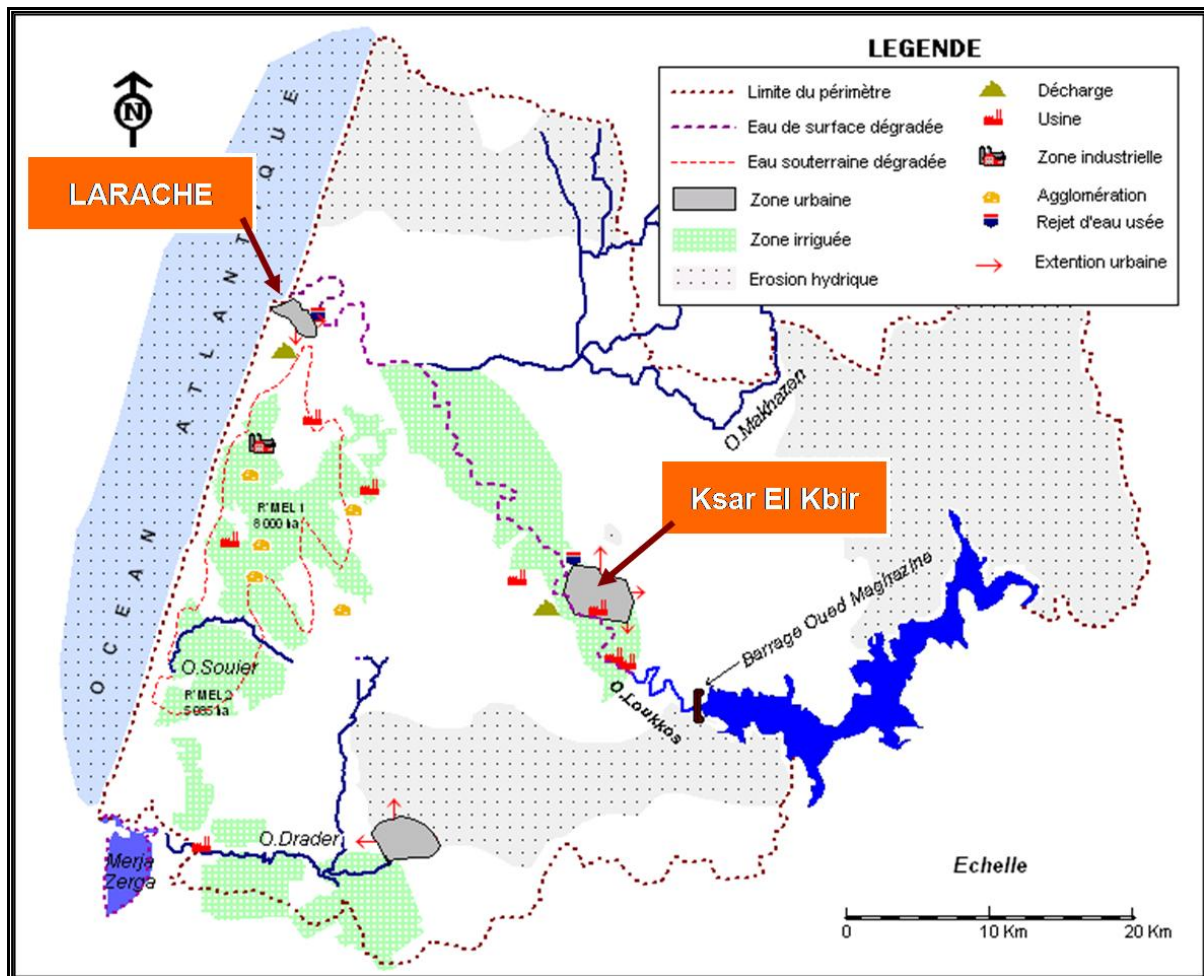


Figure 9 : Les différentes sources de pollution du bassin de bas Loukkos (ORMVAL)

- **Pollution industrielle :** Le secteur industriel dans le périmètre du Loukkos se compose de 561 établissements ; il s'agit principalement d'établissements agro-alimentaires (sucreries, conserveries) et industries comme abattoirs et tanneries. Les unités industrielles se trouvent concentrées dans et autour des villes de Larache et Ksar El Kebir. L'utilisation de l'eau industrielle des diverses industries est caractérisée par une utilisation non-optimale voir gaspillante. Une quantité importante des eaux consommées n'est pas récupérée et acheminée sans aucun traitement avec les eaux superficielles vers les milieux récepteurs avoisinants. En effet, le flux de la pollution industrielle est estimé en 1994 à 1180 tonnes de DBO₅/an.

- **Pollution agricole :** L'activité agricole constitue une source de pollution pour la qualité des ressources en eau, du fait de l'irrationalisation des produits phytosanitaires et des engrais ainsi que les mauvaises pratiques agricoles en matière d'irrigation. Ces quantités importantes d'engrais azotés et des pesticides risquent de contaminer les ressources en eau par voie de lessivage et de ruissellement (DRPE, 1991). Les analyses chromatographiques ont montrés la présence de l'endosulfan, classée comme produit dangereux (bulletin officiel, 1987), et ses métabolites dans les eaux prélevées avec des teneurs légèrement supérieures aux normes marocaines (El Bakouri, 2006).

En effet, l'analyse de l'évolution des différents paramètres physico-chimiques des eaux du bas Loukkos indique que la qualité des eaux superficielles au niveau des Oueds, des canaux d'irrigation et des zones humides est bonne à moyenne. Toutefois, la qualité des eaux souterraines est moyenne à mauvaise, elle se traduit par une minéralisation relativement élevée au niveau de la nappe du bas Loukkos et des teneurs élevées en nitrates au niveau de la nappe du R'Mel-Drader Souier. Les teneurs en nitrates connaissent cependant des augmentations importantes. Le pourcentage des stations enregistrant des teneurs en nitrate dépassant la norme de potabilité fixée à 50mg/l est passé de 33% au cours des l'année 1995 à 65% au cours de l'année 2004 (ORMVAL). Ces teneurs atteignent 89mg/l dans certains captages (Figure 10).

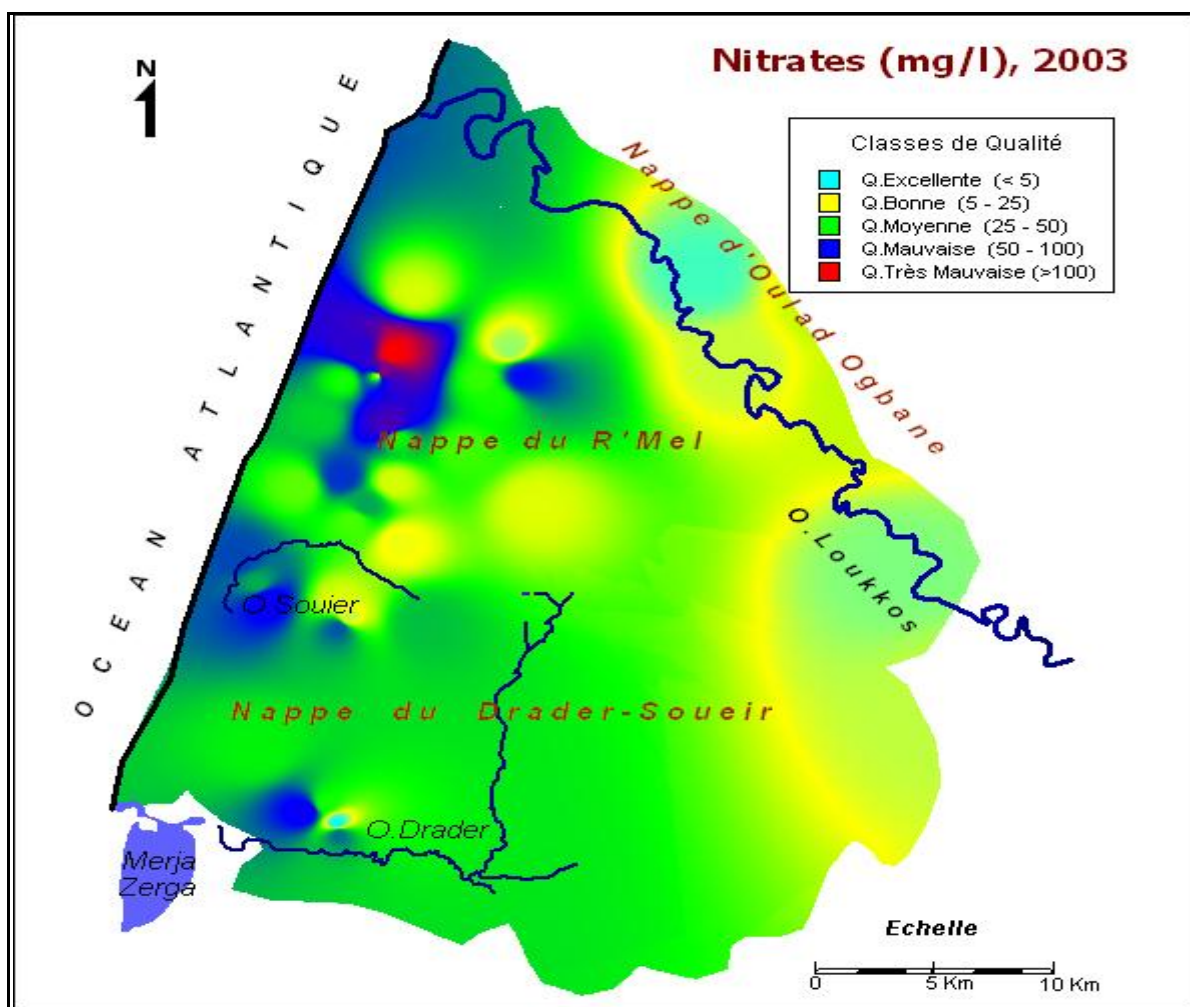


Figure 10 : Carte de Pollution par les Nitrates (ORMVAL)

1.2 – Contexte climatologique

L'ensemble des données climatiques fourni par l'ORMVAL, ont permis de classer la zone d'étude dans le domaine du climat méditerranéen subhumide caractérisé par un été chaud et sec et un hiver tempéré et humide. La pluviométrie augmente sensiblement quand on passe de la côte atlantique aux collines de l'intérieur. Elle atteint un maximum de 1800 mm dans les montagnes du haut bassin versant du Loukkos. La pluviométrie moyenne du bassin est de l'ordre de 725 mm, un peu plus bas en bord de la mer, et plus élevée vers l'intérieur. Les variations diurnes de température sont ainsi notablement plus élevées à Ksar-El-Kebir qu'à Larache.

L'étude climatologique du secteur d'étude a fait intervenir les variations inter-annuelles des précipitations et des températures des trois stations Larache, Laouamra et M'rissa disponibles sur une période allant de 25 à 30 ans (de 1975 à 2006)

☞ Température

L'historique des données disponibles des valeurs maximales et minimales de la température des différentes stations météorologiques révèle que le mois le plus chaud est le mois d'Aout avec une température moyenne de 25°C, tandis que les températures minimales s'observent pendant le mois de janvier (8°C en moyenne). Pour une période allant de 25 à 30ans, la température moyenne annuelle varie entre 17,5°C et 18,5°C pour les trois stations représentant notre zone d'étude. La température minimale est d'environ 16,3°C enregistrée en 1976/1977 à la station de Larache. Tandis que, la température maximale est de 24,1°C et elle a été enregistrée en 1999/2000 à la station de Laouamra (Figure 11).

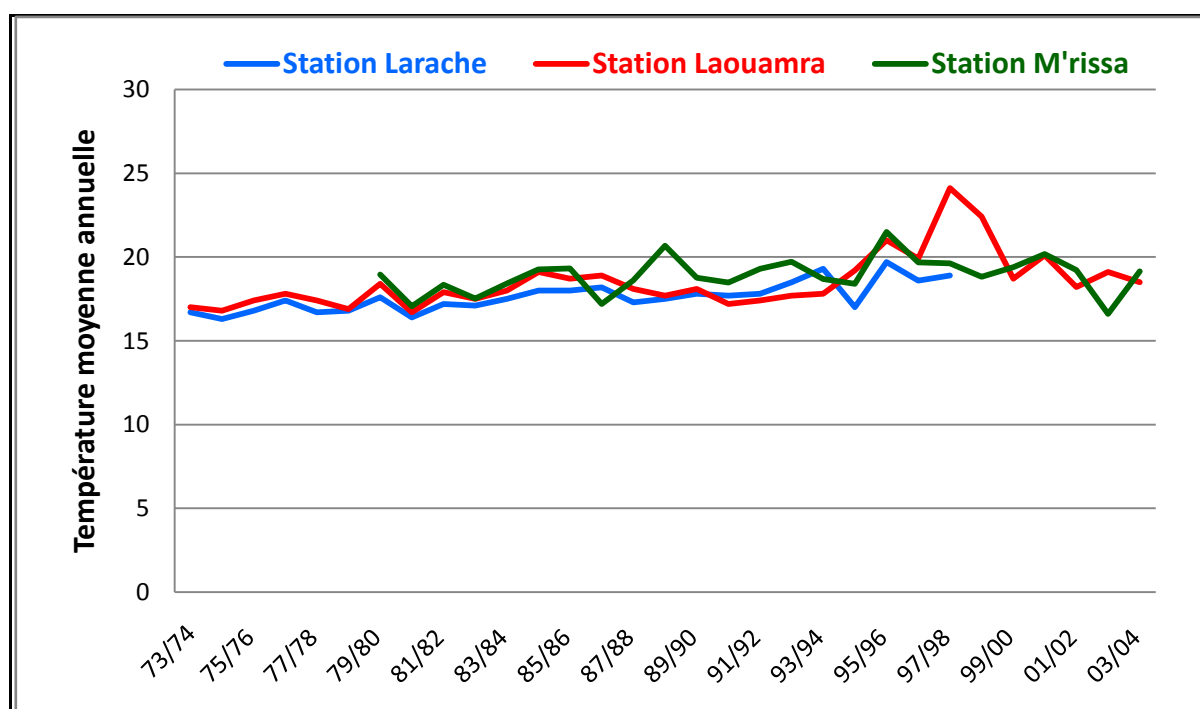


Figure 11 : Évolution de la température moyenne annuelle des trois stations (1975-2004) (ORMVAL)

☞ Pluviométrie

La pluviométrie moyenne annuelle, au niveau des trois stations, a été calculée sur une période de 30 ans allant de 1975 à 2006. Elle est de 647,3 mm, 643,5mm et 600 mm respectivement au niveau des stations de Larache, Laouamra et M'rissa. Toutefois, la pluviométrie annuelle est très variable d'une année à l'autre, elle oscille entre 296,2 mm en 1998-99 et 1237 mm en 1995-96 pour la station de Larache (Figure 12). Pour la station de Laouamra, cette variation oscille entre 319,5mm enregistrée en 1994/95 et 1122,8 mm en 1995/96. Tandis que pour la station de M'rissa la pluviométrie annuelle enregistrée pour cette période oscille entre 259mm en 1994/1995 et 1039mm en 1995/1996mm.

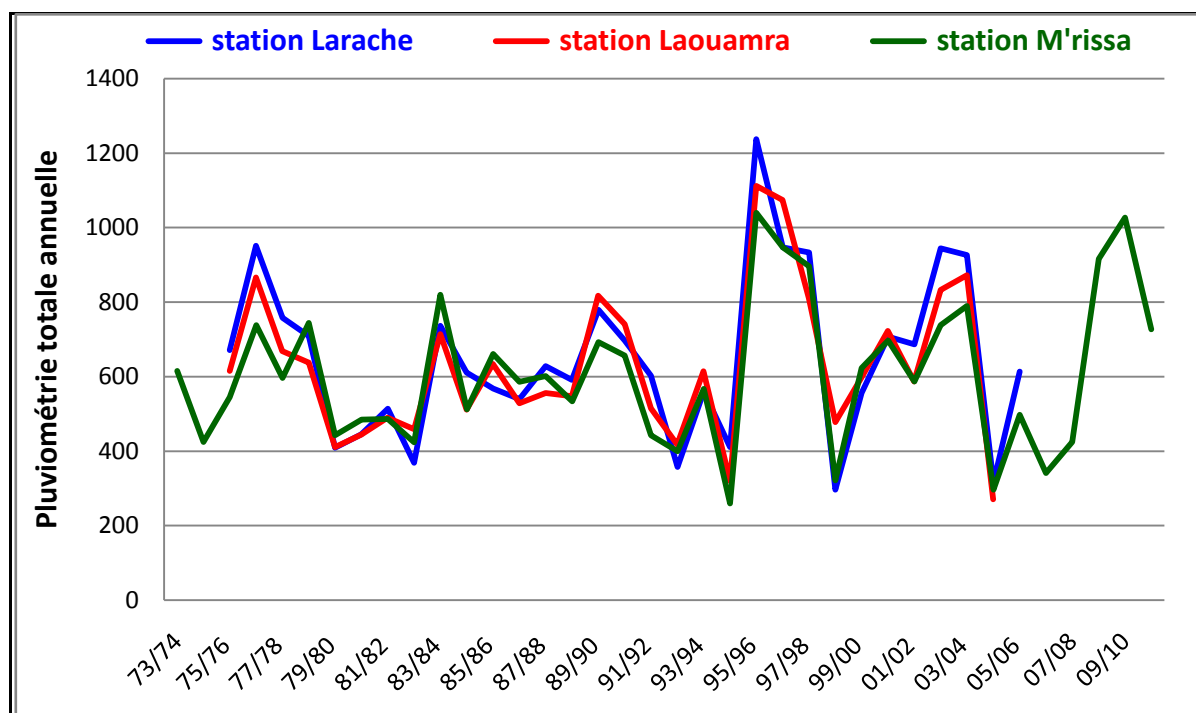


Figure 12 : Évolution de la pluviométrie totale annuelle des trois stations (1974-2010) (ORMVAL)

■ *Insolation*

L'effet de l'insolation est dû à l'absorption des rayons infrarouges et provoque dans les zones peu protégées (surfaces des eaux, sédiments superficiels,...) une hyperthermie. Cette dernière, au-delà d'un certain seuil, accélère les cycles de fermentations favorisées par d'autres conditions présentes dans le milieu estuarien (microflore bactérienne, vase riche en sulfure de fer, résidus dégradés de pollution) (El Moghit, 2009).

■ *Le vent*

Les vents dominants, résultants du caractère océanique du climat, soufflent d'Ouest à Sud-Ouest. La vitesse moyenne du vent est d'environ 3m/s et ne dépasse que rarement 5m/s (CID et al., 1996).

▪ *L'Humidité relative*

A la station de Larache, l'humidité relative moyenne est de 78% avec un minimum de 72% en Avril-Mai et un maximum de 82% pendant la période de Novembre à Janvier (SICORES, 1971).

▪ *Ensoleillement et brouillard*

La durée de l'ensoleillement, à Larache, est de 2800 heures par an. Les journées de brouillard s'élèvent à 51, et sont beaucoup plus importantes pendant la saison sèche (SECORES, 1971).

1.3 – Contexte géologique

Le bassin versant du Loukkos se situe dans la chaîne du rif, qui constitue l'ossature du domaine géologique Rifain. Ce domaine correspond à la partie Nord du Maroc qui porte l'empreinte géographique et plus encore géologique de son influence méditerranéenne. Au fond de la vallée le substrat est limoneux à sablo-limoneux (Marçais et Suter, 1966 ; Leblanc, 1975 ; Michard, 1976 ; in Snoussi, 1980). Vers le Nord ou le Nord-Est, elle plonge directement dans la Méditerranée par une côte généralement rocheuse. Vers le Sud ou Sud-Ouest, elle s'abaisse insensiblement vers le domaine des collines pré-rifaines, elles-mêmes bordées par un avant-pays plat à l'Ouest. Les unités internes du domaine rifain sont en grande partie immergées sous les eaux de la Méditerranée et ses éléments majeurs peuvent être suivis longtemps sous les eaux profondes du Golfe de Cadix (Bonin et al., 1975, Lajat et al., 1975).

Le domaine rifain se distingue par une tectogenèse violente avec métamorphisme et charriage. Structuralement la partie externe Sud-occidentale du Rif peut être subdivisée en trois domaines : le domaine Interne, le domaine des flyschs et le domaine Externe (Durand-Delga, 1960, 1962 ; Kornprobst, 1974) (Figure 13) :

- 1) **Le domaine Interne** : s'étend le long de la Méditerranée de Sebta à Jebha. Les terrains y sont métamorphiques et constitués par des gneiss, schistes, calcaires et dolomites, d'âges primaires et permo-triasique. Dans ce domaine, on distingue trois ensembles structuraux superposés du bas vers le haut : les Septides, les Ghomarides et la Dorsale calcaire.
- 2) **Le domaine des flyschs** : Il chevauche le domaine externe entre le Détroit de Gibraltar et le Rif central à l'Est. Ce domaine est débité en nappes constituées de matériel crétacé et tertiaire (Bouillin et al., 1970 ; Didon et al. ; 1973 ; Suter, 1980). Ces nappes occupent trois positions structurales : elles sont soit en superposition sur les unités du domaine interne, soit entre le domaine interne et le domaine externe, ou bien en position plus externe sous forme de masses isolées sur les unités du domaine externe.
- 3) **Le domaine Externe** : C'est un domaine structural vaste, qui représente la marge téthysienne de la plaque africaine. Il est recouvert par les nappes de charriage de flyschs et en partie par le domaine interne. Il est subdivisé en trois grandes parties qui sont de l'intérieur vers l'extérieur c'est-à-dire du Nord au Sud : l'Intrarif, le Mésorif, et le prérif (Maychou, 2009).

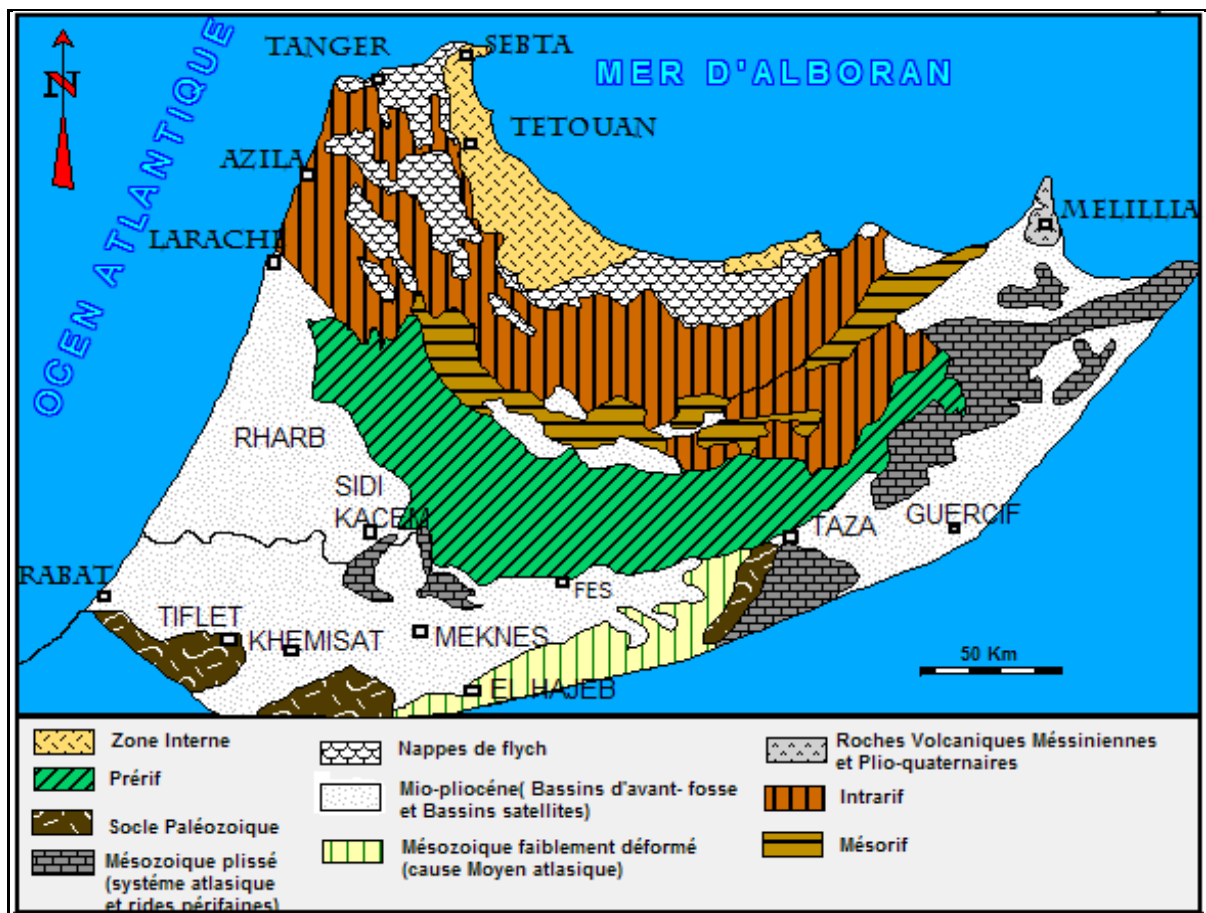


Figure 13 : Carte géologique simplifiée du Rif au 1/500000 (Suter, 1980)

- **Le Mésorif :** Il est formé de terrains allant du Lias au Miocène moyen, caractérisés par des dépôts argilo-gréseux du Callovo-Oxfordien (Wildi, 1981 ; 1983), et par les calcarénites du Miocène moyen (Suter, 1965).
- **Le Prérif :** A l'extérieur de l'ensemble montagneux rifain vient un domaine de collines à dominante argilo-marneuse. C'est ce qu'on appelle aussi le Prérif. Il constitue la partie la plus méridionale de la chaîne rifaine. Il est limité au Sud par la plaine du Saïs, sur laquelle sont bâties les villes de Fès et Meknès, à l'Ouest par la plaine du Rharb et le pays des Zemmour, et vers l'Est, il ne dépasse pas la vallée du Sebou. Subdivisé à son tour en Prérif interne et Prérif externe (Wildi, 1983, Marcais et Suter in Durand- Delga et al., 1962).
- **L'Intrarif :** (au Nord) est caractérisée par la très grande puissance des flyschs du Malm et de l'Albo-Aptien. Elle peut se subdiviser en autochtone (ou parautochtone) et en nappes de charriage.
 - ✓ **l'unité de Ketama :** affleure exclusivement dans le Rif central (Andrieux, 1971). C'est une unité parautochtone et épimétamorphique à matériel schistoquarzitique d'âge liasique à crétacé inférieur (Andrieux, 1971, 1973 ; Frizon de Lamotte, 1985).
 - ✓ **l'unité de Tanger :** est représentée surtout dans la partie occidentale du Rif externe. Sa série stratigraphique comporte des formations allant de l'Albo-

Aptien au Miocène inférieur, mais elle est largement représentée par les marges argileuses au Crétacé supérieur.

- ✓ **l'unité du Loukkos** : affleure dans le Rif occidental, les faciès qui prédominent sont les marno-calcaires de l'Albo-Cénomaniens et du Sénonien (Lepinasse, 1975 ; Ben Yaich, 1991).

Le bassin du Bas-Loukkos est situé à la limite de la zone méso-rifaine qui constitue toute sa bordure orientale et Nord-orientale. Sa lithologie est caractérisée par des marnes grises du Crétacé supérieur (Sénonien essentiellement), des marnes et marno-calcaires de l'Eocène, et des marnes grises à bancs gréseux de l'Oligo-Miocène appelé «grès larachiens ». Au Sud, les collines de Ouled-Ogbane sont constituées de cailloutis Villafranchiens limités au Sud par des affleurements de nappe pré-rifaine dont les terrains sont assez analogues à ceux de la zone méso-rifaine, mais dont la structure est beaucoup plus complexe et fréquemment injectée de Trias gypseux (Thauvin, 1971).

En fait, les différentes formations stratigraphiques constituant le bas Loukkos se présentent comme suit (Thauvin, 1971) :

- **Miocène supérieur et du Pliocène inférieur** : Les marnes bleues, plus ou moins sableuses vers le haut, constituent le substratum imperméable des horizons aquifères. Ces formations, reconnues par sondages mécaniques et par géophysique électrique, sont suffisamment épaisses pour constituer un plancher imperméable (résistivité est généralement inférieure à 5 Ohm.m) ;
- **Plio-Villafranchien** : ont un caractère détritico et coquillier qui nous amène à rapporter, par analogie avec des bassins voisins, à la transgression (Moghrebienne). Le caractère transgressif de cette formation est attesté par l'absence dans plusieurs forages, des marnes jaunes astiennes (érosion), par la présence parfois d'un conglomérat de base de plus ou moins consolidé contenant des galets gréseux ou marneux et par l'aspect très argileux des termes inférieurs dû au remaniement des marnes sous-jacentes. Cet horizon marin est très caractéristique des formations de R'Mel et conserve une épaisseur relativement constante (entre 30 et 50 m dans la partie centrale). Une alternance des grès durs, des grès sableux et des grès argileux apparaît au bord Sud-Est (Laâouamra) et la formation se réduit et devient de plus en plus sableuse.
- **Villafranchien** : ces formations continentales comprennent d'abord des cailloutis à ciment argileux rouge, analogues à ceux d'Arbaoua, et qu'on ne trouve pratiquement qu'au Sud-Est du bassin où ils peuvent dépasser 50 m d'épaisseur. En passage latéral et supérieur, on a ensuite des limons sableux rouges qui peuvent atteindre une puissance comparable ;
- **Quaternaire marin** n'est connu qu'à Larache où il est représenté par des grès et des lumachelles attribués au Maarifien (Quaternaire ancien). Le Quaternaire continental est sous faciès de grès dunaires dans les Rehamna, et d'alluvions fluviales variées dans la plaine, qui peuvent localement dépasser 50 m de puissance ;
- **Quaternaire récent** (dans lesquelles on trouve parfois des marnes bleues plus ou moins sableuses, à coquilles marines, attribuées à la transgression flamandienne) comprennent principalement des argiles rouges à passages sableux ou caillouteux,

attribuées au Soltanien, et des tirs marno-limoneux noirs ou grisâtres, attribués au Rharbien.

1.4 - Contexte hydrogéologique

La plaine du Loukkos comporte un complexe aquifère composé essentiellement de formations sableuses et gréseuses du Plio-Villafranchien et Quaternaire dont les principales nappes sont : la nappe du Dradère–Souiere, la nappe de R'Mel, la nappe de Oulad Ogbane et la nappe alluviale de l'oued Loukkos (Figure 14). Les trois dernières nappes, constituant le bas loukkos, sont limitées au Nord et à l'Est par des formations Rifaines, au Sud par des marnes bleues et à l'Ouest par l'Océan Atlantique. Les études géophysiques et les sondages mécaniques de reconnaissance ont intéressé une grande partie de l'étendue de la région du bas Loukkos par contre les études hydrogéologiques surtout des modèles mathématiques de simulation sont limités uniquement à la nappe de R'Mel. Le substratum de ces nappes est constitué par des marnes bleues du Mio-Pliocène connues avec précisions grâce aux forages et aux sondages géophysique. Le toit de ces marnes bleues s'allonge en forme de baignoire orientée Sud Est – Nord Ouest, ouverte sur l'Océan vers le douar Guedira et par l'estuaire du Loukkos. Sous la plus grande partie du bassin, les marnes bleues sont sous la cote zéro et peuvent dépasser dans certaines fosses la cote -50 m (Rehamna et Ouled-Ogbane) ; les cotes positives ne sont atteintes, hormis les bordures, que sur la butte du douar Ouled-Saïd où affleure un lambeau de nappe pré-rifaine, dans la région de Larache, et sur un éperon parallèle à la mer et passant par les douars Ouled-Sehar et Hiaïda (Tauvin, 1971). Le potentiel hydraulique mobilisable à partir de ces nappes s'évalue environ à 91 millions de m³ par an.

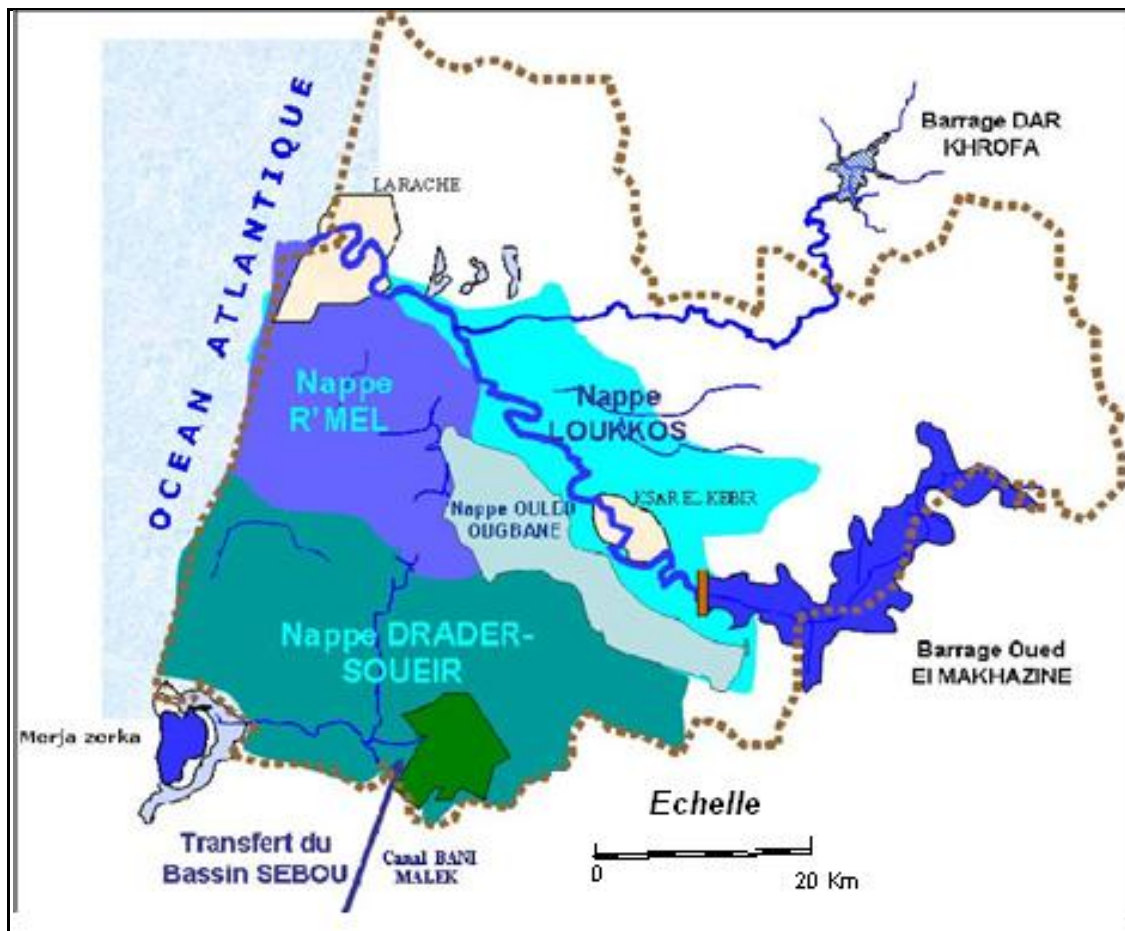


Figure 14 : Les ressources en eau souterraines du périmètre de Loukkos (ORMVAL)

1.3.1 - Nature et structure de l'aquifère de R'Mel

La nappe de R'Mel constitue la réserve la plus importante en eau souterraine dans la partie Nord-Ouest du Maroc. Les limites naturelles de la nappe de R'Mel sont constituées par les affleurements marneux du Secondaire et du Tertiaire au Nord et au Sud, par le talus Quaternaire (dominant la plaine de Loukkos) et les Oueds Smid El Ma et El Kihel à l'Est et au Nord Est, par les cailloutis à ciment argileux de la nappe d'Oulad Ogbane au Sud Est et par la côte atlantique à l'Ouest. Oued Smid El Ma forme une vraie limite entre un Villafranchien essentiellement pierreux au Sud et un Villafranchien sablonneux au Nord. Le premier est couvert par une forêt bien conservée tandis que le deuxième est totalement déboisé et cultivé. Le bassin de R'Mel s'étend du Nord (Altitude entre 20 et 30 m) vers le sud (Altitude entre 80 et 100 m). Au Sud, les collines de Ghabat Raissouni et Ghabat Khalifa atteignent 140 m. La partie Est de la nappe est divisée naturellement par deux affluents permanents de l'oued Loukkos. Il s'agit de l'oued Sakh Sokh et l'oued Smid El Ma. Les sondages hydrogéologiques ont permis de distinguer les anticlinaux (Oulad Ghomari R'Mel et Ghabat Khalifa) et les synclinaux (Laouamra). Ces déformations laissent apparaître le substratum moghrebien (lumachelles) ou pliocène (marnes bleues) sur la rive droite de l'Oued Smid El Ma. Dans la partie occidentale, une falaise est découpée par les formations du Moghrebien où les lumachelles affleurent en dessous du villafranchien dans la zone d'Oulad Skhar (source de Sidi Alla Cherif) (Ben Driss, 2009).

Pour comprendre la structure lithologique de la nappe plusieurs études ont été menées dans la région du bas Loukkos. La première étude hydrogéologique du bassin du bas Loukkos, réalisée dans le cadre des études générales d'aménagement et de valorisation du bassin de l'oued Loukkos, a été faite par Messaoud en 1963. Cette étude a été suivie par des études hydrogéologiques de la nappe de R'Mel afin d'établir un bilan d'exploitation de la nappe permettant une gestion optimale des ressources souterraines (DGH, 1975, 1976 et 1983). En parallèle, trois campagnes de prospections géo-électriques ont été entreprises dans la nappe de R'Mel en 1960, 1974 et 1977. Les objectifs principaux de ces campagnes étaient la reconnaissance géologique, la précision de l'allure topographique du substratum, la position et la puissance des formations aquifères et leur comportement. Ces campagnes géophysiques ont mis en évidence quatre couches superposées, qui peuvent être schématisées du haut en bas comme suit :

- ✓ sables dunaires plus ou moins consolidés ;
- ✓ une formation très hétérogène, d'épaisseur et de perméabilité très variables, formée d'alternance de sables, sables marneux, sables argileux et argiles ;
- ✓ une formation aquifère composée quelquefois de lentilles perméables et imperméables, dans laquelle se trouvent des cailloutis et des grès coquilliers ;
- ✓ des marnes bleues, à la base, constituant le substratum.

En effet, l'analyse détaillée des forages et des logs stratigraphiques en compromis avec les résultats des différentes études réalisées sur la nappe de R'Mel révèle que cet aquifère côtier circule dans le quaternaire récent constitué essentiellement de sables dunaires et grès et le plio-Villafranchien composé de grès coquilliers. A l'Ouest, la série gréseuse inférieure s'amincisse par la remontée du substratum et passe localement à un faciès plus argileux au Sud de Larache. Au Sud-Est, région de Laouamra, relèvement rapide du substratum et biseautage des grès marins. A l'Est passage à des faciès sablo-argileux, au point qu'il est difficile de faire la distinction entre les couches 2 et 3. Avec une extrême variabilité lithologique de l'horizon deux attribuée ici à des phénomènes de stratification entrecroisée.

Les deux unités sont séparées par une couche de perméabilité et d'épaisseur variable attribuée aux formations sablo-argileuses ou argileuses du Villafranchien (Figure 15 et 16). Par ailleurs, certaines études considèrent que cette couche, lorsque son épaisseur dépasse 30 m, joue le rôle d'écran imperméable mettant ainsi la nappe inférieure de grès en charge. Par conséquent, l'aquifère est considéré semi-captif avec une drainance (débit retardé) : Zone située entre les Oueds Sakh-Sokh, Smid El Ma, El Laouamra et Boucharen. Ailleurs, les deux unités sont en liaison étroite et donc l'aquifère est considéré libre avec phénomène d'égouttement (Arbai, 1999 ; SESAER et al., 2010).

Le substratum de la nappe de R'Mel de Larache est constitué essentiellement par des marnes bleues du Mio-pliocène (résistivité inférieure à 5 Ohm.m). L'allure du substratum est assez régulière. Il baisse de 0 m NGM, au Sud de la ville de Larache, à -60 m NGM en allant vers le centre au niveau des localités de Rhamna et Laouamra. Le maximum de -75m NGM est atteint juste au proche Ouest de Laouamra. L'épaisseur du substratum augmente de nouveau en direction Sud-Sud Ouest à l'extrémité Sud de la zone (Ben Driss, 2009).

La grande cuvette de Rhamna parallèle à l'Ouest est allongée suivant une direction Nord-Sud bien fermée au Sud, au Sud Ouest et au Nord par éperon marneux ; elle présente deux ouvertures : une ouverture directe au Nord Ouest (douar Guédira met le substratum à une cote de 40m) et une ouverture indirecte sur les dépôts alluvionnaires du Loukkos au Nord Est. Le haut fond du substratum, qui partant des affleurements marneux du Sud, s'enfonce progressivement vers le Nord-Ouest puis s'incurve ensuite selon une direction Nord-Sud (Arbai, 1999).

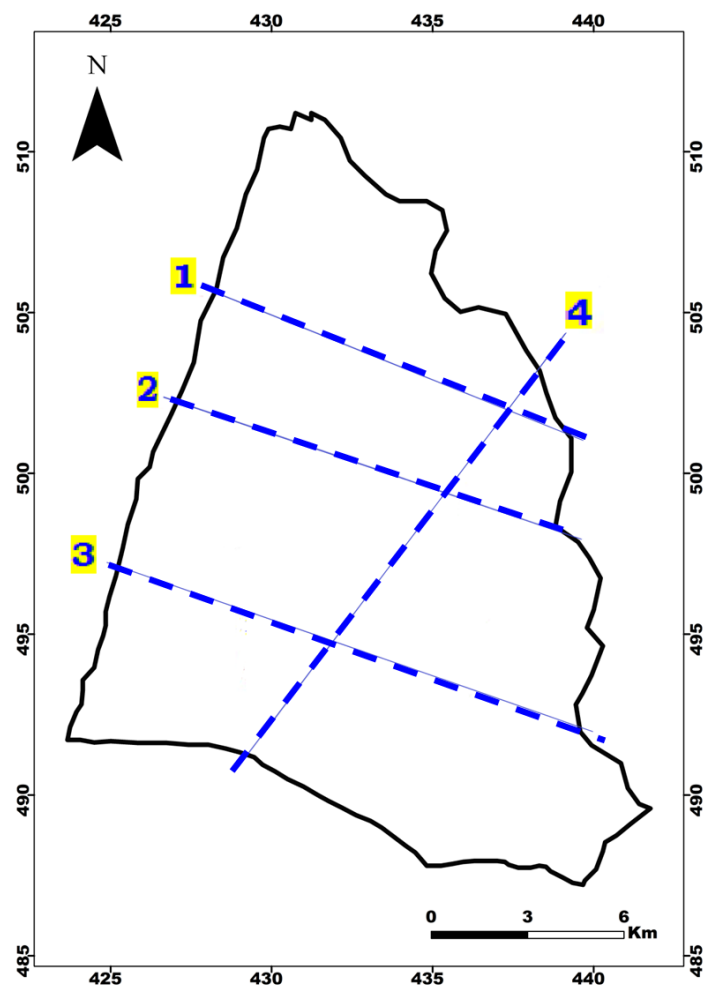


Figure 15 : Localisation des coupes réalisées dans la nappe de R'Mel (DGH)

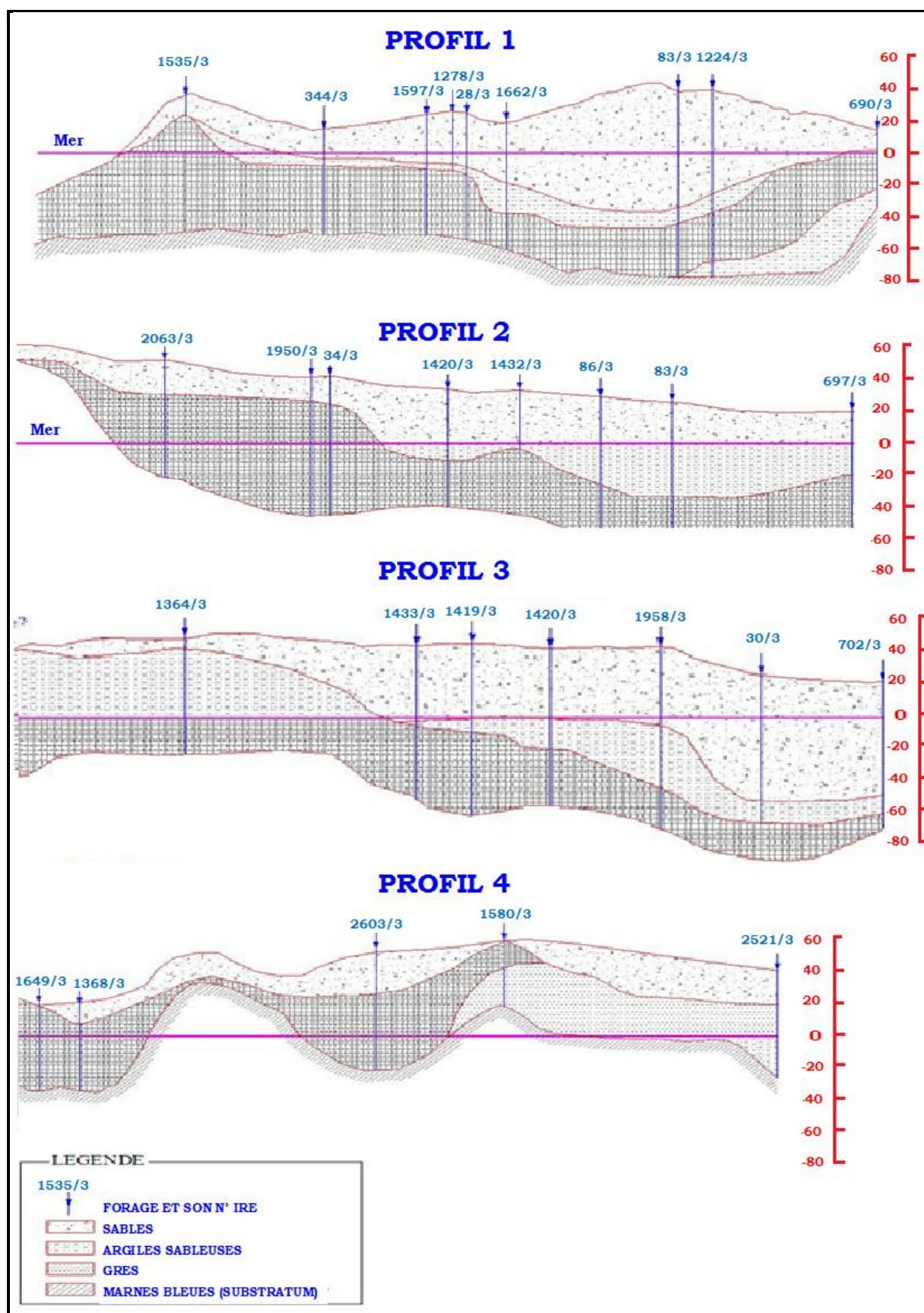


Figure 16 : Coupes géologiques réalisés selon profil (1), (2), (3) et (4) (DGH).

1.3.2 - La puissance de l'aquifère

La puissance de l'aquifère de R'Mel est comprise entre 20 et 140 m, le maximum correspond à la zone délimitée par Rhamna, Oued Kihel et Zlawla (supérieur à 100 m), puis décroît progressivement dans les trois directions Nord, Sud et Est pour atteindre la valeur de 20 m (Figure 17).

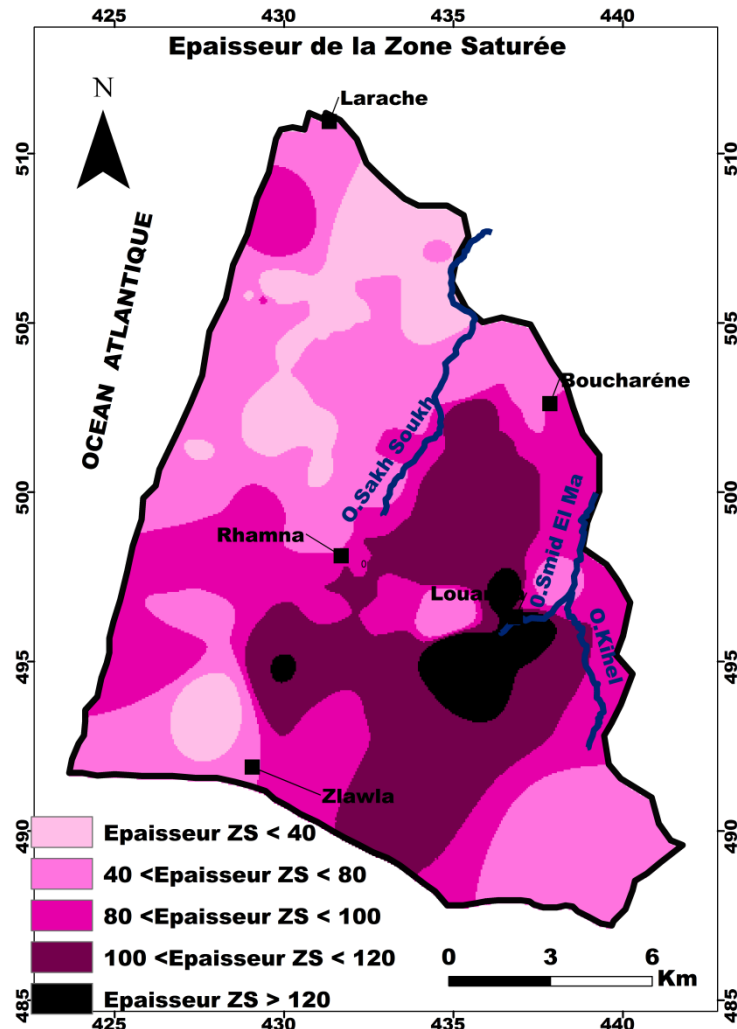


Figure 17 : Carte de répartition de l'épaisseur de l'aquifère de R'Mel

1.3.3 - Paramètres hydrodynamiques de l'aquifère de R'Mel

➤ Perméabilité

La conductivité hydraulique ou « la perméabilité » K , c'est l'aptitude d'un milieu à se laisser traverser par un fluide (eau) sous l'effet d'un gradient hydraulique. La perméabilité dépend de la granulométrie du matériau et de la connectivité des pores. Les perméabilités de la nappe de R'Mel varient entre $5 \cdot 10^{-6}$ m/s (à l'Ouest et au Sud) et $3,5 \cdot 10^{-4}$ m/s au centre de la nappe.

➤ Transmissivité

La transmissivité permet d'évaluer le débit que peut capter un forage. C'est un paramètre qui régit le débit d'eau qui s'écoule par unité de largeur de l'aquifère, sous l'effet du gradient hydraulique, incluant l'épaisseur de l'aquifère. Elle correspond au produit de la conductivité hydraulique par l'épaisseur de l'aquifère. Les transmissivités de la zone d'étude s'échelonnent entre 10^{-4} et 10^{-2} m²/s.

➤ Coefficient d'emmagasinement

L'anisotropie de l'aquifère de la nappe de R'Mel est due à l'hétérogénéité des formations qui compose le plateau de R'Mel et à la variabilité de l'épaisseur de la couche intermédiaire formée de sables argileux et argiles sableuses. Cette anisotropie entrave toute tentative d'évaluation plus précise de la valeur du coefficient d'emmagasinement. Les valeurs, déduites à partir de l'étude réalisée sur la nappe de R'Mel (Arbai, 1999), donnent une répartition qui diffère d'une région à l'autre. En effet, la valeur moyenne est de $1,6 \cdot 10^{-2}$ à R'Hamna (zone centrale), $6,3 \cdot 10^{-3}$ au Nord-Ouest et $1,7 \cdot 10^{-3}$ à Boucharéne (zone Est).

1.3.4 - Bilan indicatif de la nappe de R'Mel

Les entrées de la nappe sont constituées essentiellement par l'infiltration des eaux de pluies et le retour des eaux d'irrigation d'origine souterraine (forages) ou superficielle à partir du barrage de l'Oued El makhazine. Tandis que, les sorties de la nappe sont constituées par les prélèvements agricoles effectués par les particuliers et les sociétés agricoles, les prélèvements de l'ONEP au Nord-Ouest, le drainage des eaux superficielles (oueds Sakh-Sokh, Smid El Ma et El Kihel) au niveau de la limite Nord-Est de la nappe, l'écoulement diffus vers le talus (limite Est de la nappe) et l'écoulement souterrain vers l'Atlantique (limite Ouest de la nappe). Le volume total des entrées est évalué à environ 2.465 m³/s (environ 77,7 Mm³/an). Les termes du bilan et les volumes correspondant sont synthétisés dans le tableau 9 ci-après.

Tableau 9 : Les termes du bilan de la nappe de R'Mel (DRPE, 2003)

Entrées l/s (Mm3/an)		
☼ Infiltration des eaux de pluie ;	1569 (49.4)	
☼ Infiltration des surplus d’irrigation sur le périmètre ORMVAL irrigué à partir des eaux de surface ;	714 (22.5)	
☼ Infiltration des surplus d’irrigation des sociétés agricoles	109.5 (3.4)	
☼ Infiltration des surplus d’irrigation des particuliers.	73.2 (2.3)	
Sorties l/s (Mm3/an)		
☼ AEP Larache, Ksar El Kébir (Etude des redevances)		352.5 (11.1)
☼ AEP rurale (estimée d'après le nombre de population)		79 (2.49)
☼ Prélèvement SODEA		106 (3.34)
☼ Prélèvement CAL		268(8.4)*
☼ Prélèvement SUCRAL		10 (0.3)
☼ Prélèvement particuliers (Etude des redevances)		366 (11.5)
☼ Sorties de la nappe vers la mer		565 (17.5)
☼ Drainage de la nappe par les oueds		350 (11.0)
☼ Sorties vers le Talus (déduite du bilan)		368 (11.6)
Total		2465 l/s
	(77.7 Mm3)	(77.7 Mm3)
Entrées – Sorties	0	

1.3.5 - Piézométrie de l'aquifère de R'Mel

L'analyse de la carte piézométrique de la nappe R'MEL (Figure 18), réalisée par les données du mois de Février 2012 fournies par ABHL, montre que l'écoulement général de la nappe se fait selon deux directions ; une du Sud vers le Nord-Est c'est à dire vers la plaine alluviale de l'Oued Loukkos et l'autre vers l'océan atlantique au Nord-Ouest. En effet, le niveau piézométrique de la nappe de R'Mel atteint son pic de 62 m dans la partie Sud de la nappe. Localement sur la zone côtière et au Nord de la nappe, le niveau piézométrique atteint un minimum de -12 m, ce qui pourrait inverser localement le sens de l'écoulement (invasion de l'eau de mer dans la nappe). Cette baisse importante du niveau piézométrique est probablement due aux champs captant ONEP approvisionnent en eau potable la ville de Larache.

Par ailleurs, la nappe de R'Mel présente, dans le secteur Sud-Est, de bonnes caractéristiques hydrodynamique qui se traduisent sur la carte piézométrique par un faible gradient hydraulique. Tandis que, le secteur Sud Ouest indique un fort gradient hydraulique (les isopièzes très serrées)

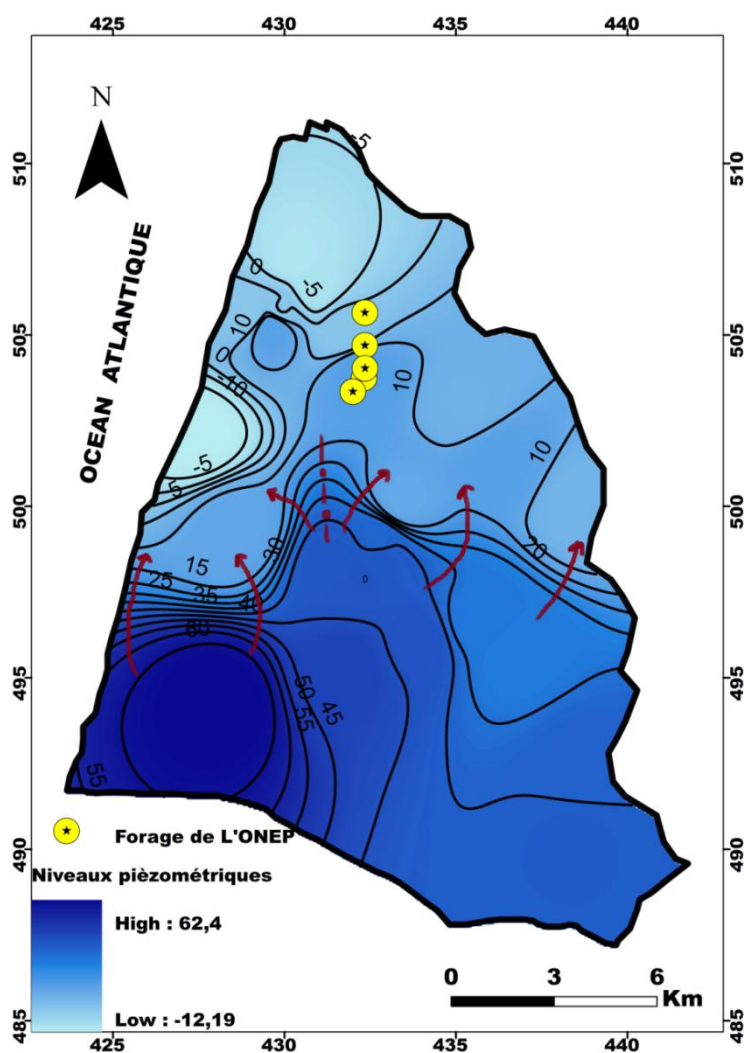


Figure 18 : Carte piézométrique de la nappe de R'Mel (Février 2012)

2 – Evaluation de la vulnérabilité dynamique par la méthode DRASTIC

2.1 – Cartographie des paramètres DRASTIC

L'interpolation permet d'estimer la valeur d'une variable, à partir d'un certain nombre de points de mesure, en chaque point d'une zone étudiée (ENRICH, 2001). Plusieurs méthodes d'interpolation, déterministes et géostatistiques, sont utilisées pour la spatialisation des données ponctuelles telles que la méthode IDWA (Inverse Distance Weighted Averaging), la méthode spline (splining), la méthode de Thiessen, le krigeage et la méthode de triangulation. La méthode de Thiessen consiste à construire des polygones autour des points cibles. Chaque point représente le centre de gravité du polygone qui l'englobe. Cette fonction a été utilisée pour la délimitation des zones d'utilisation des trois stations climatologiques utilisées pour cette étude (voir le calcul de la recharge de la nappe).

Dans ce travail la méthode IDWA, qui est une estimation par combinaison linéaire des valeurs des points connus, a été utilisée pour interpoler tous les paramètres nécessaires pour le calcul des indices des deux méthodes utilisées dans ce travail à l'exception du paramètre pente «T» de la méthode DRASTIC. Ce facteur a été déduit à partir du modèle numérique de terrain (MNT) généré par l'interpolation triangulaire (TIN) des courbes de niveaux et des points de cotés digitalisées à partir des cartes topographiques couvrant notre zone d'étude. La triangulation est utilisée pour élaborer un maillage qui servira comme support de travail. Ce type d'interpolation consiste à définir un maillage triangulaire, dont les points de mesure représentent les nœuds des triangles.

Les cartes relatives aux paramètres : profondeur à la nappe (D), recharge nette (R), lithologie de l'aquifère (A), type de sol (S), impact de la zone non saturée (I) et conductivité hydraulique (C) sont obtenues par interpolation (IDWA) de données ponctuelles. Par ailleurs, la carte topographique est obtenue par digitalisation de deux cartes topographiques de Larache et de Lalla Mimouna à échelle 1/50 000 (Tableau 10).

Tableau 10 : les sources et le mode d'acquisition des paramètres de DRASTIC

Paramètre	Type de données	Type de traitement	Source de données
D	profondeur de la nappe (Mars 2003 et Janvier 2005)	Interpolation IDWA	ORMVAL et ABHL
R	Pluviométries et Températures moyenne mensuelles (2003 et 2005)	Interpolation IDWA	ORMVAL et ABHL
A	Les données de forages	Interpolation IDWA	DGH et ABHL
S	Les données des Profils pédologiques	Interpolation IDWA	ORMVAL
T	Carte Topographique 1/50' 000 (Larache et Lalla Mimouna)	déigitalisation	ORMVAL
I	Données de forages	Interpolation IDWA	DGH et ABHL
C	Les essais de pompages	Interpolation IDWA	DGH

La grille utilisée pour la cartographie est celle du modèle numérique de terrain, au maillage carré de 88 m de côté. Dans le SIG, chaque paramètre est noté sur une couche en lui affectant une valeur numérique correspondant à son poids, c'est-à-dire son influence sur la vulnérabilité de la nappe. Ensuite, ces couches sont superposées sur une couche résultat où sera calculé l'indice DRASTIC.

2.1.1 – Paramètres statiques

➤ Type de sol

Les différentes études pédologiques réalisées sur le plateau du R'Mel à différentes échelles (voir paragraphe I.2 du présent chapitre) ont montré que les sols peuvent se répartir, inégalement, dans les classes suivantes : sols peu évolués, sols brunifiés, sols fersiallitiques ou sols à sesquioxydes de fer (ou de manganèse) et les sols hydromorphes. Cette classification est basée sur celle utilisée au Maroc (Aubert, 1965). Dans chacun de ces classes on distingue un certain nombre de types de sols selon la texture des différents horizons, la profondeur d'apparition du squelette gréseux, du calcaire ou des pisolites ferrugineux, la présence de lits de galets à profondeur variable et l'hydromorphie en profondeur. En l'absence d'une carte pédologique représentant notre zone d'étude, une carte des sols a été élaborée par regroupement des données pédologiques des profils types similaires réalisés dans la zone d'étude. La carte obtenue montre que les sols fersiallitiques ou sols à sesquioxydes de fer (ou de manganèse) occupent 40% de la superficie totale de zone d'étude. Tandis que les 60% sont représentés par les sols peu évolués qui occupent le Sud Ouest, le Sud Est et la limite de la nappe avec celle d'Ouled Ogbane. La superficie occupée par les deux autres types de sols à savoir (brunifié et hydromorphe) est négligeable (Figure 19).

Le calcul de la note finale accordée à chaque type de sol a été obtenu par l'application de la relation (5) sur les différents profils existant dans notre zone d'étude :

$$N = \sum_{i=1}^n \frac{N_i * E_i}{E_t} \quad (5)$$

avec :

N : note finale accordée à chaque profile ;

N_i : note de l'horizon i par la méthode DRASTIC ;

n : nombre des horizons constituant le sol ;

E_i : épaisseur de l'horizon i ;

E_t : épaisseur totale des horizons constituant le sol ;

Les notes attribuées pour chaque horizon sont les notes typiques de chaque type de sol accordé selon la méthode DRASTIC (Tableau 11).

Tableau 11 : les notes type de sol attribué pour chaque horizon selon DRASTIC

Classe	Note DRASTIC
Mince ou absent	10
Graviers	10
Sables	9
sable limoneux / sable peu argileux	7
sable argileux	6
Argiles sableux	4
Argiles	1

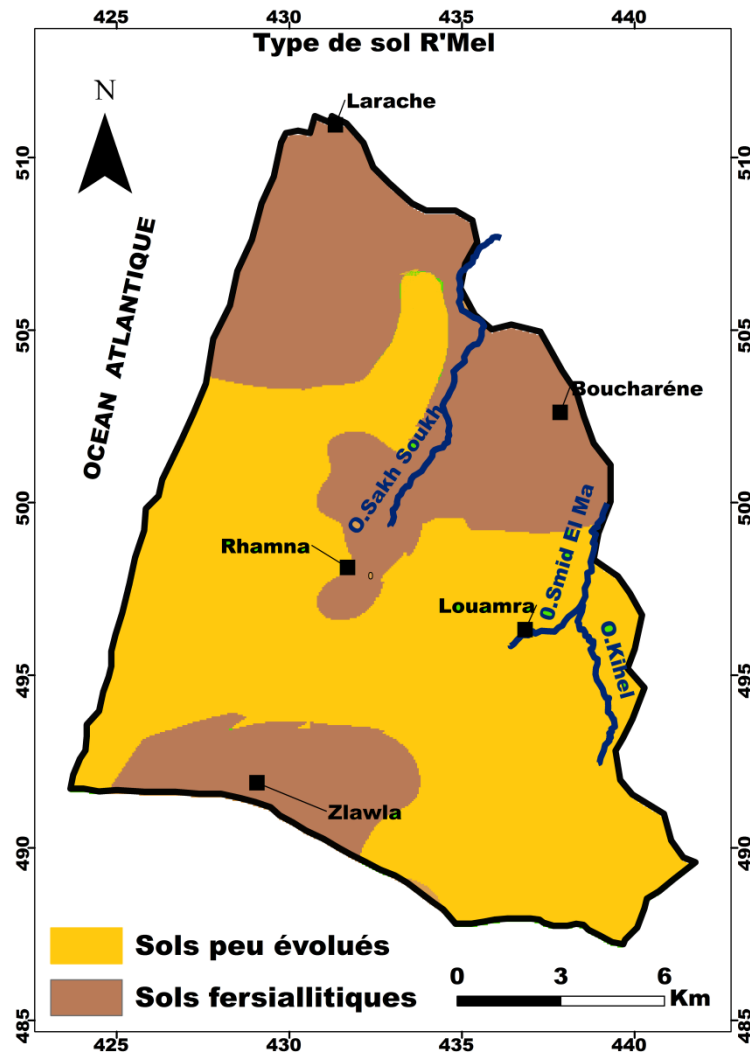


Figure 19 : Carte type de sol de la nappe de R'Mel

Les notes obtenues pour chaque profil oscillent généralement entre 7 et 9 (Figure 20). La carte de la répartition spatiale des notes accordées montre que les sols caractérisés par l'indice 9 (sols sableux) représentent 41% de la superficie totale de la nappe et occupent généralement le centre et le Sud-Est de la plaine. Les sols sableux avec des horizons sableux argileux, sableux limoneux, argileux sableux, argileux limoneux recouvrent la majeure partie de la nappe et prennent un indice de 7 ou 8 selon la nature et l'épaisseur de ces horizons. Ces types de sols représentent 59% et occupent le Nord, le Sud et le Sud-Ouest de la plaine de R'Mel.

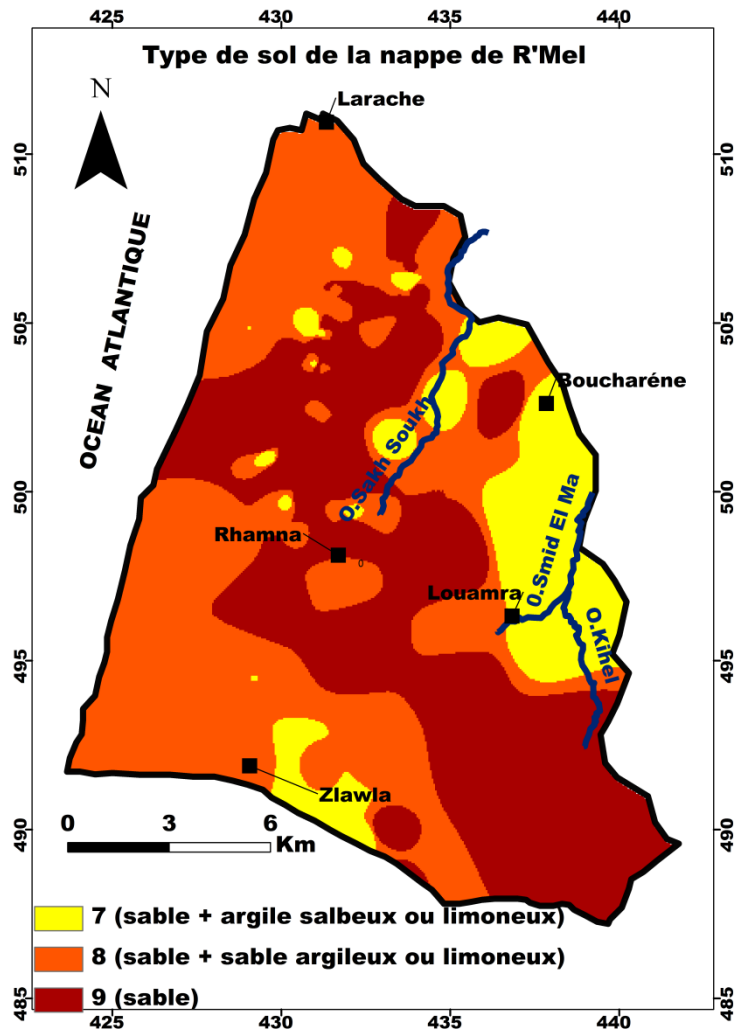


Figure 20 : Carte type de sol selon la méthode DRASTIC

➡ Topographie

La topographie du terrain intervient dans l'estimation de la vulnérabilité d'un aquifère selon DRASTIC avec un poids très faible ($T_p = 1$). Elle conditionne le ruissellement de l'eau ou sa stagnation qui respectivement diminue ou augmente les risques d'infiltration d'un polluant.

La digitalisation des courbes de niveau et des points côtés, que nous avons réalisée et à partir des cartes topographiques aux 1/50'000 de Larache et de Lalla Mimouna, a servi à la génération du modèle numérique de terrain (MNT), au pas de 88 m (sous le format TIN) (Figure 21). La carte obtenue montre que 95% de la superficie de la zone d'étude a une pente faible inférieure à 6% (Figure 22 et Tableau 12).

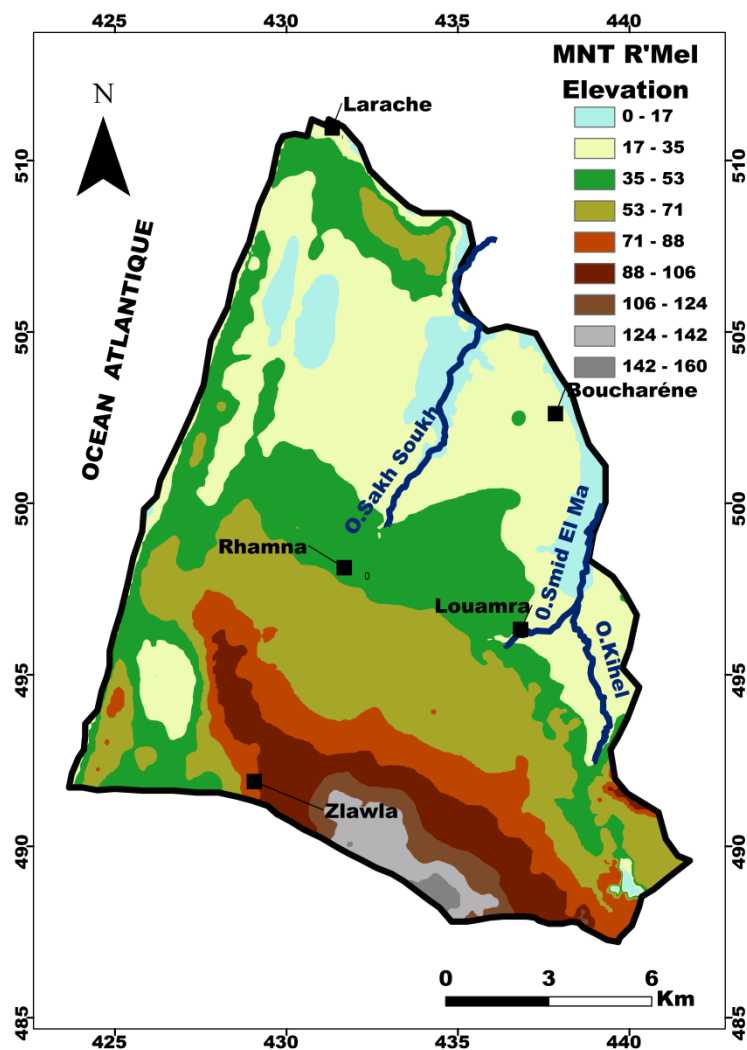


Figure 21 : Le Modèle Numérique de Terrain (MNT)

Tableau 12 : Les notes accordées aux différentes classes de la topographie selon la méthode DRASTIC

Classe	Note DRASTIC	Pourcentage des superficie occupées
Pente < 2%	10	60%
2% < Pente < 6%	9	35%
6% < Pente < 12%	5	4,3%
12% < Pente < 18%	3	0,40%
Pente > 18%	1	0,30%

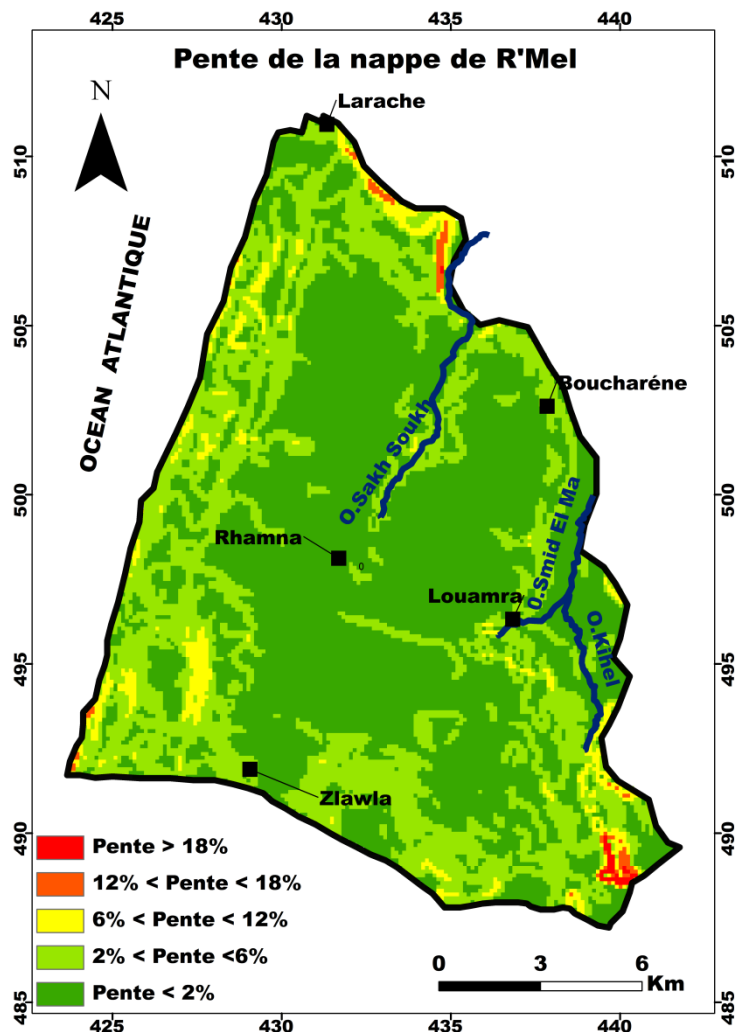


Figure 22 : Carte de pente (topographie) selon la méthode DRASTIC

2.1.2 – Paramètres dynamiques (dépendant du temps)

Pour les cinq paramètres dépendant du temps, nous avons élaboré pour chaque paramètre deux cartes correspondant aux deux années hydrogéologiques choisies : 2003 et 2005.

➤ Profondeur à la nappe (épaisseur de la zone non saturée)

Les auteurs de DRASTIC (Aller et al., 1987) considèrent ce paramètre comme l'un des plus significatif pour l'évaluation de la vulnérabilité et lui assignent une cote de 5, soit la cote maximale. La propagation d'un polluant particulier est caractérisée par son temps de transit. Elle est prise en charge indirectement par les paramètres préconisés par la méthode DRASTIC. En effet, ce paramètre est en adéquation avec une forte vulnérabilité. Plus la profondeur de l'eau est faible plus le temps de transit d'un polluant de la surface de la nappe est rapide. Si la nappe se trouve à une grande profondeur, le temps de transit est plus lent et la vulnérabilité est faible. Ce paramètre a été obtenu par interpolation des données ponctuelles relatives aux 36 puits mesurant la profondeur du niveau de l'eau sur les deux années. La variation spatio-temporelle de ce paramètre est représentée, selon sept classes avec les pourcentages de leurs superficies, dans le Tableau 13.

Tableau 13 : la variation des classes de la profondeur à la nappe

Classe de Profondeur en (m)	2003		2005	
	nombre de mailles	superficie en %	nombre de mailles	superficie en %
< 1,5 m	23499	24%	20889	21%
1,5 à 4,5m	33711	34%	36901	37%
4,5 à 9m	10471	11%	9844	10%
9 à 15m	14756	15%	13394	13%
15 à 22m	9606	10%	11004	11%
22 à 30m	1800	2%	1757	2%
> 30m	4 627	4%	4681	4%
TOTAL	98470	100%	98470	100%

Les deux cartes de la profondeur à la nappe, réalisées en 2003 et 2005, peuvent être réparties généralement en trois zones principales : La partie Nord et Nord-Est où la nappe se situe à une profondeur comprise entre 9 et 22 m. Ces zones occupent 25% et 24%, de la superficie de la nappe, respectivement pour les cartes établies en 2003 et 2005. Au Centre, Sud et Sud-Est de la plaine où le niveau de l'eau se situe à moins de 4,5m. Ces classes représentent 58% de la superficie totale de la nappe en 2003 et 2005. A l'Ouest, la nappe se situe à plus de 22 m. Cette zone n'occupe que 6% de la zone d'étude pour les deux cartes réalisées en 2003 et 2005 (Figure 23).

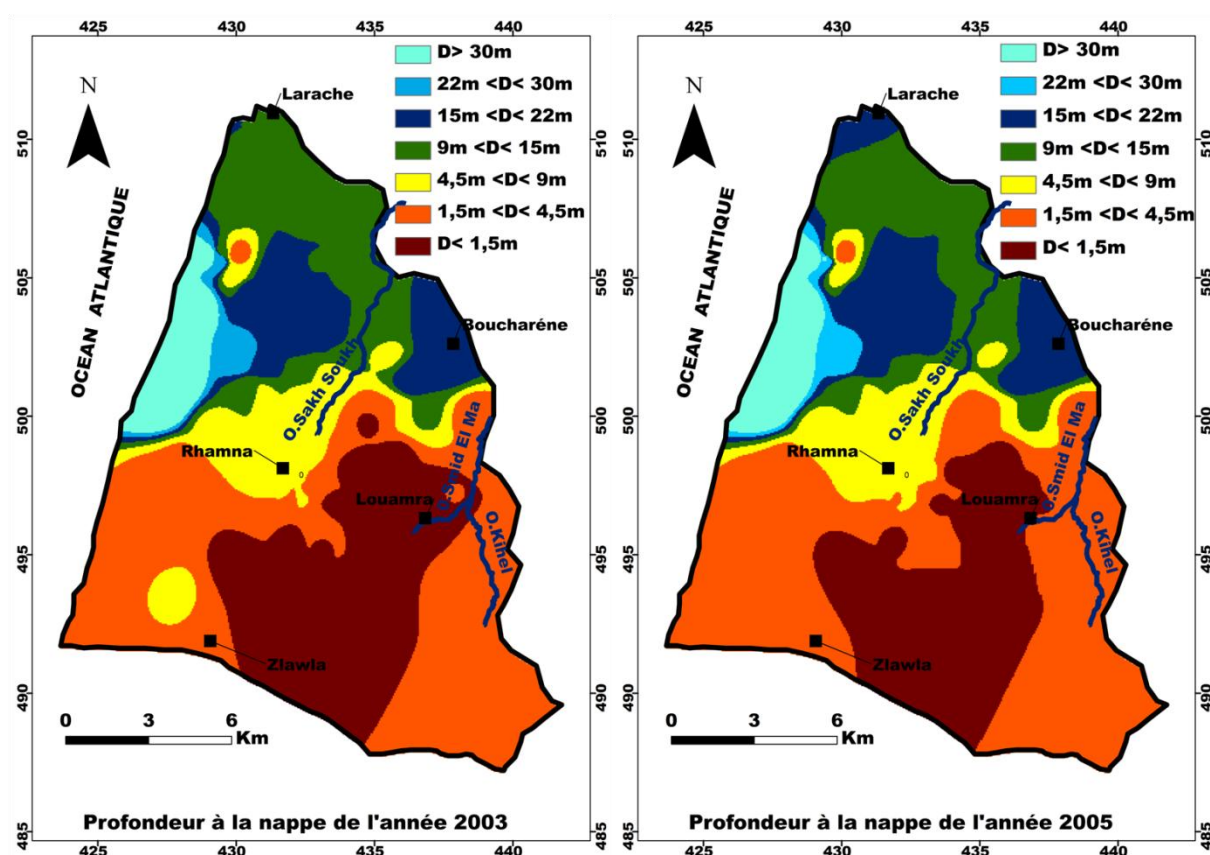


Figure 23 : Carte de la profondeur de la nappe de R'Mel selon la méthode DRASTIC en 2003 et 2005

➡ Recharge

Le paramètre recharge est l'un des plus difficiles à évaluer. La plupart des méthodes d'estimation de ce paramètre permettent une évaluation indirecte, rarement une évaluation directe n'est utilisée dans les méthodes d'estimation de la vulnérabilité (Murat, 2000). Le cycle de l'eau représente l'aspect fondamental du système sol-plante-atmosphère et son analyse est régie par le principe de conservation de la matière. La méthode de calcul du bilan d'eau à partir des données climatiques, conduit à de grandes imprécisions liées à la difficulté de l'estimation de l'évapotranspiration réelle. Ainsi, la fiabilité de cette méthode dépend de la précision des mesures des hauteurs de pluies et de l'évapotranspiration réelle.

Le bilan hydrologique d'un bassin versant est une méthode de calcul qui permet d'apprécier les relations entre apports et sorties d'eau, sur une période de temps déterminée, qui correspond à une année hydrologique complète.

Le calcul de ce bilan, nécessaire pour l'évaluation de la quantité d'eau qui s'infiltré, peut se faire par la relation (6) suivante :

$$P = ETR + (I + R + \Delta RFU) = ETR + P_{eff} \quad (6)$$

avec :

P : Lamé précipitée en mm ;

ETR : Evapotranspiration réelle en mm ;

R : Ruissellement en mm ;

ΔRFU : Variation de la réserve facilement utilisable, c'est-à-dire de la lame d'eau stockée dans le sol, utilisable par les plantes. La RFU commence à alimenter l'ETR quand les précipitations deviennent inférieures à l'ETP ;

P_{eff} ou l'excédent (**EXC**) : c'est la différence positive entre la précipitation et l'évapotranspiration réelle. Elle correspond au surplus des précipitations qui peut ruisseler et/ou s'infiltrer.

▪ *Évapotranspiration*

Le terme d'évapotranspiration désigne la quantité de vapeur d'eau rejetée dans l'atmosphère tant par évaporation directe au niveau du sol lui-même que par transpiration des organes aériens des plantes. L'étude de l'évapotranspiration exige que soient définis deux concepts essentiels : l'évapotranspiration réelle (ETR) et l'évapotranspiration potentielle (ETP). Cette dernière (ETP) est la limite maximale que peut atteindre la première (ETR). En effet, l'évapotranspiration réelle correspond à la quantité d'eau effectivement évapo-transpirée au dessus de la surface étudiée. Il est très difficile à déterminer du fait de la complexité du comportement biologique des végétaux et de la diversité des sols. De ce fait, l'évapotranspiration totale réelle (ETR) est calculée indirectement à partir de la connaissance de l'évapotranspiration potentielle (ETP), calculée par une des formules empiriques (Thornthwaite, Turc...etc.). Le non-équipement des stations météorologiques utilisées pour la détermination de certains paramètres, nous a obligés à utiliser la méthode de Thornthwaite basée sur les données disponibles. L'ETR dépend de la lame d'eau stockée dans le sol et la pluviosité et se définit, selon Thornthwaite, comme représentant la quantité d'eau disponible sous forme d'humidité du sol, suffisante pour que les plantes puissent maintenir leur taux de transpiration à un niveau maximale.

Le calcul de l'ETP, par la formule de Thornthwaite, se fait en utilisant la relation (7) suivante :

$$ETP(mm) = 16 * \left(\frac{10T}{I} \right)^\alpha F(\lambda) \quad (7)$$

T : température moyenne du mois considéré (en °C) ;

α : fonction complexe de l'indice I ;

avec $\alpha = 6,75 \cdot 10^{-7} * I^3 - 7,71 \cdot 10^{-5} * I^2 + 1,79 \cdot 10^{-2} * I + 0.49239$

I : indice thermique annuel ;

avec : $I = \sum_{i=1}^{12} I_i$ et $I_i = \left(\frac{T}{5} \right)^{1,514}$

I_i et T_i : indice et température moyenne mensuels ;

$F(\lambda)$: coefficient de correction, fonction de la latitude et du mois. Ce coefficient est lu sur la table de Thornthwaite.

■ **Calcul de la réserve facilement utilisable (RFU)**

La RFU est une notion agronomique liée à la Réserve Utile (RU), définie comme la quantité d'eau qu'une plante peut extraire d'un sol sans que sa production ne soit affectée de façon notable. Autrement dit, c'est la teneur limite au-delà de laquelle les plantes ne peuvent plus récupérer l'eau du sol. Ce critère est utilisé pour prendre en compte l'influence du sol dans l'infiltration de l'eau polluée. En effet, Plus la RFU est forte, et plus la fraction argileuse du sol est élevée. Un sol argileux a donc tendance à retenir l'eau, tandis qu'un sol sableux laisse davantage l'eau s'infiltrer (Cazaux, 2007).

L'estimation de la réserve facilement utilisable (**RFU**) a été faite par l'application de la formule de Hallaire.

$$RFU = 1/3 \times Da \times He \times P \quad \text{où}$$

Da : densité apparente moyenne du sol, estimé à 1,5 pour les sols de la plaine de R'Mel (ORMVAL) ;

He : humidité équivalente en % ;

P : profondeur de la couche traversée par les racines.

Pour la plaine de R'Mel, la profondeur du système racinaire est déduite à partir des profils pédologiques qui donnent la variation du taux de la matière organique rencontrée dans le sol. La profondeur racinaire retenue pour chaque type de sol correspondrait à l'horizon du sol montrant une réduction importante du pourcentage de la matière organique. Le dépouillement des profils pédologiques des puits contenant les mesures de la matière organique ont été utilisé pour le calcul de la réserve facilement utilisable en chacune de ces points. Cette réserve a été utilisée pour calculer la pluie efficace en chacune de ces points en utilisant les données climatologiques de la station dont relève ces puits (Larache, Laouamra ou M'rissa) pour les deux années pluviométriques (Annexe B).

■ **Ruissellement**

L'eau ruisselle sur les surfaces en suivant les lignes de plus grande pente de la surface topographique. En effet, la pente du sol définit la partition entre ruissellement et infiltration vers la nappe (Martin, 2005). Dans cette étude, la part du ruissellement a été négligée en raison de la nature sableuse du sol et des faibles valeurs de pentes de la nappe de R'Mel.

■ *Calcul de la recharge*

La recharge de la nappe s'opère principalement par l'infiltration efficace et des retours des eaux d'irrigation. Elle a été évaluée à partir des précipitations et l'infiltration efficace calculée pour les différents types de sols à l'échelle mensuelle puis annuelle. Le calcul de la lame d'eau infiltré est effectué par la prise en compte des précipitations, le stockage dans le sol (RFU), et les pertes dues à l'évapotranspiration. Durant une année pluvieuse, les couches du sol sont progressivement humidifiées. Une partie de cette eau est retenue à l'intérieur par les forces de capillarité. Si les précipitations peuvent satisfaire au maximum l'évapotranspiration réelle et la RFU, le surplus éventuel va continuer son transfert en profondeur et détermine alors l'infiltration efficace (Annexe C). Autrement dit, quand le sol est saturé et que l'effet de la gravité dépasse la capacité de rétention, l'eau peut continuer son cheminement et atteindre la nappe par percolation profonde (Kili et al., 2008). L'évapotranspiration réelle égalise l'évapotranspiration potentielle lorsque les précipitations et la quantité stockée dans le sol comme RFU suffisent à l'alimenter. En effet, ce calcul a été fait en utilisant les données de trois stations climatologiques (Larache, Laouamra et M'rissa) correspondant aux deux années choisies (2003 et 2005) (Figure 24).

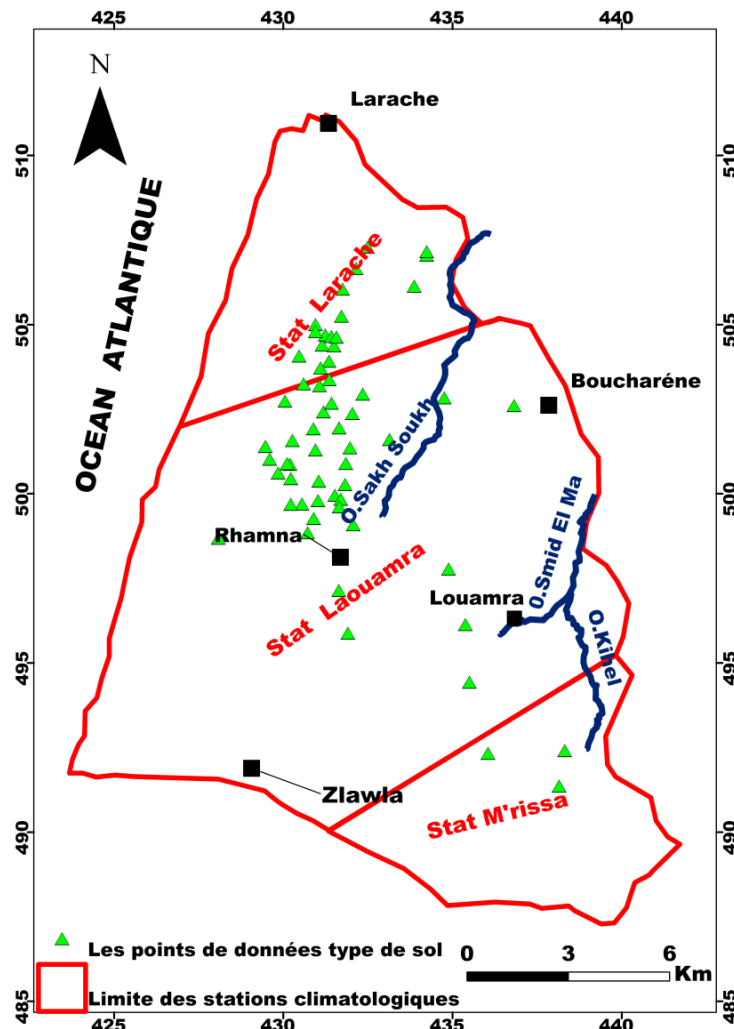


Figure 24 : Points de données type de sol et limites des stations climatologiques

■ **Cartographie du paramètre Recharge par la méthode DRASTIC**

Les cartes de la recharge de la nappe ont été obtenues par l'interpolation des valeurs de l'infiltration efficace estimée en chacun des points de données. Les retours des eaux d'irrigation n'ont pas été pris en compte dans cette étude. Selon les intervalles définis par la méthode DRASTIC pour le paramètre recharge (Tableau 14), les classes de la recharge efficaces sont réparties entre 0 mm/an comme valeur minimale et 250 mm/an comme valeur maximale. Or, les valeurs obtenues au niveau des trois stations de la nappe de R'Mel oscillent entre 357 mm/an et 532 mm/an pour l'année 2003 et entre 13 mm/an et 98 mm/an en 2005.

Tableau 14 : Les notes accordées aux classes de la Recharge selon DRASTIC

Recharge efficace en mm/an	Note accordée
0 - 50	1
50 - 100	3
100 - 175	6
175 - 255	8
> 255	9

L'attribution des notes au paramètre recharge selon les classes définies par les concepteurs de la méthode DRASTIC, spécifiques aux conditions particulières locales des Etats Unis, différentes aux nôtres, constituera une sous estimation de ce paramètre et de l'indice de vulnérabilité finale. De ce fait, une reclassification de ce paramètre a été utilisée dans ce travail en prenant en compte les particularités de notre zone d'étude et de ses conditions climatologiques. Les cartes de recharge obtenues pour les deux années ne sont pas similaires et les superficies occupées par les différentes classes de la recharge diffèrent d'une année à l'autre (Tableau 15).

Tableau 15 : La variation des classes de la Recharge

Recharge en (mm/an)	note accordée	2003		2005	
		nombre de mailles	superficie en %	nombre de mailles	superficie en %
< 100	1			98470	100%
100 - 250	3				
250 - 350	5				
350 - 450	7	81925	83%		
450 - 650	9	16545	17%		
TOTAL		98470	100%	98470	100%

La carte de recharge établie en 2003, montre que 83% de la superficie de la nappe libre de R'Mel est représentée par une recharge oscillant entre 350 et 450 mm/an (note de 7). Cette classe occupe le centre, l'Est, le Sud-Est et Sud-Ouest de la nappe. Dans le Nord de la nappe la recharge oscillant entre 450 et 650mm/an (cote 9). Cette classe représente 17% de la superficie de la nappe en 2003. La recharge de la nappe en 2005, inférieure à 100 mm/an, est

représentée par la cote 1. Cette classe, absente dans la carte établie en 2003, occupe toute la superficie de la nappe (Figure 25).

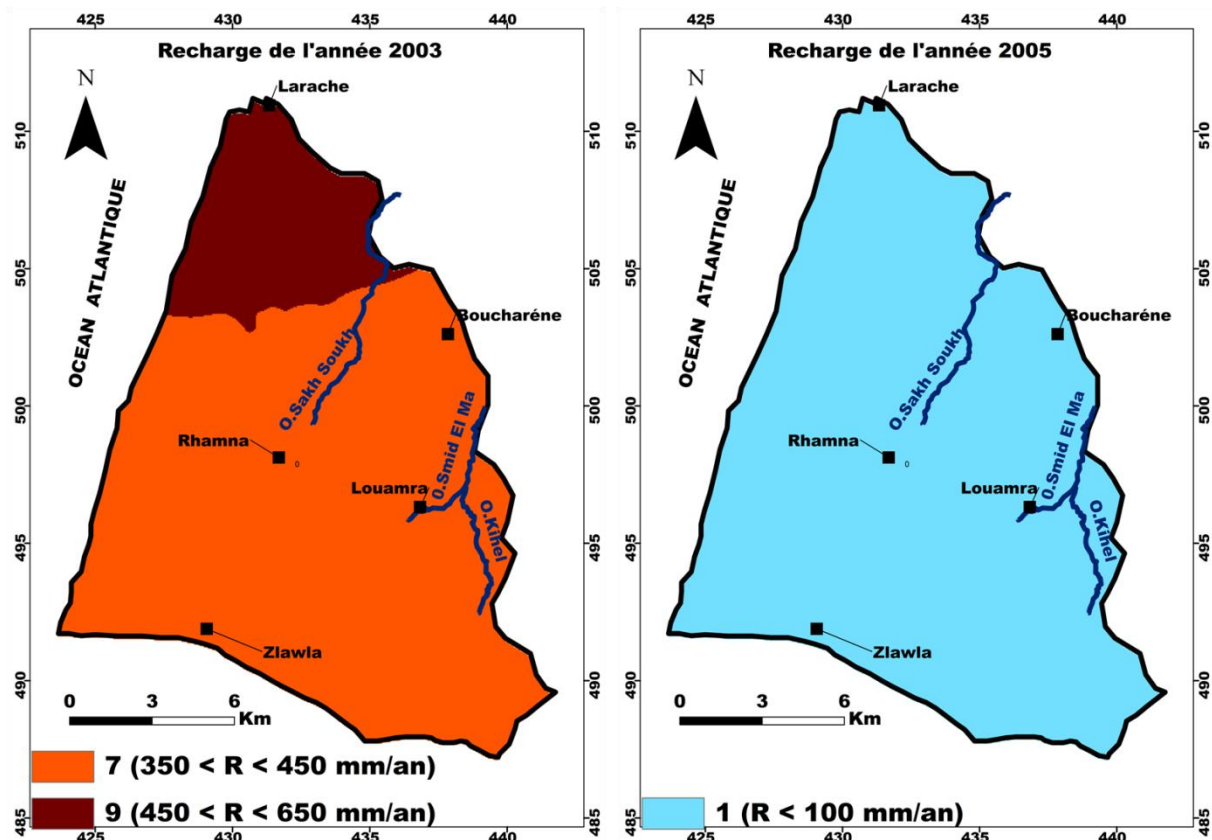


Figure 25 : Carte de la recharge de la nappe de R'Mel selon la méthode DRASTIC en 2003 et 2005

➤ Impact de la zone non saturée et lithologie de l'aquifère

Ces deux paramètres ont été obtenus par corrélation et interpolation des données lithologiques de 105 forages et des niveaux d'eau des piézomètres réalisés dans la zone d'étude. Le calcul de la note finale accordée à ces deux paramètres a été fait par l'application de la formule (8) suivante:

$$N = \sum_{i=1}^n \frac{N_i * E_i}{E_t} \quad (8)$$

N : notation finale donnée à un forage ;
 N_i : notation de la formation i par la méthode DRASTIC ;
 n : nombre de couches de la zone saturée ;
 E_i : épaisseur de la formation i ;
 E_t : épaisseur totale de la zone saturée ;

➤ L'impact de la zone non saturée

Ce paramètre a le même poids élevé, selon la méthode DRASTIC, que la profondeur de la nappe (I_p = 5) dans l'estimation de la vulnérabilité d'un aquifère à la pollution. La corrélation des logs stratigraphiques, des forages avec les mesures de la profondeur de la nappe relatives

au deux années pluviométriques nous a permis d'avoir deux cartes du paramètre de l'impact de la zone non saturée selon la méthode DRASTIC.

La carte du paramètre «I», montre que la majorité de la nappe est représentée d'une zone non saturée constituée essentiellement de sable et grès ou de sables grésifiés. C'est l'indice 7 qui prédomine pour les deux cartes établies en 2003 et 2005. Cet indice représente 52% et 45% de la superficie totale de la nappe respectivement pour les cartes de 2003 et 2005. Les zones représentées par cet indice occupent le Nord, le Sud et le Sud- Ouest de la nappe pour les deux cartes représentant ce paramètre en 2003 et 2005. Les zones où la zone non saturée est constituée essentiellement par des sables occupent 22% et 31% respectivement en 2003 et 2005 et se localisent en trois zones principales. La première est sur la rive droite de l'Oued Sakh Soukh, la deuxième est entre Boucharéne, Rhamna et Louamra et la troisième est au Sud-Est de la nappe (Figure 26 et Tableau 16). L'indice 6 représente 22% et 21% de la superficie de la zone d'étude respectivement en 2003 et 2005. Les zones occupées par cet indice se localisent généralement en trois zones d'importance différente. La zone non saturée dans cette partie de la nappe est constituée par des couches de grès ou sables avec des intercalations de sable argileux, argile sableux, sable limoneux ou argile. La plus faible superficie est représentée par les indices 5 et 4 qui ne représentent respectivement que 4% et 3% de la superficie totale de la nappe. Dans cette partie de la nappe la zone non saturée est constituée par des couches de grès argileux, grès marneux, d'argiles sableuses ou marnes sableux. Elles occupent généralement des petites zones au Nord et au Sud-Est enveloppées par les zones représentant l'indice 6.

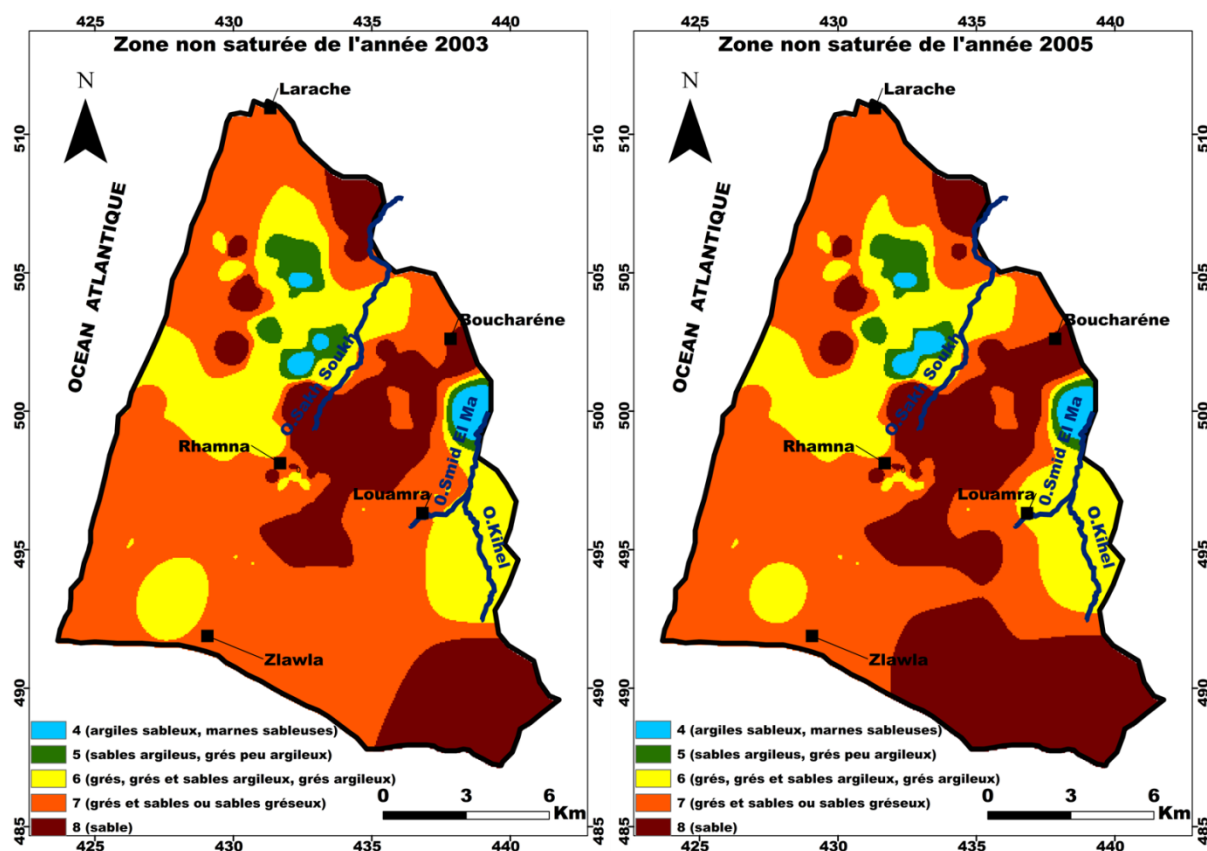


Figure 26 : Carte de l'impact de la zone non saturée de la nappe de R'Mel selon la méthode DRASTIC en 2003 et 2005

➤ Lithologie de l'aquifère (zone saturée)

La variation de la lame d'eau infiltrée provoque l'augmentation ou la diminution de la profondeur à la nappe et la variation de l'épaisseur de la zone saturée et par conséquent la variation de la lithologie des horizons constituant la zone saturée. En effet, cette différence peut être expliquée par le fait que les épaisseurs des horizons constituant la zone saturée qui sont inférieures aux épaisseurs avec lesquelles les piézomètres varient d'une année à l'autre causent une variation dans la nature de ces horizons. Par conséquent, l'indice accordé par la méthode DRASTIC change d'une année à l'autre.

Les cartes du paramètre lithologie de la zone saturée «A» établies pour les deux années 2003 et 2005 montrent qu'elles sont représentées par des indices allant de 4 à 7 avec la dominance de l'indice 6 qui représente 57% et 53% respectivement pour les années 2003 et 2005. En effet, dans cette partie de la zone d'étude, la nappe circule dans des couches de grès, grès et sable argileux, sable argileux, sable limoneux ou grès et sable argileux. Les zones notées par la cote 5 représentent 37% et 42% respectivement pour les cartes établies en 2003 et 2005. Ainsi, La lithologie de l'aquifère, dans cette partie, est constituée généralement par du sable argileux, des grès peu argileux ou du sable marneux. Les indices 7 et 4 ne représentent que 6% et 5%, de la superficie totale de la nappe, respectivement pour les années 2003 et 2005. L'indice 7 représente la zone constituée par des grès et sable ou sables grésifiés. Tandis que la note 4 caractérise les zones des argiles sableuses, marnes sableuses, grès marneux ou grès argileux. Ces zones occupent de petites zones dispersées dans la nappe (Figure 27 et Tableau 16).

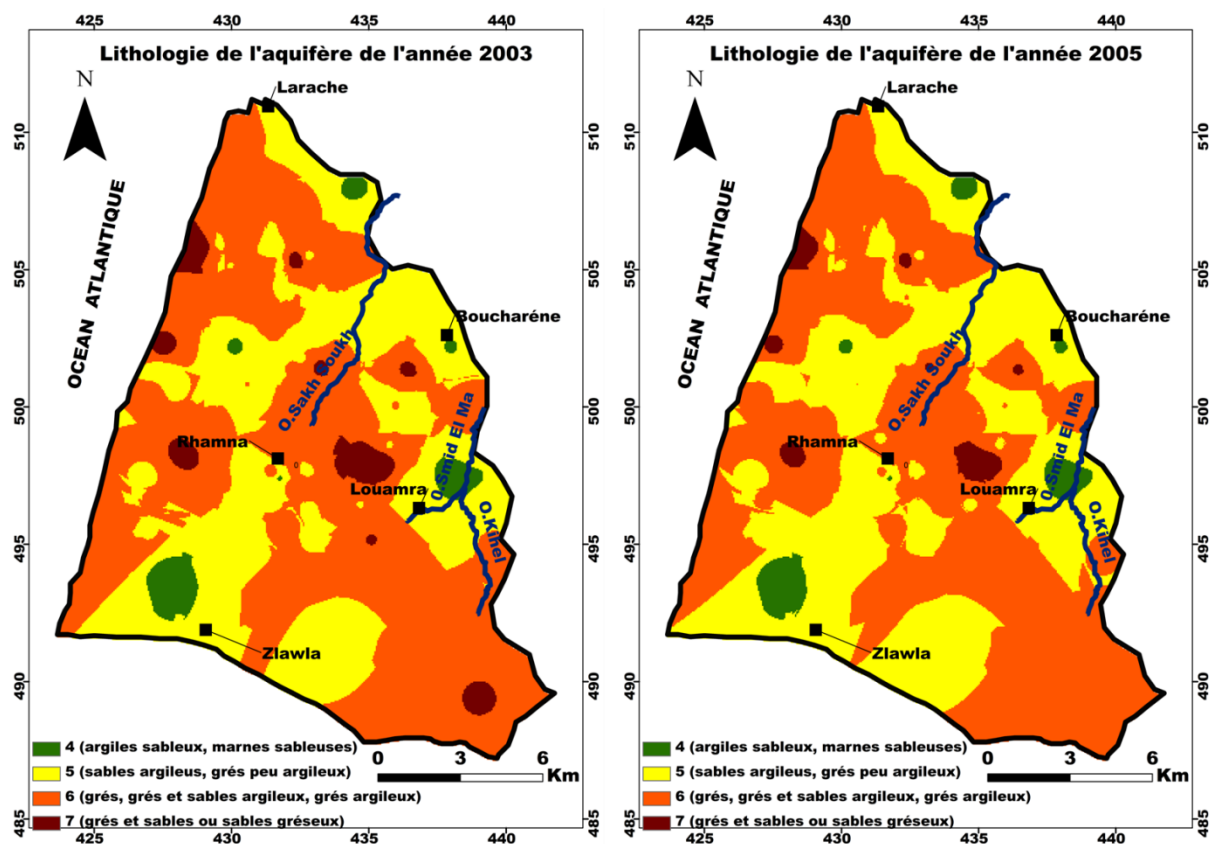


Figure 27 : Carte de la lithologie de l'aquifère de la nappe de R'Mel selon la méthode DRASTIC en 2003 et 2005

Tableau 16 : La variation des classes de la lithologie de l'Aquifère et de l'impact de la zone non saturée

Lithologie de l'aquifère et nature de la zone non saturée	Note DRASTIC	2003		2005	
		Nature de la zone non saturée	Lithologie de l'aquifère	Nature de la zone non saturée	Lithologie de l'aquifère
sable	8	22%		31%	
grés et sable ou sables gréseux	7	52%	3%	45%	2%
grés, grés et sable argileux, sable argileux, sable limoneux, grés et sable	6	22%	57%	21%	53%
sable argileux, grés peu argileux, sable marneux	5	3%	37%	2%	42%
argiles sableux, marnes sableuses, grés marneux, grés argileux	4	1%	3%	1%	3%

➡ Conductivité hydraulique

Ce paramètre dépend de la nature et de la texture des matériaux constituant l'aquifère. Toute variation du niveau piézométrique engendrera une variation dans la lithologie de l'aquifère et de son épaisseur. Par conséquent, la conductivité hydraulique de l'aquifère pourrait changer en fonction du temps. Toutefois, nous ne disposons pas de données assez représentatives pour les deux années choisies pour pouvoir élaborer une carte significative de ce paramètre. Par ailleurs, l'interpolation des données ponctuelles de tous les essais de pompage réalisés dans cette zone d'étude, nous a permis d'obtenir une répartition spatiale moyenne de la conductivité hydraulique de la nappe de R'Mel (paramètre «C» de DRASTIC). Ces essais donnent des perméabilités comprises entre 7.10^{-6} et 4.10^{-4} m/s.

Le facteur «perméabilité de l'aquifère» a la même importance que le facteur «milieu aquifère» dans la méthode DRASTIC qui leur attribue un poids égal à 3. En effet, plus un réservoir est constitué de détritiques grossiers, plus sa perméabilité est élevée et par conséquent la pollution peut se propager plus facilement dans l'aquifère. La carte du paramètre «C» obtenue, montre que les plus forts indices de 6 et 4 caractérisent les terrains aux alentours de l'Oued Sakh Soukh entre Boucharen, Laouamra et Rhamna et représentent 20% de la superficie totale de la nappe. L'indice le plus faible 1, représente 17% de la superficie de la plaine et se localise dans trois petites zones (Tableau 17). La première zone est entre Laouamra, Rhamna et Oued El Kihel, la deuxième est au Sud-Ouest et la dernière se localise au Nord de la plaine. La majorité de la plaine est caractérisée par l'indice 2 (63% de la superficie totale de la nappe). Ces zones occupent généralement le Nord, le Sud-Est et le Sud-Ouest de la zone d'étude (Figure 28).

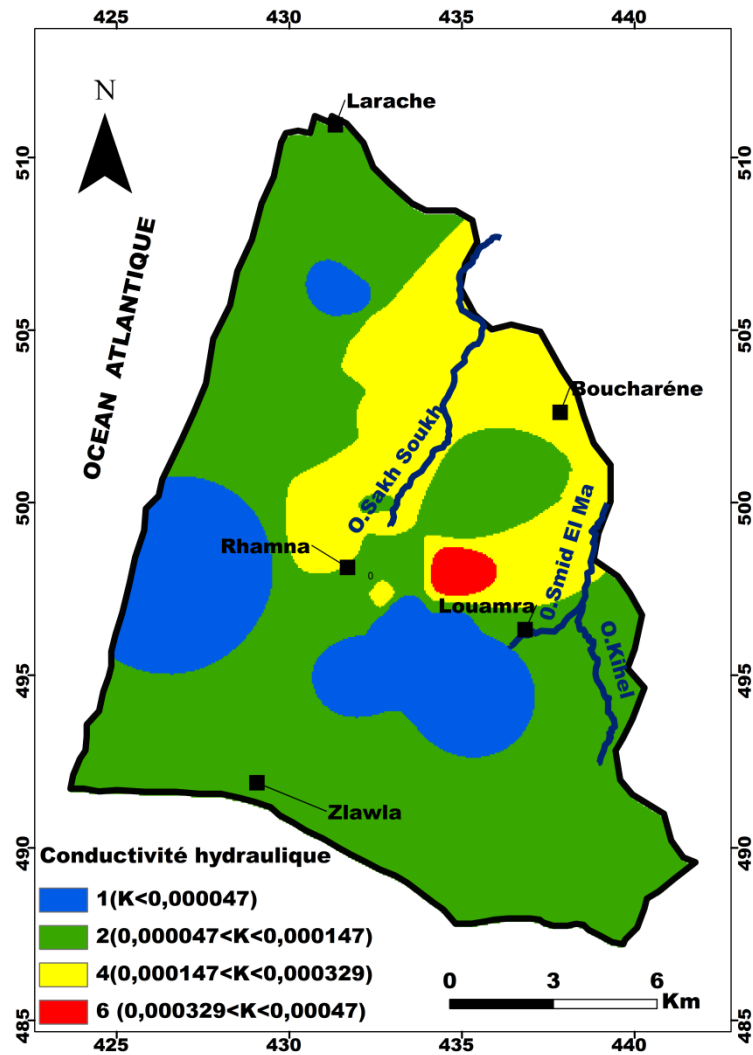


Figure 28 : Carte de conductivité hydraulique de la nappe de R'Mel

Tableau 17 : les classes de la conductivité hydraulique et les pourcentages des superficies

Conductivité hydraulique en m/s	Note accordée	superficies occupées en %
$4,7.10^{-7} - 4,7.10^{-5}$	1	17%
$4,7.10^{-5} - 14,7.10^{-5}$	2	63%
$14,7.10^{-5} - 32,9.10^{-5}$	4	19%
$32,9.10^{-5} - 4,7.10^{-4}$	6	1%
$4,7.10^{-4} - 9,4.10^{-4}$	8	—
$> 9,4.10^{-4}$	10	—

2.2 – Analyse de sensibilité de la méthode DRASTIC

➤ Analyse de sensibilité de la carte supprimée «map removal sensitivity analysis»

L'analyse de sensibilité effectuée sur les deux cartes de vulnérabilité DRASTIC 2003 et 2005 révèle que la lithologie de l'aquifère «A» et le type de sol «S» sont les couches qui affectent moins la variation de l'indice de vulnérabilité finale pour les deux années. La valeur moyenne de variation après leur retrait est respectivement de 0,51%, 0,53% en 2003 et de 0,29%, 0,32% pour la carte DRASTIC de 2005 (Tableau 18). En revanche, l'indice de vulnérabilité est sensible à l'enlèvement de la carte du paramètre profondeur à la nappe «D». Cette couche a un indice de variation le plus élevé pour les deux années, il est de 1,87% pour la carte DRASTIC de 2003 et il cause une variation de 2,61% pour la carte de vulnérabilité de 2005. La suppression de la conductivité hydraulique, la topographie et l'impact de la zone non saturée influe aussi grandement sur l'indice de la vulnérabilité ; leur indice moyen de variation est respectivement 1,61%, 1,33% et 1,26% pour la carte de vulnérabilité de l'année 2003. Tandis que pour la carte de 2005 ce sont les paramètres l'impact de la zone non saturée, la recharge, la conductivité hydraulique et la topographie qui ont un grand effet sur l'indice de vulnérabilité. Leurs indices de variation moyens est respectivement de 2,08, 1,82, 1,43% et 1,09%.

L'indice de vulnérabilité, calculé pour l'année 2003, est plus sensible à la suppression du paramètre profondeur de la nappe «D», suivie en importance successivement par les paramètres : la conductivité hydraulique «C», topographie «T», l'impact de la zone non saturée «I», recharge «R», type de sol «S» et lithologie de l'aquifère «A». Pour la carte de vulnérabilité à la pollution de l'année 2005, les paramètres qui ont un effet significatif sur l'indice de vulnérabilité final sont dans l'ordre d'impact : la profondeur de la nappe «D», l'impact de la zone non saturée «I», la recharge «R», la conductivité hydraulique «C», topographie «T», type de sol «S» et la lithologie de l'aquifère «A». De ce fait, l'analyse de sensibilité réalisée sur le modèle DRASTIC appliquée à la nappe de R'Mel, pour les deux années, montre que les mêmes cinq paramètres ont un effet important et significatif sur les deux cartes de vulnérabilité. Toutefois, les valeurs des indices moyens de variation de chaque paramètre change d'une année à l'autre et l'ordre d'importances des paramètres «I», «R», «C» et «T» différent d'une année à l'autre.

Tableau 18 : Les statistiques du test « Map removal sensitivity analysis »

PRAMETRE SUPPRIME	2003				2005			
	Moy	Min	Max	S.D.	Moy	Min	Max	S.D.
D	1,91	0,00011	3,06	0,94	2,61	4,83E-06	4,08	1,23
R	0,98	0,14	2,65	0,54	1,82	1,55	2,05	0,075
A	0,51	0,000022	1,127	0,19	0,29	3,43E-07	1,55	0,22
S	0,53	2,71E-05	0,908	0,18	0,32	1,41E-05	1,31	0,19
T	1,32	0,95	1,79	0,14	1,09	0,46	1,67	0,2
I	1,26	0,00027	2,59	0,41	2,08	0,15	3,86	0,57
C	1,6	0,69	2,08	0,34	1,43	0,19	2,3	0,43

S.D. : est la déviation standard.

La suppression successive, un par un, des paramètres ayant une faible influence sur la variation de l'indice de vulnérabilité n'a montré aucune cohérence dans la tendance des moyennes de l'indice de variation (Tableau 19). Ce qui montre que les sept paramètres sont nécessaires dans le modèle DRASTIC, comme il a été signalé dans certaines études antérieures (Aït Sliman et al, 2009 ; Babiker et al., 2005 ; Hasiniaina et al., 2010 ; Napolitano et Fabbri, 1996 ; Rahman , 2008 ; Taaki et al. , 2009).

Tableau 19 : Les statistiques du test « Map removal sensitivity analysis »

2003	Mean	Min	Max	S.D.	2005	Mean	Min	Max	S.D.
D, R, T, I, C et S	0,51	0,000022	1,12	0,19	D, R, T, I, C et S	0,29	3,4E-07	1,55	0,22
D, T, I, C et R	1,23	2,73E-06	2,24	0,42	D, R, I, C et T	0,72	1,9E-07	2,63	0,45
D, T, C et I	1,08	9,44E-06	4,08	0,75	D, R, I, et C	2,15	0,00018	3,76	0,9
D, C et T	2,49	0,00008	9,99	2,16	D, I et R	5,48	7,4E-07	8,07	2,12
D et C	2,9	2,03E-05	10,97	2,01	D et I	13,71	3,18	17,59	3,47
D	11,49	0,000658	18,35	5,63	D	12,72	3,53	23,17	7,38

S.D. : est la déviation standard.

➤ Analyse à un seul paramètre «the single parameter sensitivity analysis»

Les poids effectifs des paramètres DRASTIC, pour les cartes établies en 2003 et 2005, présentent un grand écart par rapport à leurs poids théoriques. En effet, pour la carte réalisée en 2003, les paramètres D, R et I ont tendance à être les paramètres les plus dominants dans l'évaluation de la vulnérabilité. Leurs poids moyens effectifs sont respectivement 24,3 %, 20,16% et 21,8%, ils sont plus élevés que leurs poids théoriques. Tandis que, pour la carte réalisée en 2005, ce sont les paramètres «D», «I» qui dominent l'indice finale de vulnérabilité. Leurs poids effectifs sont de 28,81% (D) et 28,57% (I) supérieur à leurs poids imposés par le modèle DRASTIC. Le type de sol et la topographie pour les deux cartes, montrent également des poids effectifs élevés qui excèdent leurs poids théoriques attribués par la méthode DRASTIC. En revanche, le paramètre conductivité hydraulique, pour les cartes réalisées en 2003 et 2005, a un poids effectif (4,66% et 5,66%) inférieur par rapport à son poids théorique (13%). Ce résultat peut être dû aux notes relativement faibles attribuées à ce paramètre dans la majorité de la zone d'étude (la note dominante est 2).

Le poids effectif calculé du paramètre «A» (11,34% et 12,16%), pour les deux années, est légèrement inférieur à son poids théorique (13%). D'autre part, le poids réel du paramètre «R» montre une grande différence dans les résultats du test réalisé sur les deux cartes. En effet, le poids réel de ce paramètre (20,16%) est supérieur à son poids théorique (17,4%) en 2003 et il régresse en 2005 pour un poids réel ne dépassant pas 3,32%. Cette différence peut être due au fait que les notes affectées à ce paramètre changent d'une année à l'autre. Ces notes oscillent entre 7 et 9 en 2003 et diminuent en 2005 pour n'être affectées que par la note 1. En revanche, le modèle semble être sensible à la suppression du paramètre « topographie » pour les deux années, bien que ce paramètre soit considéré théoriquement moins important (poids 1). Ce résultat peut être dû au fait que la pente dominante de la zone l'étude est

inférieure à 6% et par conséquent les scores de notation affectés sont maximales (vont de 9 à 10) (Tableau 20).

Tableau 20 : Statistique du test «the single parameter sensitivity analysis»

PARAMETRE	POIDS THEORIQUE	2003				2005			
		Moy	Min	Max	S.D.	Moy	Min	Max	S.D.
D	21,73%	24,32	3,88	34,89	8,25	28,81	4,93	40,009	9,36
R	17,39%	20,16	15,11	30,25	3,28	3,32	2,48	4,92	0,46
A	13,04%	11,34	7,51	17,51	1,41	12,16	10,05	23,18	2,11
S	8,69	11,31	8	17,12	1,45	13,71	9,27	22,18	2,12
T	4,34%	6,41	0,6	9,51	1,04	7,76	0,7	12,32	2,18
I	21,73%	21,83	12,43	29,86	2,56	28,57	4,1	41,21	4,67
C	13,04%	4,66	1,79	10,33	2,16	5,66	2,1	13,08	2,7

S.D. : est la déviation standard.

Pour conclure, l'analyse de sensibilité effectuée sur les deux cartes DRASTIC établies en 2003 et 2005 à travers le test «the single parameter sensitivity analysis» montre l'importance des paramètres profondeur à la nappe, l'impact de la zone non saturée, la topographie, le type de sol et la recharge dans le modèle DRASTIC. Bien que, l'ordre d'importances de ces paramètres change d'une année à l'autre. Ces paramètres ont un impact très important sur le calcul de l'indice final de vulnérabilité pour les deux années. Par conséquent, cela souligne l'importance de l'obtention des informations représentatives, précises et détaillées, sur ces paramètres.

2.3 – Cartes réalisées par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005

Les cartes de vulnérabilité élaborées, durant les deux années (2003 et 2005), par la combinaison des sept cartes thématiques préconisées par la méthode DRASTIC montrent qu'il y a un changement dans la répartition spatiale des classes de vulnérabilité de la nappe d'une année à l'autre (2003, 2005) (Figure 29 et Tableau 21).

Tableau 21 : Variation des classes de l'indice Id et les pourcentages des superficies

Valeur de l'Indice DRASTIC	Classe de Vulnérabilité	Couleur	2003		2005	
			nombre de mailles	Superficie en %	nombre de mailles	Superficie en %
Id < 100	Faible	Verte			9485	9%
100 < Id < 140	Moyenne	Jaune	26829	27%	79519	81%
140 < Id < 180	Forte	Orange	70902	72%	9466	10%
Id > 180	Extrême	Rouge	739	1%		

Les zones de forte vulnérabilité occupent la majorité de la superficie de la plaine avec 72% pour l'année 2003 (année humide). Cependant, pour l'année 2005, cette classe se resserre

pour n'affecter que 10% de la surface totale de la nappe. Dans la carte de l'année 2005, la zone de moyenne vulnérabilité occupent 81% la superficie totale de la nappe. Toutefois, cette classe régresse pour n'occuper que 27% de la surface totale de la nappe dans la carte réalisée en 2003. Les zones à faible vulnérabilité, inexistantes dans la carte de l'année 2003, représentent 9% de la surface de la plaine en 2005 (année sèche).

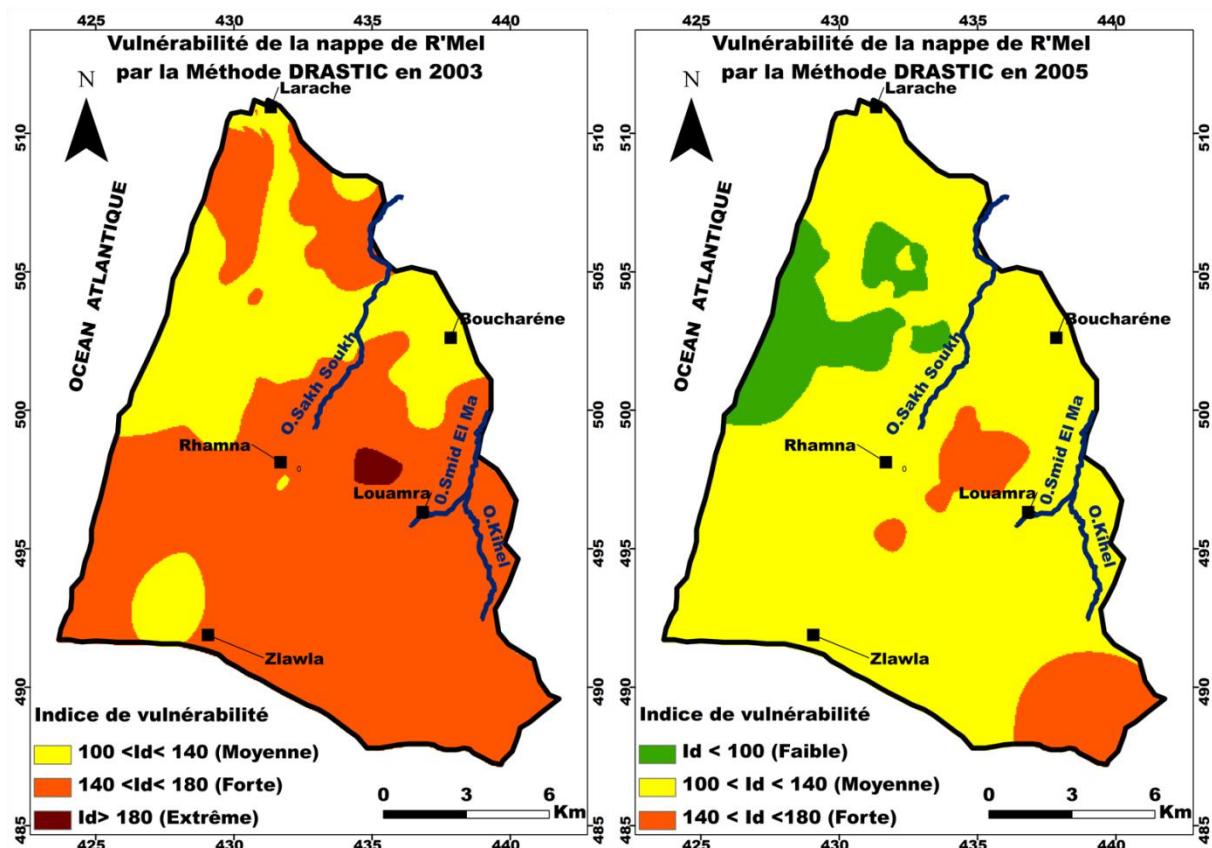


Figure 29 : Carte de vulnérabilité intrinsèque de la nappe de R'Mel par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005

3 – Evaluation de la vulnérabilité dynamique par la méthode TCR

Pour montrer que la vulnérabilité à la pollution d'un aquifère, en appliquant la méthode TCR, est dynamique, nous avons utilisé les données relatives aux mêmes deux années utilisées pour l'application de la méthode DRASTIC (2003 et 2005).

Les cartes relatives aux trois paramètres utilisées par la méthode TCR : inverse du temps de transit ($1/T$), degré d'épuration (C_p/C_p) et degré de recharge (R'/R) ont été obtenues par interpolation (IDWA) de données ponctuelles disponibles. Ensuite les trois cartes thématiques ont été utilisées pour calculer l'indice I_v de la méthode TCR en chaque point de données en utilisant les valeurs des coefficients de pondérations déterminées par les tests de sensibilité.

3.1 – Cartographie des différents paramètres de la méthode TCR

➤ Evaluation du degré de recharge

Les calculs faits pour le paramètre «R» de la méthode DRASTIC en chaque point de données ont servi pour le calcul du degré de recharge. L'interpolation des valeurs du rapport de l'infiltration efficace estimée en chacune des points de données, relatives aux trois stations, sur la pluviométrie potentielle pour les deux années 2003 et 2005 nous a permis d'obtenir deux cartes pour ce paramètre. Ces cartes sont différentes et les superficies occupées par les différentes classes sont différentes (Tableau 22).

Les cartes de répartition du degré de recharge relative à chaque année pluviométrique sont différentes (Figure 30). Pour la carte de 2003 le degré de recharge varie entre 0,47 et 0,56. Tandis que pour 2005 il prend des valeurs entre 0,05 et 0,33. Il est inférieur à 0,5 dans le Sud, le Sud-est et Sud-Ouest de la plaine et cette classe occupe 74% de la superficie totale de la plaine pour la carte de 2003. Ce paramètre est supérieur à 0,5 dans le Nord de la plaine et cette classe ne représente que 26% de la superficie totale de la nappe. Pour la carte établie en 2005 le degré de recharge de la nappe est inférieur à 0,5 sur toute la surface de la nappe.

Tableau 22 : Variation des classes du degré de recharge et des pourcentages des superficies

Valeur du paramètre R'/R	2003		2005	
	nombre de mailles	Superficie en %	nombre de mailles	Superficie en %
R'/R < 0,5	72733	74%	98470	100%
0,5 < R'/R < 0,53	10146	10%		
R'/R > 0,53	15591	16%		
TOTAL	98470	100%	98470	100%

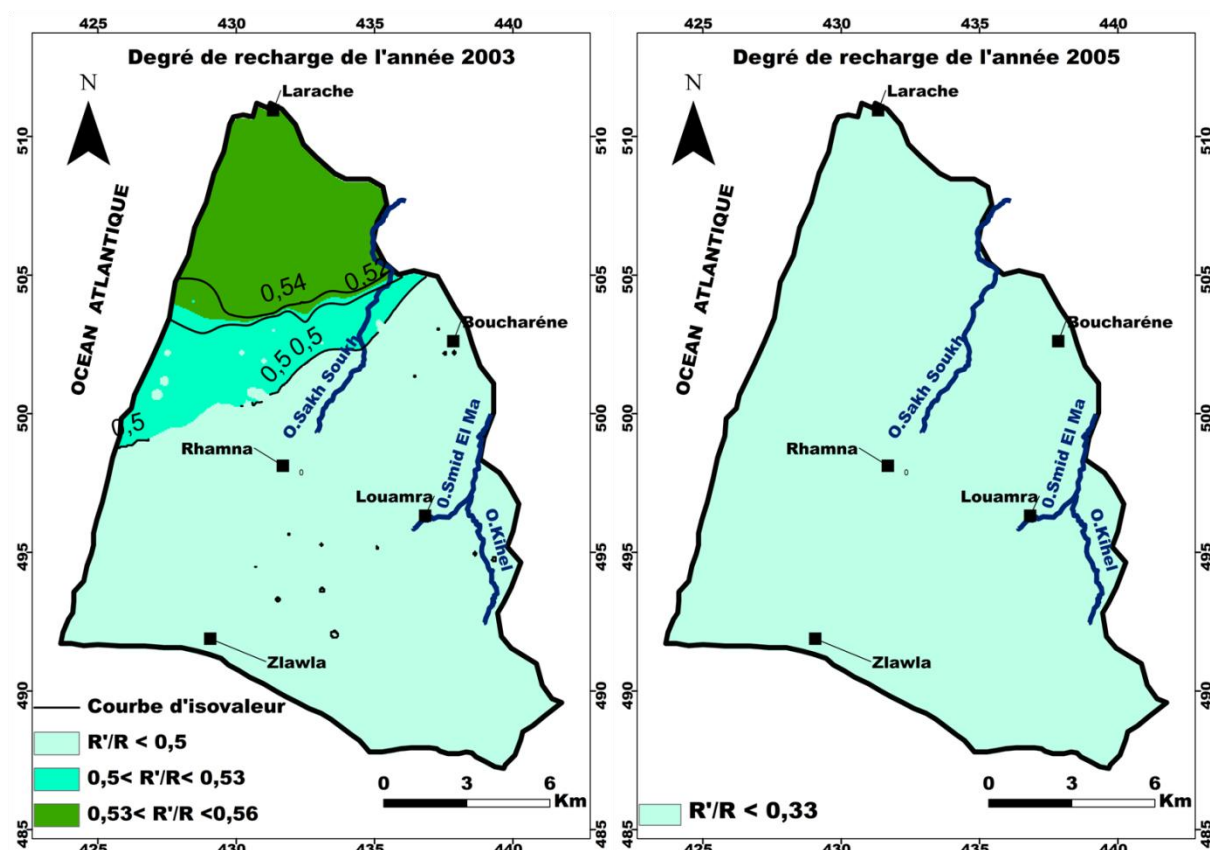


Figure 30 : Carte de répartition du degré de recharge de la nappe de R'Mel selon la méthode TCR en 2003 et 2005

➤ Évaluation du temps de transit et du degré d'épuration

Ces deux paramètres ont été calculés par la corrélation des données extraites des profils des puits réalisés au cours des études pédologiques (ONI, 1963 ; SECORES, 1971 ; ORMVAL, 1976, 1986 et 1994), des fiches de puits et de forages réalisées par la Direction de l'Hydraulique et de données de suivi des piézomètres captant la nappe libre de R'Mel. Ces données sont fournies par l'Office de Mise en Valeur Agricole du Loukkos (ORMVAL), l'Agence de Bassin Hydraulique de Loukkos et par la Direction des Travaux Publics. L'interpolation des valeurs calculées en chaque point de données nous a permis d'avoir deux cartes, une pour chaque année considérée, pour chaque paramètre.

▪ *Evaluation du paramètre inverse du temps de transit ($1/T$)*

Les cartes de répartition de l'inverse du temps de transit de 2003 et 2005 sont différentes (Figure 31). Ce paramètre est inférieur à 1 jour dans le Nord, le Nord-Est et Nord-Ouest de la plaine et cette classe occupe 47% et 44% de la superficie totale de la plaine respectivement en 2003 et 2005 (Tableau 23). Il est supérieur à 1 jour dans le Sud, l'extrême Sud-est et Sud-Ouest et dans la zone comprise entre Rhamna, l'Oued Sakh Soukh et Laouamra. Cette classe représente 53% et 56% respectivement en 2003 et 2005.

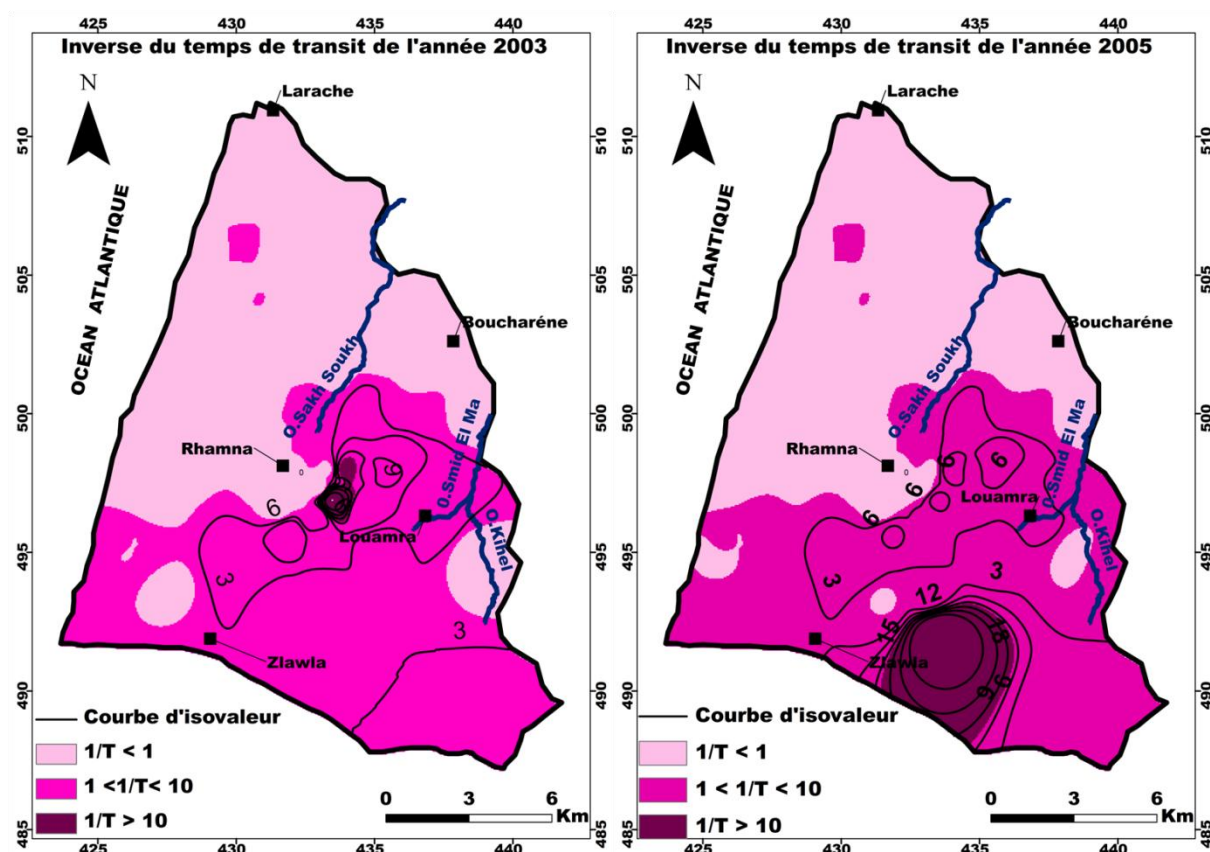


Figure 31 : Carte de répartition de l'inverse du temps de transit de la nappe de R'Mel selon la méthode TCR en 2003 et 2005

Tableau 23 : Variation des classes de l'inverse du temps de transit et des pourcentages des superficies

Valeur du paramètre $1/T$	2003		2005	
	nombre de mailles	Superficie en %	nombre de mailles	Superficie en %
$1/T < 1$	46242	47%	43293	44%
$1 < 1/T < 10$	51565	52%	48480	49%
$1/T > 10$	663	1%	6697	7%
TOTAL	98470	100%	98470	100%

▪ **Evaluation du paramètre degré d'épuration (C_p/C_p)**

Les cartes de répartition du paramètre degré d'épuration établies pour les deux années 2003 et 2005 sont différentes (Figure 32). La concentration de l'eau arrivant à la nappe en produit polluant est inférieur à 30% dans le Nord, le Nord-Est et Nord-Ouest de la plaine et cette classe occupe 49% de la superficie totale de la plaine pour les deux cartes établies en 2003 et 2005 (Tableau 24). La classe des valeurs existant entre 30% et 60% représente 22% et 15% respectivement en 2003 et 2005. La classe où le taux de réduction de la concentration en produit polluant est supérieur à 60% occupe la zone entre Zlawla, Oued El Kihel, le Sud, l'extrême Sud-Est et Sud-Ouest et dans la zone comprise entre Rhamna, l'Oued Sakh Soukh,

Laouamra et la limite de la nappe avec la nappe d'Ouled Ogbane. Cette classe représente 29% et 36% respectivement en 2003 et 2005.

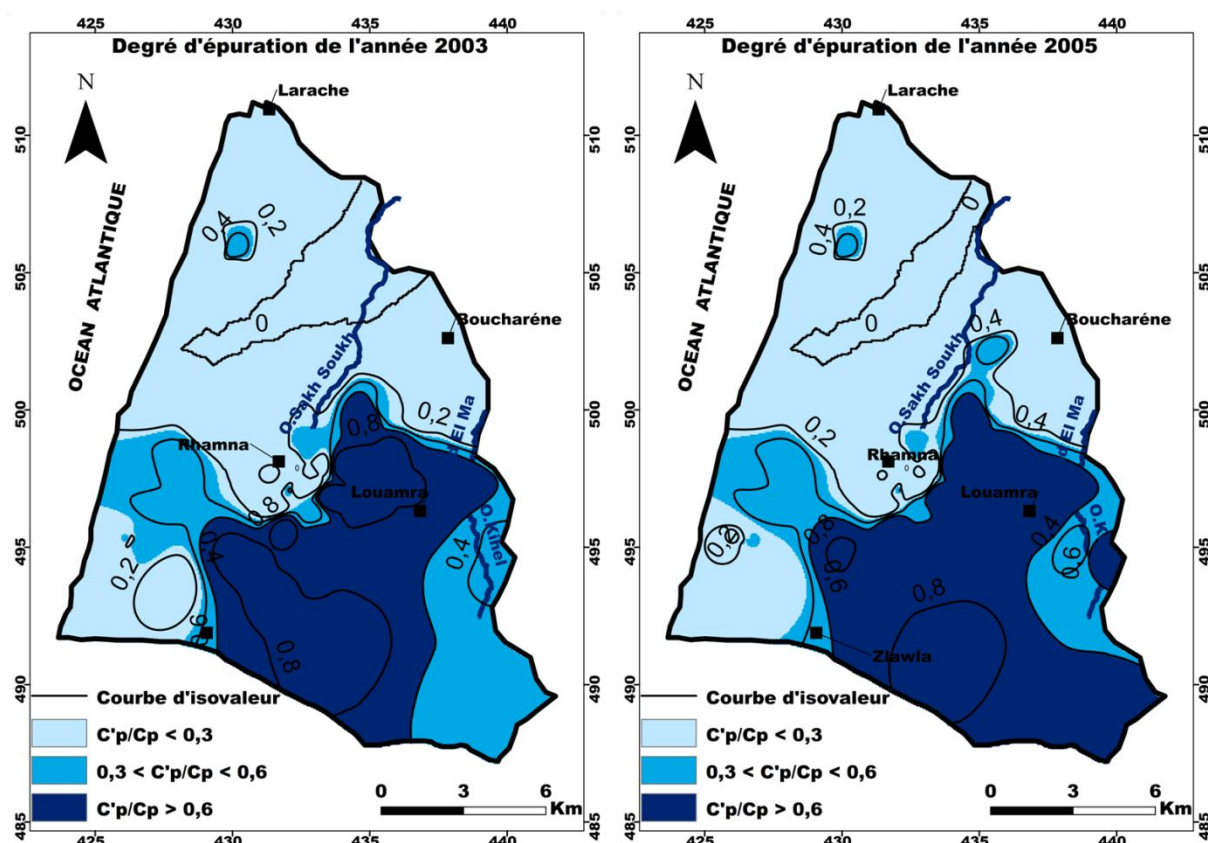


Figure 32 : Carte de répartition du degré d'épuration de la nappe de R'Mel selon la méthode TCR en 2003 et 2005

Tableau 24 : Variation des classes du degré d'épuration et des pourcentages des superficies

Valeur du paramètre C_p/C_p	2003		2005	
	nombre de mailles	Superficie en %	nombre de mailles	Superficie en %
$C_p/C_p < 0,3$	48306	49%	48273	49%
$0,3 < C_p/C_p < 0,6$	21243	22%	15220	15%
$0,6 < C_p/C_p < 1$	28921	29%	34977	36%
TOTAL	98470	100%	98470	100%

3.2 - Evaluations des coefficients de pondérations

Les tests de sensibilité ont été effectués, pour les deux années pluviométriques : 2003 et 2005, sur les 15 puits témoins choisis de la nappe de R'Mel. Ces puits représentent des variations importantes des trois paramètres T, C_p/C_p et R/R pour l'année 2003 (Tableau 25) et 2005 (Tableau 26).

La meilleure combinaison linéaire (au sens du critère des moindres carrés) estimant l'indice de vulnérabilité en fonction des trois paramètres est donc approximativement :

- Pour l'année 2003 : $I_v (\text{moyen}) = 0,388 (1/T) + 0,307 (C'p/Cp) + 0,304(R'/R)$
- Pour l'année 2005 : $I_v (\text{moyen}) = 0,386 (1/T) + 0,307(C'p/Cp) + 0,305(R'/R)$

Tableau 25 : Données et classification des puits témoins en 2003

N° PUIITS	1/T 2003	C'p/Cp 2003	R'/R 2003	I _V (Moyen)
1687/3	0,0026	0,00	0,49	0,15
1396/3	0,1428	0,00	0,55	0,22
1535/3	0,3208	0,00	0,53	0,29
1534/3	0,4184	0,00	0,55	0,33
1685/3	0,5431	0,00	0,48	0,36
1414/3	0,6018	0,11	0,50	0,42
1661/3	0,8801	0,00	0,55	0,51
1365/3	0,7781	0,47	0,50	0,60
1111/3	1	1	1	1
342/3	1,7948	0,47	0,55	1,01
2643/3	1,8066	0,81	0,48	1,09
1413/3	2,4307	0,36	0,50	1,20
1580/3	2,8504	0,86	0,48	1,51
2735/3	3,4704	0,58	0,49	1,67
1581/3	5,6118	0,82	0,49	2,61
1401/3	8,2300	0,83	0,48	3,58

Le modèle obtenu décrit une relation très significative entre l'indice de vulnérabilité et les trois paramètres. Il montre que c'est le facteur temps de transit qui conditionne le plus ($\alpha = 1,94$) l'indice I_v et que le degré d'épuration et la recharge l'influence moins ($\beta = \gamma = 1,53$).

Pour notre zone d'étude, les tests de sensibilité effectués sur les 15 puits témoins choisis ont donné des valeurs pour les coefficients α , β et γ qui sont respectivement de 2 ; 1,5 et 1,5 caractérisant la nappe de R'Mel ; qui semblent être différents de ceux estimés pour la nappe de Gharb (Amharref et al., 2007). La combinaison finale utilisée pour les deux années est donnée par :

$$I_v = 2 (1/T) + 1,5 (C'p/Cp) + 1,5 (R'/R)$$

Les valeurs de l'indice normalisé qui ont été calculées par cette combinaison sont réparties en classes de vulnérabilité comme suit :

- ✓ faible vulnérabilité ($0 < I_v < 0,15$) ;
- ✓ moyenne vulnérabilité ($0,15 < I_v < 0,37$) ;
- ✓ forte vulnérabilité ($0,37 < I_v < 1$) ;
- ✓ extrême vulnérabilité ($I_v > 1$).

Le choix de ces intervalles est basé sur une analyse des temps de transit et du degré d'épuration de tous les puits et leur confrontation avec les données géologiques et hydrogéologiques.

Tableau 26 : Données et classification des puits témoins en 2005

N° PUIITS	1/T 2005	C'p/Cp 2005	R'/R 2005	I _V (moyen)
1687/3	0,0026	0,00	0,11	0,03
1396/3	0,1402	0,00	0,22	0,12
1535/3	0,3196	0,00	0,22	0,19
1534/3	0,4119	0,00	0,21	0,22
1685/3	0,5401	0,00	0,07	0,23
1414/3	0,5806	0,03	0,21	0,30
1661/3	0,8456	0,00	0,20	0,39
1365/3	0,6950	0,42	0,23	0,47
2643/3	0,9689	0,68	0,10	0,61
342/3	1,7798	0,47	0,22	0,90
1111/3	1	1	1	1
1413/3	2,2942	0,32	0,20	1,05
2735/3	3,6346	0,60	0,31	1,68
1581/3	5,3000	0,81	0,10	2,33
1401/3	6,0963	0,77	0,05	2,61
1580/3	20,2579	0,93	0,26	8,20

3.3 – Cartes réalisées par la méthode TCR en 2003 et 2005

L'application de la méthode TCR pour la cartographie de la vulnérabilité de la nappe de R'Mel nous a permis d'obtenir trois cartes thématiques et une carte de vulnérabilité pour chaque année pluviométrique (Figure 33). Dans ces cartes, on distingue quatre classes à différents degrés de vulnérabilité.

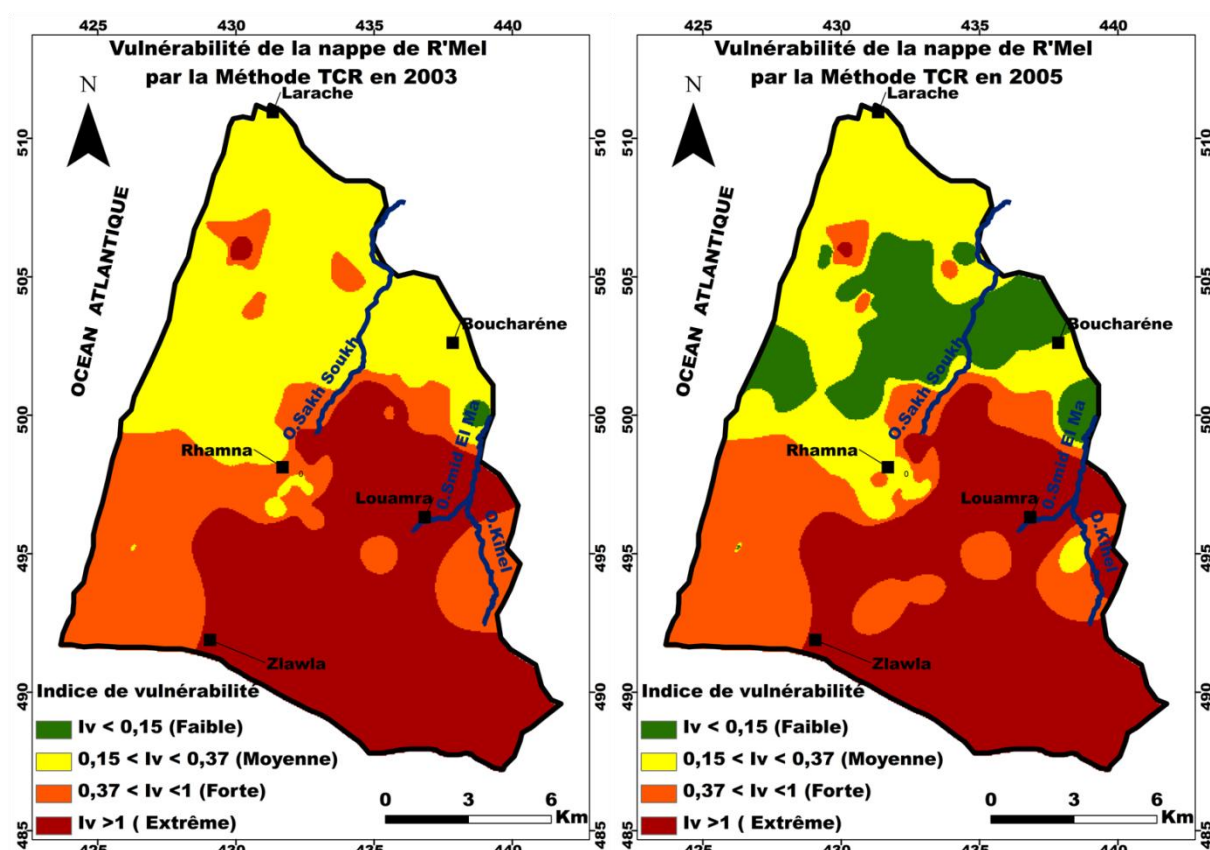


Figure 33 : Carte de vulnérabilité intrinsèque de la nappe de R'Mel par la méthode TCR en 2003 et 2005

La cartographie de la vulnérabilité intrinsèque de la nappe de R'Mel, réalisée par la méthode TCR pour les deux années 2003 et 2005, a révélé que les cartes thématiques des trois paramètres utilisés par la méthode sont différentes. Par conséquent, les cartes finales obtenues par la superposition des trois cartes relatives à chaque paramètre sont aussi différentes. Cette cartographie, montre également que la nappe présente globalement une vulnérabilité très élevée avec dominance de la classe à extrême vulnérabilité (Tableau 27).

Tableau 27 : Variation des classes de l'indice I_v et les pourcentages des superficies

Valeur de l'Indice TCR	Classe de Vulnérabilité	Couleur	2003		2005	
			nombre de mailles	Superficie en %	nombre de mailles	Superficie en %
$I_v < 0,15$	Faible	Verte	302	0,3%	14423	14%
$0,15 < I_v < 0,37$	Moyenne	Jaune	33046	33,70%	22280	23%
$0,37 < I_v < 1$	Forte	Orange	24757	25%	23573	24%
$I_v > 1$	Extrême	Rouge	40365	41%	38194	39%
TOTAL			98470	100%	98470	100%

Les zones à extrême vulnérabilité occupent une superficie qui dépasse les deux tiers de la surface totale de la nappe. Elles représentent 41% et 39% respectivement pour les années 2003 et 2005. Les zones à faible, moyenne et forte vulnérabilité occupent respectivement 0,3%, 33,7% 25, de la surface totale de la plaine, dans la carte réalisées en 2003, tandis que, dans la carte de 2005, ces classes occupent 14%, 23% et 24%.

CHAPITRE V : ETUDE COMPARATIVE DES RESULTATS OBTENUS PAR LES METHODES DRASTIC ET TCR

Dans le chapitre précédent, nous avons montré que la vulnérabilité est dynamique à travers une application sur la nappe de R'Mel en utilisant les méthodes DRASTIC et TCR sur la même zone d'étude et pour les deux années pluviométriques 2003 et 2005. Dans le présent chapitre, en se basant sur les résultats obtenus, nous avons fait une étude comparative entre les cartes obtenues par l'application des deux méthodes DRASTIC et TCR dans le temps pour les deux années 2003 et 2005.

La comparaison statistique des cartes de vulnérabilité obtenues deux à deux, par chacune des deux méthodes et pour les deux années choisies, sera effectuée en prenant la carte de l'année 2003 et la carte de la méthode TCR comme carte de référence pour la comparaison des différentes cartes : TCR (2003) et DRASTIC (2003) ; TCR (2005) et DRASTIC (2005) ; TCR (2003) et TCR (2005) et DRASTIC (2003) et DRASTIC (2005).

1 – Présentations des cartes réalisées par DRASTIC et TCR

La cartographie de la vulnérabilité intrinsèque de la nappe de R'Mel réalisée à partir des deux méthodes DRASTIC et TCR a mis en évidence quatre classes de vulnérabilité (faible, moyenne, forte et extrême).

➔ Cartes réalisées par les deux méthodes en 2003

La classe de forte vulnérabilité, 72%, domine la carte réalisée par la méthode DRASTIC en 2003 au détriment des autres classes faible, moyenne et extrême qui représentent respectivement 0%, 27% et 1%. Pour la carte réalisée par la méthode TCR, la classe à extrême vulnérabilité occupe 41% de la zone d'étude. Tandis que les classes faible, moyenne et forte occupent respectivement 0,3%, 33,7%, 25% :

- ☞ La zone à faible vulnérabilité, absente dans la carte réalisée par la méthode DRASTIC, occupe 0,3% dans la carte réalisée par la méthode TCR. Cette classe occupe une zone restreinte sur la bordure de l'Oued Smid El Ma dans la partie sud de la nappe ;
- ☞ La zone à moyenne vulnérabilité occupe 33,7% de la surface totale de la zone d'étude dans la carte réalisée par la méthode TCR. Elle occupe principalement le Nord de la nappe entre Larache, Boucharéne, Rhamna et l'Ouest de la nappe. Cette classe de vulnérabilité régresse via la méthode DRASTIC pour n'occuper que 27% de la superficie totale de la nappe. Elle occupe généralement le centre selon un axe parallèle avec Oued Sakh Soukh et une petite zone au Sud de la nappe ;
- ☞ La zone à forte vulnérabilité occupe la majorité de la superficie (72%) de la nappe dans la carte réalisée par la méthode DRASTIC, alors qu'elle ne représente que 25% de la superficie totale de la zone d'étude via la méthode TCR. Elle occupe le Sud-Ouest et la bande centrale entre l'océan, Boucharéne, Rhamna et Zlawla. Pour la carte réalisée par la méthode DRASTIC, cette classe domine principalement le Sud, le Sud-Ouest et le Sud-Est ;

- ☞ La zone à extrême vulnérabilité occupe presque la moitié (41%) de la superficie totale de la plaine pour la carte réalisée par la méthode TCR. Alors qu'elle ne représente que 1% de la surface totale de la plaine dans la carte DRASTIC. Cette classe occupe une petite zone située entre Rhamna, Louamra, Oued Smid El Ma et Zlawla. Pour la carte réalisée par la méthode TCR cette classe domine généralement, le Sud et le Sud-Est. Elle est limitée par Zlawla, Rhamna, Oued Sakh Soukh, Oued Kihel et la limite de la nappe avec celle de Ouled-Ogbane au Sud-Est.

☞ **Cartes réalisées par les deux méthodes en 2005**

Dans la carte réalisée par la méthode DRASTIC en 2005, les classes à faible, moyenne, forte et extrême vulnérabilité occupent respectivement 9%, 81%, 10% et 0% de la surface de la nappe. Tandis que dans la carte réalisée par TCR ces classes représentent respectivement 14%, 23%, 24% et 39% :

- La zone à faible vulnérabilité occupe respectivement 14% et 9% pour les cartes réalisées par les méthodes TCR et DRASTIC. Cette classe se localise généralement dans le Nord de la nappe ;
- La zone à moyenne vulnérabilité occupe 81% de la superficie de la plaine dans la carte réalisée par la méthode DRASTIC, alors qu'elle ne représente que 23% via la méthode TCR. Elle enveloppe les zones à faible et à forte vulnérabilité et occupe le Nord, le Centre, le Sud et le Sud-Est de la nappe ;
- La zone à forte vulnérabilité occupe 24% de la surface totale de la zone d'étude pour la carte réalisée par la méthode TCR. Cette classe de vulnérabilité se rétrécit dans la carte réalisée par la méthode DRASTIC pour occuper uniquement 10% de la superficie totale de la nappe.
- la zone à extrême vulnérabilité, absente dans la carte DRASTIC, alors qu'elle occupe 39% de la superficie totale de la nappe dans la carte réalisée par la méthode TCR (voir la même classe dans la carte TCR de 2003).

2 – Analyse des cartes réalisées par les deux méthodes en 2003 et 2005

La comparaison des deux cartes de vulnérabilité obtenues par les deux méthodes est faite par l'analyse de surface afin de situer spatialement les zones de similitude et de dissimilitude. Cette analyse par classe est effectuée par la soustraction des deux cartes de vulnérabilité en affectant les cotes ou les valeurs 1, 2, 3 et 4 respectivement aux classes faible, moyenne, forte et extrême.

☞ **Analyse des cartes réalisée par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005**

La carte obtenue par la soustraction des deux cartes de vulnérabilité établies par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005 a révélé, que ces cartes présentent globalement des indices identiques sur 27% et différents sur 73% de la superficie totale de la zone d'étude. Les classes sont réparties sur la carte comme suit (Figure 34) :

- La classe «0» où les cartes établies par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005 possèdent le même indice. Cette classe représente 27% de la surface de la nappe et occupe des zones dispersées dans le Centre, le Nord et le Sud ;

- La classe «1» où la carte obtenue en 2003 a montré une surévaluation d'indice par rapport à celle établie en 2005. Cette classe représente 73% de la superficie de la nappe ;
- La classe «2» ou la carte établie en 2003 représente une surévaluation de deux indices par rapport à celle obtenue en 2005 occupe une superficie négligeable.

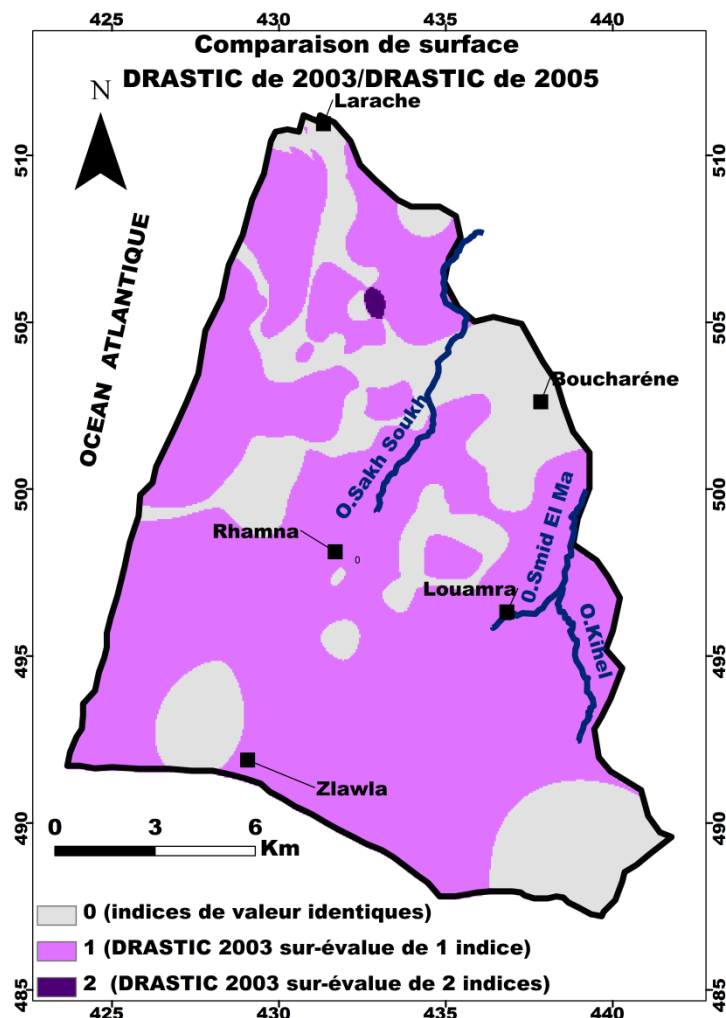


Figure 34 : Carte de comparaison de surface DRASTIC 2003/DRASTIC 2005

➤ Analyse des cartes réalisée par la méthode TCR en 2003 et 2005

La carte obtenue par la soustraction des deux cartes de vulnérabilité établies par la méthode TCR en 2003 et 2005 a révélé que ces cartes établies présentent globalement des indices identiques sur 78% et différents sur 22% de la superficie totale de la zone d'étude. Ce résultat est représenté sur la carte selon les classes suivantes (figure 35) :

- la classe «0» où les cartes réalisées par la méthode TCR en 2003 et 2005 possèdent le même indice. Cette classe représente 78% de la surface de la zone d'étude et occupe généralement le Nord, le Sud et le Sud-Ouest ;

- La classe «1 et -1» où la carte de 2003 a montré une surévaluation ou une sous-évaluation d'indice par rapport à celle établie en 2005. Ces classes représentent 22% et occupent généralement des zones au Centre de la nappe ;

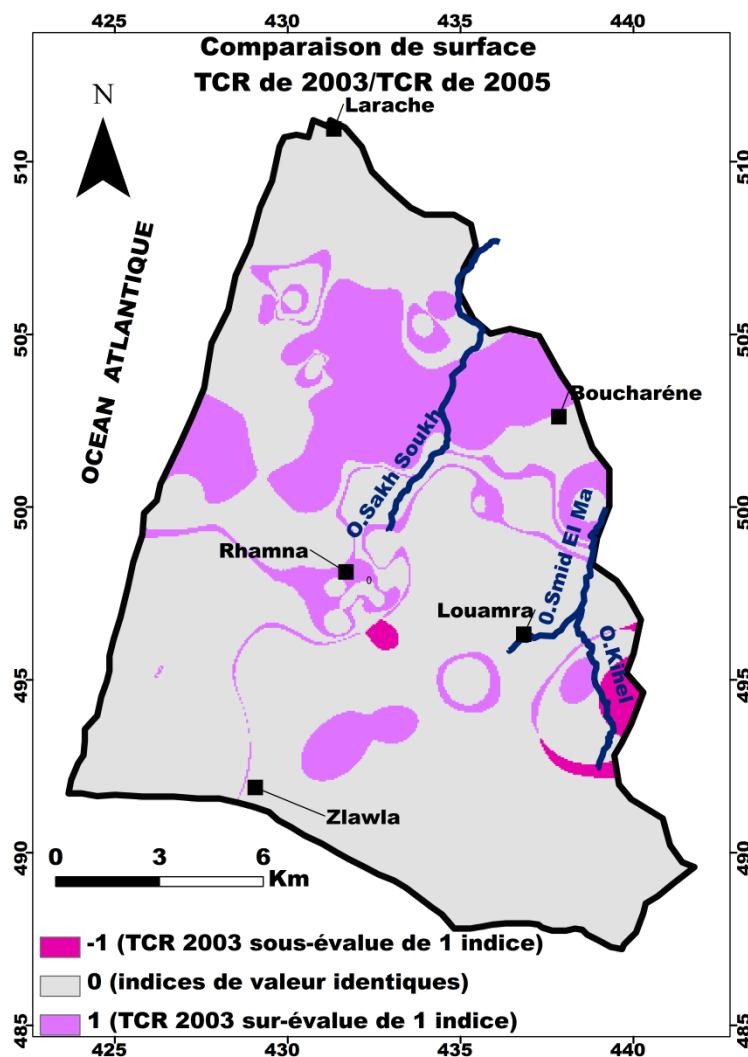


Figure 35 : Carte de comparaison de surface TCR 2003/TCR 2005

➤ Analyse des cartes réalisée par les deux méthodes en 2003

La soustraction des deux cartes a révélé donc que les cartes établies par les deux méthodes présentent un indice identique sur 44% de la superficie de la nappe et un indice différent sur 56% de la superficie totale de la zone d'étude. En effet, la carte obtenue par soustraction des deux cartes TCR et DRASTIC en 2003 a généré les classes suivantes (figure 36) :

- la classe «0» où les méthodes DRASTIC et TCR possèdent le même indice. Cette classe représente 44% et occupe généralement le centre et l'Ouest de la nappe ;
- La classe «1 et -1» où la méthode TCR a montré une surévaluation ou sous estimation par un indice par rapport à la méthode DRASTIC. Cette classe représente 56% de superficie et occupe généralement le Sud et le Sud-Est. Elle se limite par Zlawla, Rhamna, Oued Sakh Soukh, Smid El Ma et la limite de la nappe avec celle de Ouled-Ogbane en Sud-Est ;

- La classe « 2 et -2 » pour une surévaluation de deux indices de la méthode TCR par rapport à la méthode DRASTIC. Cette classe occupe sur la carte une surface qui est négligeable.

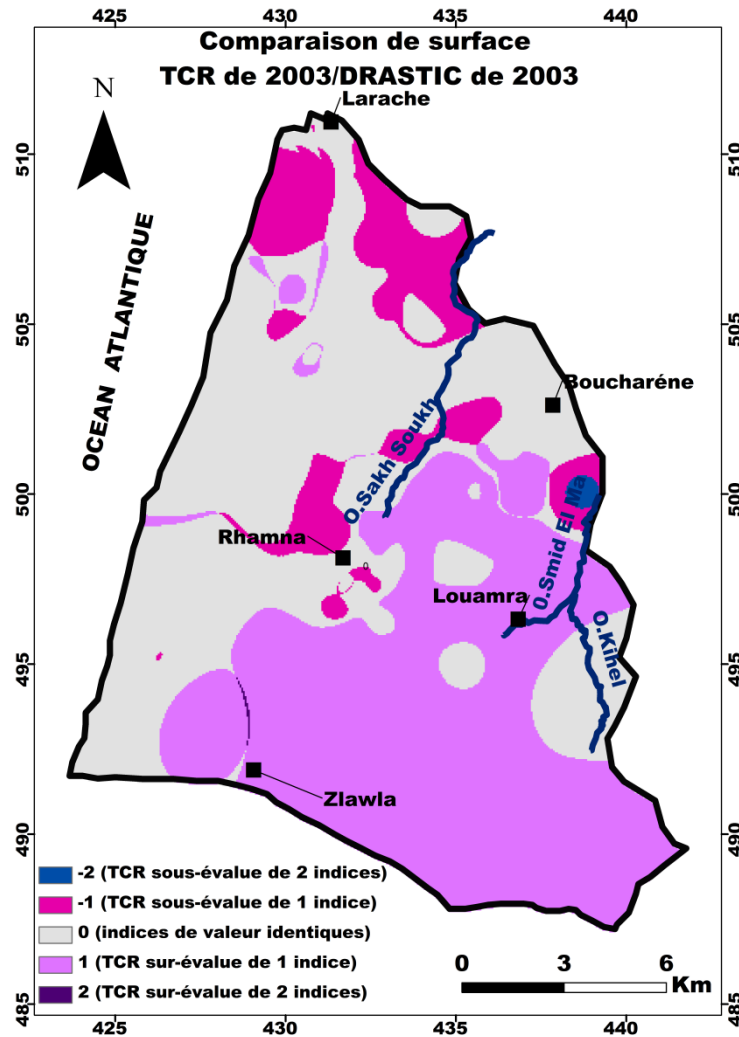


Figure 36 : Carte comparaison de surface TCR 2003/DRASTIC 2003

➤ Analyse des cartes réalisées par les deux méthodes en 2005

La soustraction des deux cartes de vulnérabilité établies en 2005 par DRASTIC et TCR a révélé que ces deux méthodes ont générés globalement, des indices identiques et différents respectivement sur 24 % et 76% de la superficie de la zone d'étude. Ce résultat est représenté sur la carte en classes comme suit (figure 37) :

- la classe «0» où les méthodes DRASTIC et TCR possèdent le même indice. Cette classe représente 24% de la superficie et occupe généralement l'extrême Nord et des zones dispersé au centre ;
- La classe «1 et -1» où la méthode TCR a montré une surévaluation ou une sous estimation d'indice par rapport à la méthode DRASTIC. Ces classes représentent 47% et occupent des zones dispersées au centre, Sud-Ouest et Sud-Est de la nappe ;

- La classe «2» pour une surévaluation de deux indices de la méthode TCR par rapport à la méthode DRASTIC ; cette classe représente 29% de la superficie et occupe généralement la zone au sud limitée par Laouamra, Rhamna et Zlawla.

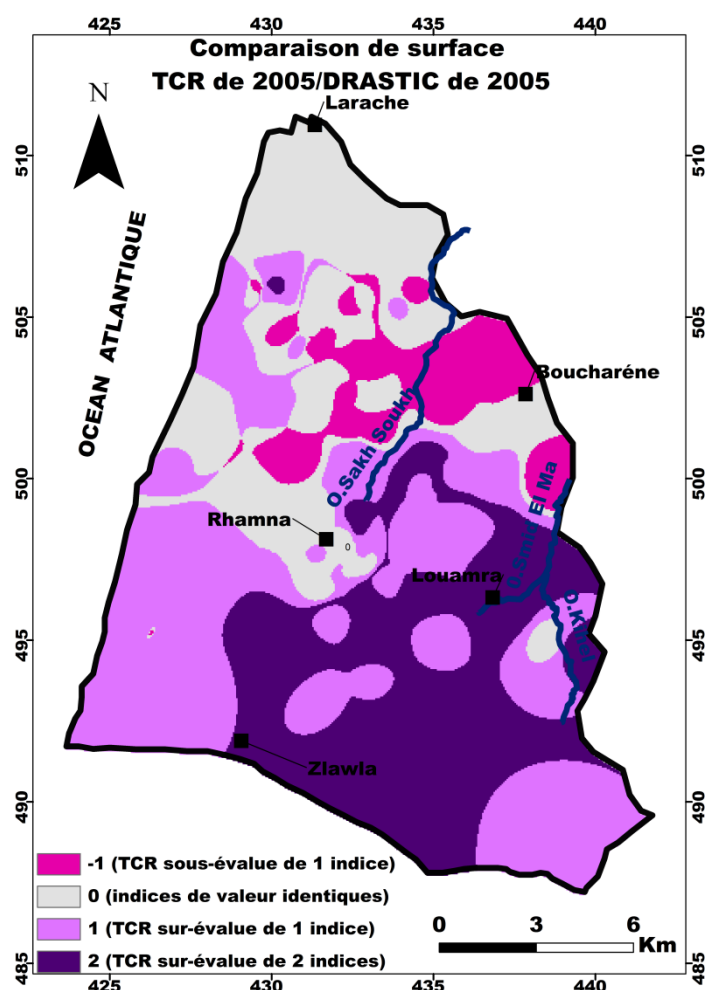


Figure 37 : Carte comparaison de surface TCR 2005/DRASTIC 2005

3– L'analyse de fréquence et test de conformité

Afin d'évaluer statistiquement le degré d'accord ou de similitude des cartes de vulnérabilité réalisées pour des conditions différentes (années hydrologiques et méthodes d'évaluation différentes) nous avons utilisé le test de Kappa dont le principe est représenté ci-dessous. Etant donné que, le nombre de classes délimité est le même pour toutes les cartes, la comparaison se basera sur l'évaluation de la variation relative des indices entre deux cartes.

➤ Principe du test de kappa

Le test de Kappa mesure l'accord entre observateurs lors d'un codage qualitatif en catégories. Ce test a été introduit en statistique par Jacob Cohen et publié dans le journal Educational and Psychological Measurement en 1960. Le coefficient de kappa (K) est une mesure d'accord entre deux codeurs (deux méthodes ou deux cartes) seulement. C'est la proportion d'accord entre deux observateurs, attribuable à la reproductibilité des classifications plutôt qu'au hasard. La reproductibilité est l'étroitesse de l'accord entre les résultats obtenus avec la même

méthode sur une matière identique soumise à l'essai, mais dans des conditions différentes (Bernard, 1993). Dans ce travail, la matière est le territoire d'étude (la nappe de R'Mel), la méthode correspond à l'évaluation de la vulnérabilité et les conditions aux cartes obtenues par l'utilisation des deux méthodes d'évaluation pour les deux années 2003 et 2005.

La mesure d'accord ou de conformité, comme elle a été présentée et utilisée par Murat en 2000, permet de déterminer l'accord et l'association des classifications effectuées par les deux observateurs indépendants (ici les cartes établies par les deux méthodes pour les deux années) pour la classification de n sujets (correspondant au nombre d'éléments évalués sur le territoire d'étude) en L catégories nominales (correspondant aux nombre de classes délimitées). Pour cette étude, les références Mx et My sont tour à tour les cartes DRASTIC 2003, DRASTIC 2005, TCR 2003 et TCR 2005. Les catégories (Ci) sont les indices de vulnérabilité classés en quatre classes (1, 2, 3 et 4) et leur nombre (L= 4) pour chaque méthode et pour chaque année (soit C1, C2, C3 et C4). On a choisit d'utiliser les fréquences de surface comme étant le nombre d'éléments évalué (n), la somme des éléments (Xi et Yi) est donc représentée par une somme de fréquences. Le coefficient de Kappa représente la probabilité que les deux méthodes soient en accord sans que cela soit dû au hasard (Tableau 28).

$$K = \frac{H_o - H_c}{1 - H_c} \quad \text{Avec}$$

K : est le coefficient de Kappa ;

$H_o = C_{11} + C_{22} + C_{33} + \dots + C_{LL}$: est la probabilité que les observateurs soient en accord ;

$$H_c = \sum_{i=1}^L X_i * Y_i$$

H_c : est la probabilité que les observateurs soient en accord sous l'hypothèse de non association entre leurs classifications ;

Tableau 28 : Schématisation du test de Kappa (modifié par Bernard, 1993)

		Mx							Total
		C ₁	C ₂					C _L	
My	C ₁	C _{1,1}			C _{1,j}			C _{1,L}	Y1
	C ₂		C _{2,2}						Y2
		C _{i,j}			C _{i,j}			C _{i,L}	
	C _L	C _{L,1}			C _{L,j}			C _{L,L}	YL
Total		X1	X2					XL	

Ci : représente les catégories ou classification possible ;

Xi : représente la somme des éléments classés dans la catégorie i par l'observateurs Mx ;

Yi : représente la somme des éléments classés dans la catégorie i par l'observateurs My ;

L : représente le nombre de catégories total ;

n : représente le nombre d'éléments évalués ;

L'interprétation des résultats obtenus par l'utilisation de ce coefficient peut être réalisée grâce à l'échelle d'interprétation de Kappa mise au point par Landis et Roch en 1977 et modifié par Bernard en 1993 (Tableau 29).

Tableau 29 : Echelle d'interprétation de Kappa (Bernard, 1993)

Valeur observée de Kappa	Interprétation
<0.00	Accord quasi-inexistant
0.00 - 0.20	Faible accord
0.21 - 0.40	Accord passable
0.41 - 0.60	Accord modéré
0.61 - 0.80	Accord important
0.81 - 1.00	Accord presque parfait

L'utilisation du test de Kappa doit également satisfaire les hypothèses suivantes :

- 1) les données à classer doivent constituer un échantillon représentatif et ne peuvent être évaluées qu'une seule fois par chaque observateur (méthode ou carte de chaque année).
- 2) les catégories doivent être nominales, indépendantes, mutuellement exclusives et exhaustives.
- 3) les observateurs (les cartes établies par chaque méthode) doivent opérer de façon indépendante.

Le but principal pour lequel nous avons utilisé ce test est l'évaluation du degré d'accord des cartes (la similitude des cartes). Etant donné que le nombre de classes délimité est le même pour toutes les cartes, c'est la variation relative des indices sur les cartes deux à deux qui sera évaluée dans cette comparaison.

➤ Résultats du test

Le test de Kappa, appelé aussi test de proportion d'accord, est effectué à partir du calcul de la fréquence des variations d'indices d'une méthode par rapport à l'autre. Il permet de déterminer dans quelle mesure il y a association entre les méthodes qui identifient les mêmes variations d'indice et l'accord entre les méthodes évaluant la vulnérabilité par les mêmes indices sur l'ensemble du territoire.

L'association entre les méthodes, évaluée par l'analyse de fréquence, permet de mesurer la variation dans l'évaluation des différents indices et leur répartition sur le territoire avec une surévaluation pour une des deux méthodes. L'accord entre les méthodes, donné par le test de Kappa, évalue le degré de conformité des cartes deux à deux. L'indice de proportion d'accord H_o est la probabilité que les deux méthodes soient en accord en ce qui concerne l'assignation des valeurs d'indice.

La proportion d'accord entre les quatre cartes a montré qu'il y a un accord fort entre les cartes TCR 2003 et TCR 2005 ($H_o = 0,72$). Tandis que pour les cartes DRASTIC 2003 et DRASTIC 2005 l'accord est passable ($H_o = 0,31$). Bien plus, l'accord non dû au hasard (K , coefficient de Kappa) est inexistant ($k = -0,071$) entre les cartes établies par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005 et passable ($k = 0,33$) pour les cartes TCR 2003 et TCR 2005 (Tableau 30).

Les cartes réalisées par les deux méthodes TCR et DRASTIC en 2003 ont montré un accord important. L'indice de proportion d'accord H_o est de l'ordre de 0,62. Toutefois, pour les cartes TCR 2005 et DRASTIC 2005, l'accord est passable ($H_o = 0,33$). Par ailleurs l'accord non dû au hasard (k) est faible pour les cartes TCR et DRASTIC de 2003 ($k = 0,17$) et pour les cartes de 2005 ($k = 0,066$).

Tableau 30 : Matrice des résultats et proportion d'accord Ho de Kappa

	TCR 2003		TCR 2005		DRASTIC 2003		DRASTIC 2005	
	Ho	K	Ho	K	Ho	K	Ho	K
TCR 2003	1	1						
TCR 2005	0,72	0,33	1	1				
DRASTIC 2003	0,62	0,17			1	1		
DRASTIC 2005			0,33	0,066	0,31	-0,071	1	1

4 – Comparaison aux niveaux des points de données des cartes élaborées par les deux méthodes DRASTIC et TCR

Afin de déterminer les paramètres les plus déterminants de la variation observée au niveau de l'indice de vulnérabilité évalués, par les méthodes DRASTIC et TCR pour 2003 et 2005, les deux années considérées dans cette étude, une comparaison a été réalisée entre les cartes obtenues. Cette comparaison s'est basée sur l'analyse détaillée des données relatives aux paramètres pris en compte par les deux méthodes et des indices évalués. Elle est faite entre les points de données qui ont été classés selon la classification adoptée par chacune des deux méthodes. Ensuite, les points de données, qui ont subis un changement de classe entre 2003 et 2005, seront analysés et interprétés point par point.

Cette tâche a été faite, en vue de pouvoir conclure la quelle des deux méthodes évalue un indice de vulnérabilité qui représente au mieux les caractéristiques réelles du milieu naturel de la zone d'étude. Les conclusions tirées et les remarques faites seront détaillées dans les paragraphes qui suivent.

4.1 – Analyse des zones à extrême et forte vulnérabilité

Comme cela a été dit au début de ce chapitre, la comparaison statistique des cartes de vulnérabilité va être faite sur la base de la carte TCR comme référence. Cette comparaison va être faite pour chacune des classes de vulnérabilité : extrême, forte, moyenne et faible.

➡ Analyse des zones à extrême vulnérabilité

A. Comparaison des cartes élaborées en 2003 par les méthodes TCR et DRASTIC

L'analyse des deux cartes montre que les puits classés dans les zones à extrême vulnérabilité par la méthode TCR sont généralement à forte vulnérabilité sur la carte élaborée par la méthode DRASTIC. Les points de données correspondant à cette classe vont être analysés en deux groupes :

- Les points de données du premier groupe (15 puits) sont caractérisés par les paramètres suivants : très faible profondeur (ne dépasse pas 1,5m) ; les zones non saturées sont constituées généralement de sables fins ; sables grossiers limoneux ou des couches de sables, sables limoneux et limons sableux. Le temps de transit est

généralement inférieur à 0,6 jour et la concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est très élevée, elle est supérieure à 74%. Ces puits sont dans des zones à pente très faible et le degré de la recharge de la nappe varie entre 48% et 50%. D'après ces caractéristiques, ces points devraient être classés dans les zones à extrême vulnérabilité. Leurs classements dans les zones à forte vulnérabilité par la méthode DRASTIC est une sous estimation.

- Les autres points de cette classe (9 puits) ont une profondeur comprise entre 1,5 et 5,47m et leurs zones non saturées sont constituées de couches de sables fins et sable ; grés et sable, sables fins, sables fins limoneux avec du sable fin peu limoneux ou peu argileux. Le temps de transit de ces puits est inférieur à 0,55 jour et la concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est comprise entre 21% et 67%. Ces puits sont dans des zones à pente très faible et le degré de la recharge de la nappe varie entre 49% et 55%. Ces points doivent, en conséquence, être classés dans les zones à vulnérabilité extrême. Leurs classements dans les zones à forte vulnérabilité par la méthode DRASTIC est une sous estimation.

B. Comparaison des cartes élaborées en 2005 par les méthodes TCR et DRASTIC

Pour l'année 2005, les puits évalués et classés dans les zones à vulnérabilité extrême par la méthode TCR sont classés dans la classe à forte ou à moyenne vulnérabilité par la méthode DRASTIC. L'analyse de ces points va être faite en deux groupes comme suit :

- Le premier groupe (8 puits) concerne les points évalués dans la classe à forte vulnérabilité par DRASTIC. Ils sont à faible profondeur (entre 1,21 et 2,55m) et leurs zones non saturée sont constituées généralement de sables fins pour un temps de transit généralement inférieur à 0,27 jour. La concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est très élevée, elle oscille entre 60% et 79%. Ces puits sont situés dans des zones à pente très faible et le degré de la recharge de la nappe est entre 7% et 31%. D'après ces données ces points doivent être classés dans les zones à extrême vulnérabilité, comme cela a été fait par TCR, et donc leur vulnérabilité a été relativement sous-estimée par DRASTIC.
- Le deuxième groupe concerne les points classés dans les zones à moyenne vulnérabilité par DRASTIC et qui vont aussi être analysés séparément :
 - ✓ Le premier groupe (10 puits) : est à faible profondeur (entre 0,9 et 2,66m) et constitué généralement de sables fins ou de sables grossiers limoneux. Le temps de transit est généralement inférieur à 0,32 jour et la concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est très élevée, elle oscille entre 59% et 80%. Ces puits sont situés dans des zones à pente très faible et le degré de recharge est entre 7% et 24%. Ces données, favorisent le classement de ces points dans les zones à extrême vulnérabilité et leurs classements dans les zones à moyenne vulnérabilité par la méthode DRASTIC est aussi une sous estimation.
 - ✓ Le deuxième groupe (4 puits) : est à une profondeur comprise entre 2,36 et 5,17m et constitué de couches de sables grossiers limoneux ou de sables et sables fins. Leurs temps de transit oscillent entre 0,36 et 0,43 jour et la

concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant varie entre 31% et 62% pour des degrés de recharge qui varient entre 19% et 21%.

D'après ces données ces points doivent être classés dans les zones à extrême vulnérabilité et DRASTIC a donc sous-estimé leurs vulnérabilités en les classant dans les zones à forte ou à moyenne vulnérabilité.

C. Analyse des puits évalués différemment en 2003 et 2005 par les deux méthodes

Pour les années 2003 et 2005, certains puits dont les numéros IRE 30/3, 31/3, 920/3, 1034/3, 1413/3, 1416/3, 1466 /3, 1489/3, 1581/3, 1726/3, 1949/3 et 2518/3, ont été évalués dans la même classe de vulnérabilité par la méthode TCR. En revanche, ces mêmes points ont été évalués, par la méthode DRASTIC, dans des classes de vulnérabilité différentes : forte vulnérabilité en 2003 et moyenne vulnérabilité en 2005. Cette différence est due essentiellement au changement de la valeur ou de classe de la recharge entre les deux années. En effet, la note accordée, par DRASTIC, au paramètre recharge a passé de 7 en 2003 pour ne prendre que 1 en 2005 (Tableau 31).

Tableau 31 : Exemple de puits ayant été évalués différemment pour les deux années (cas des zones à extrême vulnérabilité d'après TCR)

N°IRE	NOTE D 2003	NOTE D 2005	NOTE R 2003	NOTE R 2003	T 2003	T 2005	Cp'/Cp 2003	Cp'/Cp 2005	R'/R 2003	R'/R 2005	Iv 2003	Id 2003	Iv 2005	Id 2005
1581/3	10	10	7	1	0,18	0,19	0,82	0,81	0,49	0,10	2,64	154,44	2,39	130,43
920/3	9	9	7	1	0,18	0,20	0,75	0,72	0,50	0,15	2,57	163,39	2,26	139,38
31/3	10	10	7	1	0,18	0,20	0,82	0,79	0,48	0,08	2,63	156,30	2,23	132,29
1034/3	10	9	7	1	0,18	0,22	0,75	0,69	0,48	0,07	2,58	164,95	2,06	135,93
1466/3	10	10	7	1	0,15	0,28	0,87	0,75	0,50	0,24	3,17	153,28	1,73	129,25
1489/3	10	10	7	1	0,18	0,28	0,82	0,71	0,50	0,20	2,64	158,46	1,70	134,45
30/3	10	10	7	1	0,23	0,31	0,76	0,68	0,50	0,20	2,11	154,15	1,57	128,94
1726/3	10	9	7	1	0,25	0,32	0,75	0,67	0,49	0,23	2,00	153,17	1,53	124,16
2518/3	9	9	7	1	0,32	0,36	0,67	0,62	0,50	0,19	1,61	142,73	1,34	118,71
1416/3	7	7	7	1	0,41	0,44	0,36	0,32	0,50	0,20	1,23	154,28	1,07	130,25
1413/3	7	7	7	1	0,41	0,44	0,36	0,32	0,50	0,20	1,23	153,90	1,07	129,88
1949/3	9	9	9	1	0,43	0,44	0,46	0,45	0,55	0,21	1,23	166,04	1,12	134,03

Moyenne vulnérabilité (jaune), forte (orange) et extrême (rouge).

➤ Analyse des zones à forte vulnérabilité

A. Comparaison des cartes élaborées en 2003 par les méthodes TCR et DRASTIC

Les points de données classés dans les zones à forte vulnérabilité par l'intermédiaire de la méthode TCR sont généralement évalués dans la même classe via la méthode DRASTIC. L'exception est faite spécialement pour les puits (495/3 et 1224/3) qui existent dans les zones à moyenne vulnérabilité dans la carte établie par la méthode DRASTIC.

- Le puits 495/3 est constitué de grès, sables grossiers limoneux, sables grossiers peu argileux et sable marneux pour une épaisseur de 4,71m. Le temps de transit de ce puits est de 1,15 jour, la concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est de 13% et son degré de recharge est de 49%. Alors, ce puits doit être classé dans les zones à extrême vulnérabilité. Or, son classement dans la zone à forte ou à moyenne

vulnérabilité respectivement par les méthodes TCR et DRASTIC est une sous estimation.

- Le deuxième puits (1224/3) est constitué de grés tendres avec petits passages de sables, sables fins et sables limoneux pour une épaisseur de 9,74 m. Le temps de transit de ce puits est de 0,78 jour et son degré de recharge est de 48% pour une épuration totale. Les caractéristiques de ce puits nécessitent son classement dans la zone à extrême vulnérabilité, par conséquent, son classement dans la zone à forte ou à moyenne vulnérabilité par les deux méthodes est une sous-estimation.

B. Comparaison des cartes élaborées en 2005 par les méthodes TCR et DRASTIC

Les points de données classés dans la zone à forte vulnérabilité par l'intermédiaire de la méthode TCR sont classés dans la classe à moyenne vulnérabilité en utilisant la méthode DRASTIC. Ces points de données vont être analysés séparément :

- L'analyse des différents paramètres du premier groupe de ces points (10 puits) a montré qu'ils sont à une profondeur oscillant entre 1,45 et 3,85m et leurs zones non saturées sont constituées de couches de sables fins et sables fins argileux. Leurs temps de transit sont entre 0,57 et 1,55 jour et la concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est comprise entre 31% et 70%. Ces puits sont situés dans les zones à pente très faible et le degré de la recharge de la nappe est entre 16% et 23%.
- Le deuxième groupe (8 puits) est à une profondeur comprise entre 4,16 et 5,75m. La zone saturée de ces puits est constituée de sables et sables fins ou sables et sables argileux pour un temps de transit compris entre 0,57 et 1,55 jour. La concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est entre 6% et 23% et le degré de recharge oscille entre 18% et 24% ;
- Le dernier groupe de ces puits (1224/3, 1582/3 et 1661/3) ont une zone non saturée constituée généralement de sables fins, grés et graviers. Le temps de transit de ces puits est compris entre 0,77 et 1,2 jour. La concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est nulle et le degré de recharge de ces puits est compris entre 12 à 21%.

Généralement, ces points devraient, en conséquence, être classés dans les zones à forte vulnérabilité. Leurs classements dans les zones à moyenne vulnérabilité par la méthode DRASTIC est une sous estimation.

C. Analyse des puits évalués différemment en 2003 et 2005 par les deux méthodes

Les puits dont les numéros IRE 83/3, 342/3, 1464/3 et 2643/3 ont changé de classe par les deux méthodes en 2003 et 2005. Dans la carte réalisée par la méthode TCR, ces puits sont classés dans la classe à extrême et à forte vulnérabilité respectivement en 2003 et 2005. Alors que, par la méthode DRASTIC, ils ont été évalués dans la classe à forte et à moyenne vulnérabilité respectivement en 2003 et 2005. Cette différence est due peut être à la variation des notes des paramètres recharge et degré de recharge. Les notes attribuées au paramètre recharge, pour ces puits, sont entre 7 et 9 en 2003 et diminuent en 2005 pour prendre la note 1. Pour le paramètre degré de recharge les valeurs oscillent entre 48% et 50% en 2003 et

diminuent en 2005 pour ne prendre que des valeurs comprises entre 11% et 22% (Tableau 32).

Tableau 32 : Exemple de puits ayant été évalués différemment pour les deux années (cas des zones à forte vulnérabilité d'après TCR)

N°IRE	NOTE D 2003	NOTE D 2005	NOTE R 2003	NOTE R 2005	T 2003	T 2005	Cp'/Cp 2003	Cp'/Cp 2005	R'/R 2003	R'/R 2005	Iv 2003	Id 2003	Iv 2005	Id 2005
83/3	7	7	7	1	0,48	0,47	0,21	0,23	0,50	0,15	1,05	142,67	0,96	118,79
342/3	9	9	9	1	0,56	0,56	0,47	0,47	0,55	0,22	1,03	165,95	0,92	134,02
1464/4	10	10	7	1	0,61	0,63	0,80	0,79	0,48	0,14	1,04	159,90	0,91	135,48
2643/3	10	10	7	1	0,55	1,03	0,81	0,68	0,48	0,11	1,11	160,26	0,62	133,58

Moyenne vulnérabilité (jaune), forte (orange) et extrême (rouge).

4.2 – Analyse des zones à moyenne et faible vulnérabilité

➤ Analyse des zones à moyenne vulnérabilité

A. Comparaison des cartes élaborées en 2003 par les méthodes TCR et DRASTIC

Les points de données classés dans la zone à moyenne vulnérabilité par la méthode TCR se classent dans la zone à moyenne ou à forte vulnérabilité par la méthode DRASTIC. Par conséquent, ils ont été analysés séparément :

- Le premier groupe concerne le puits (888/3) dont le temps de transit est de 135 jours. La zone saturée de ce puits est constituée de couches de sables fins, sables fins argileux et une couche d'argile (0,4m). Son épuration est totale et le degré de recharge est de 50%. Normalement, ce puits peut être classé dans la zone à moyenne vulnérabilité et son classement dans la zone à forte vulnérabilité est une surestimation par l'intermédiaire de la méthode DRASTIC.
- L'analyse du deuxième groupe (10 puits) a montré que dans ce secteur de la nappe, la zone non saturée est constituée de couches de sables grossiers limoneux et sables grossiers peu argileux et calcarénite pour une épaisseur de 3,48m ; de sables fins et sables fin ou grossiers peu argileux pour des épaisseurs oscillant entre 4,26m et 7,24m ; et d'argile sableuse, grès, marnes, sables limoneux et sables fins limoneux pour des profondeurs allant de 7,73 à 8,33m. La concentration de l'eau arrivant à la nappe en polluant est très faible (ne dépasse pas 6%), leur temps de transit est entre 2,3 et 7 jours et leur degré de recharge est entre 49% et 55%.
- L'analyse du dernier groupe (4 puits) a montré qu'ils sont à une profondeur comprise entre 13,5 et 14,67 m, leurs zones non saturées sont constituées de sables grossiers, sables argileux et sables grossiers peu argileux ; grès, sables grossiers avec quartz et sables fins argileux ; sables argileux avec niveaux gréseux, grès sableux avec fossiles et sables fins limoneux peu argileux ; petits galets, grès compact et argile sableux et limons. Ces points sont caractérisés par un temps de transit variant de 2,3 à 16 jours, un degré de recharge de 50% et une épuration totale. En effet, leur recharge est maximale (note DRASTIC 9) et ils se localisent dans des zones à faible pente.

Les caractéristiques de ces puits montrent qu'ils peuvent être classés dans la zone à moyenne vulnérabilité et leurs évaluations dans la zone à forte vulnérabilité par la méthode DRASTIC est une surestimation.

B. Comparaison des cartes élaborées en 2005 par les méthodes TCR et DRASTIC

Les points de données évalués dans les zones à moyenne vulnérabilité par la méthode TCR sont dans les zones à moyenne ou à faible vulnérabilité par la méthode DRASTIC.

Les points de données classés dans les zones à faible vulnérabilité par la méthode DRASTIC sont : 305/3, 1534/3, 1535/3, 2602/3 et 2712 /3. L'analyse de ces points a montré que dans ce secteur de la nappe, la zone non saturée est constituée de couches de sable argileux, sable limoneux avec des intercalations d'argiles ou de marnes. Ces puits sont à une profondeur qui varie de 28 m à 45m. Ces points sont caractérisés par un temps de transit supérieur à 2,4 jours, l'épuration est totale et le degré de recharge varie entre 20% et 22%. En général, ces puits devront être classés dans la zone à faible vulnérabilité par les deux méthodes et leurs évaluations dans la zone à moyenne vulnérabilité via la méthode TCR est une surestimation.

C. Analyse des puits évalués différemment en 2003 et 2005 par les deux méthodes

Pour le puits 1487/3, il est évalué dans des classes différentes par les deux méthodes et pour les deux années. Ce puits est évalué dans les classes à moyenne et à faible vulnérabilité par la méthode TCR respectivement pour les deux années 2003 et 2005. Par ailleurs, en utilisant la méthode DRASTIC ce puits est évalué dans la classe à forte et à faible vulnérabilité respectivement en 2003 et 2005. En effet, les notes accordées aux deux paramètres recharge et profondeur à la nappe oscillent entre 9 et 5 en 2003 et 1 et 3 en 2005 et le degré de recharge est de 55% et 22% respectivement en 2003 et 2005.

Les puits dont les numéros IRE 305/3, 1534/3, 1535/3, 2602/3 et 2712/3 sont évalués dans la même classe par la méthode TCR pour les deux années, tandis que, par la méthode DRASTIC ils sont évalués dans les classes à moyenne et à faible vulnérabilité respectivement en 2003 et 2005. En 2003 la note attribuée au paramètre recharge est entre 7 et 9 pour les cinq puits alors que, pour l'année 2005, cette note a diminué pour ne prendre que la note 1. Toutefois, les cotes accordées au paramètre profondeur à la nappe sont égales pour les deux années (Tableau 33).

Pour les puits 416/3, 888/8, 497/3, 1540/3 et 1942/3 évalués dans les classes à moyenne et à faible vulnérabilité par la méthode TCR respectivement en 2003 et 2005. Alors que, dans les cartes DRASTIC ces puits sont classés dans la classe forte en 2003 et dans la classe moyenne en 2005. Cette variation est due essentiellement aux paramètres recharge et degré de recharge. Les notes accordées au paramètre ont pris une valeur de 7 en 2003 pour baisser en 2005 et prendre une note de 1. La plage des valeurs affectées au paramètre degré de recharge a également diminué. Elle oscille entre 49% et 55% en 2003 pour ne prendre que des valeurs oscillant entre 17% et 26%.

L'analyse des puits 1399/3, 1400/3, 1439/3 et 1485/3 a révélé qu'il ont été évalués dans la classe à moyenne vulnérabilité en utilisant la méthode TCR pour les deux années, alors que, en utilisant la méthode DRASTIC ces puits ont été évalué dans la classe à forte vulnérabilité en 2003 et dans la classe moyenne en 2005. En effet, les notes accordées au paramètre recharge prennent des valeurs oscillant entre 7 et 9 en 2003 et 1 en 2005. Cette variation a

causé une différence dans l'évaluation des deux indices DRASTIC entre les deux années (Tableau 33).

Tableau 33 : Exemple de puits ayant été évalués différemment pour les deux années (cas des zones à moyenne vulnérabilité d'après TCR)

N°IRE	NOTE D 2003	NOTE D 2005	NOTE R 2003	NOTE R 2005	T 2003	T 2005	Cp'/Cp 2003	Cp'/Cp 2005	R/R 2003	R/R 2005	Iv 2003	Id 2003	Iv 2005	Id 2005
1534/3	1	1	9	1	2,39	2,43	0	0	0,55	0,22	0,33	124,20	0,23	91,19
2712/3	2	2	7	1	2,68	2,67	0	0	0,5	0,2	0,30	121,21	0,21	97,27
1535/3	1	1	9	1	3,12	3,13	0	0	0,53	0,22	0,29	123,56	0,19	91,55
305/3	1	1	9	1	3,32	3,32	0	0	0,55	0,22	0,29	127,44	0,19	94,42
2602/3	1	1	7	1	4,27	4,25	0	0	0,5	0,22	0,24	110,85	0,16	86,86
418/3	5	5	9	1	9,33	9,35	0,00	0,00	0,55	0,22	0,21	133,35	0,11	101,45
28/3	5	5	7	1	55,98	52,55	0,00	0,00	0,50	0,20	0,16	125,37	0,07	101,48
1383/3	5	5	7	1	10,57	9,63	0,00	0,00	0,50	0,28	0,19	128,70	0,13	104,30
1387/3	5	5	7	1	8,46	7,81	0,00	0,00	0,50	0,28	0,20	128,42	0,14	104,51
306/3	3	3	9	1	22,72	22,74	0,00	0,00	0,55	0,22	0,18	137,68	0,08	105,60
1384/3	3	3	7	1	11,03	10,33	0,00	0,00	0,51	0,30	0,19	124,93	0,13	101,03
1397/3	3	3	7	1	11,10	10,68	0,00	0,00	0,51	0,30	0,19	124,54	0,13	100,60
2594/3	3	3	9	1	28,52	28,53	0,00	0,00	0,55	0,23	0,18	135,14	0,08	103,39
1690/3	3	3	9	1	7,48	7,77	0,00	0,00	0,53	0,27	0,21	136,88	0,13	104,81
1737/3	3	3	9	1	387,32	447,32	0,00	0,00	0,54	0,23	0,16	136,73	0,07	104,56
1378/3	3	3	9	1	7,86	7,86	0,00	0,00	0,55	0,22	0,22	134,16	0,12	102,24
1396/3	3	3	9	1	7,00	7,13	0,00	0,00	0,55	0,22	0,22	134,49	0,12	102,46
1686/3	3	3	7	1	9,56	9,60	0,00	0,00	0,48	0,05	0,19	128,33	0,06	104,31
1540/3	9	9	7	1	7,04	9,31	0,02	0,00	0,50	0,22	0,21	147,82	0,11	123,64
1942/3	7	7	7	1	6,65	5,97	0,00	0,00	0,49	0,17	0,21	145,09	0,12	121,41
497/3	7	7	7	1	10,03	10,01	0,00	0,00	0,50	0,20	0,19	143,15	0,10	119,15
888/3	7	7	7	1	135,10	135,12	0,00	0,00	0,50	0,26	0,15	152,32	0,08	128,50
416/3	5	5	9	1	8,10	8,17	0,00	0,00	0,55	0,20	0,21	153,63	0,11	121,24

Forte vulnérabilité (orange), Moyenne (jaune) et faible (vert).

➤ Analyse des zones à faible vulnérabilité

A. Comparaison des cartes élaborées en 2003 par les méthodes TCR et DRASTIC

Seul un puits (1687/3) a été évalué dans la zone à faible vulnérabilité via la méthode TCR est de vulnérabilité forte par l'intermédiaire de DRASTIC. Ce puits est constitué d'argile (1,1m), argile limoneuse et argile sableuse. Son temps de transit est supérieur à 1an et son épuration est totale. Ce point se situ dans une zone à très faible pente (note DRASTIC est de 10) est sa profondeur est très faible ne dépassant pas les 3 m. L'existence de ce puits dans la zone à forte vulnérabilité par la méthode DRASTIC est une surestimation.

B. Comparaison des cartes élaborées en 2005 par les méthodes TCR et DRASTIC

Les points de données évalués dans les zones à faible vulnérabilité via la méthode TCR existent dans les classes à faibles ou à moyennes vulnérabilité par la méthode DRASTIC. Ces puits vont être analysés comme suit :

- Le puits 1687/3 a été classé dans la zone à moyenne vulnérabilité par la méthode DRASTIC, or ces caractéristiques favorise son classement dans la zone à faible vulnérabilité.
- Le puits (1737/3) est constitué essentiellement de sable limoneux, argile (1,33m) et sable. Le temps de transit de ce puits est supérieur à 1,5ans, son épuration est totale et son degré de recharge est de 23%. Ce puits existe à une profondeur de 19,33m avec une couche d'argile de 1,33 m. Les caractéristiques de ce puits défavorisent l'infiltration de la pollution et par conséquent il doit être classé dans la classe à faible vulnérabilité.
- Le puits (888/3) a un temps de transit de 135 jours et sa zone saturée est constituée de couches de sables fins, sables fins argileux et une couche d'argile (0,4m). Son épuration est totale et son degré de recharge est de 26%. Normalement, ce puits peut être classé dans la zone à faible vulnérabilité et son classement dans la zone à moyenne vulnérabilité est une surestimation par l'intermédiaire de la méthode DRASTIC.
- Le reste des puits (17 puits) sont à une profondeur oscillant entre 4 et 20m. Leur degré d'épuration est total, leurs temps de transit sont entre 3 et 52jour. Bien plus, le degré de recharge de ces puits est compris entre 5% à 30% et leurs recharges est minimale (note DRASTIC 1). L'existence de ces puits dans la zone à moyenne vulnérabilité via DRASTIC est une surestimation.

C. Analyse des puits évalués différemment en 2003 et 2005 par les deux méthodes

Les puits dont les numéros IRE 28/3, 306/3, 418/3, 1378/3, 1383/3, 1384/3, 1386/3, 1387/3, 1396/3, 1397/3, 1686/6, 1690/6, 1737/3 et 2594/3 ont été évalués dans la classe moyenne par la méthode DRASTIC pour les deux années. Alors qu'en utilisant la méthode TCR, ils ont été évalués dans des classes différentes. Ce changement dans l'évaluation de ces puits par l'utilisation de la méthode TCR est peut être à cause des valeurs du paramètre degré de recharge qui ont été comprise entre 54% et 55% en 2003 et qui ont changé en 2005 pour prendre des valeurs qui oscillent entre 22% et 28% (Tableau 33). Le reste des puits sont classées dans la même classe de vulnérabilité par les deux méthodes en 2003.

5 – Comparaison des résultats et des concepts des deux méthodes

La corrélation des résultats obtenus par les deux méthodes et les caractéristiques réelles de la zone d'étude, a fait ressortir :

- une meilleure concordance entre les résultats obtenus par méthode TCR et les caractéristiques de la zone d'étude ;
- une sous-évaluation de l'indice de vulnérabilité par la méthode DRASTIC pour des zones qui devraient être réellement classées dans des zones à extrême et à forte vulnérabilité, et une surestimation des zones à faible vulnérabilité.

Cette disparité des résultats obtenus par les méthodes DRASTIC et TCR peut s'expliquer par des différences dans leurs conceptions qui seront détaillées dans les paragraphes ci dessous.

➤ Redondance des paramètres utilisées par les deux méthodes

Les deux méthodes, DRASTIC et TCR sont des méthodes de pondération et d'indexation des paramètres. La première utilise sept paramètres principaux alors que la deuxième n'en utilise que trois. D'après certains auteurs (Lynch, 1994 ; Aller et al., 1987), la puissance de la méthode DRASTIC réside dans le fait qu'elle considère la majorité des facteurs contrôlant la vulnérabilité. Cependant, la redondance des paramètres est l'un des points controversé de la méthode DRASTIC. Bien que, plusieurs auteurs ont montré que la suppression de certains paramètres n'affecte pas la variation des résultats obtenus, tandis que, d'autres pensent que chaque paramètre a son importance (Fagnan, 1998) et que les sept paramètres sont nécessaire pour évaluer la vulnérabilité intrinsèque par la méthode DRASTIC.

La question qui se pose alors : est ce que la redondance des paramètres permet une certaine stabilité du résultat final, comme le pense certains auteurs, ou c'est le contraire ?

Les auteurs de DRASTIC, pensent aussi que les paramètres utilisés par le modèle sont redondant (Aller et al., 1987). En effet, la profondeur à la nappe qui affecte la quantité de matériel qu'un polluant va rencontrer en traversant le milieu est également pris en compte par le paramètre zone vadose. En plus, la topographie exerce une action importante sur l'épaisseur du sol considérée et tous les deux agissent sur la capacité d'infiltration, donc sur la recharge.

Dans certains cas les facteurs peuvent se recouvrir, ce qui occasionne la redondance de paramètres. Par exemple, inclure comme facteur l'épaisseur de l'aquifère et la perméabilité est redondant du fait que la perméabilité est estimé en utilisant la transmissivité de l'aquifère et son épaisseur. D'après Van Stempvoort et al. (1992), le type de sol et la zone vadose sont des paramètres redondants puisque le sol fait parti de la zone vadose. Ces auteurs pensent que le paramètre recharge est largement dépendant du paramètre conductivité hydraulique de n'importe quelle couche confiante au-dessus de l'aquifère ou de l'aquifère de surface lui-même, il est donc plus utile de considérer le paramètre conductivité hydraulique dans les cartes de protection générales. La redondance des paramètres peut venir du fait qu'un processus peut être utilisé pour l'estimation de plusieurs autres. De ce fait, la détermination du processus et de propriétés du milieu qui sont mis en jeu pour la détermination de chaque paramètre est déterminante pour l'évaluation de cette redondance (Murat, 2000). Ainsi il est très important pour n'importe quelle méthode que chaque paramètre soit estimé indépendamment des autres, avec des informations propres à chaque paramètre.

Dans cette étude, l'analyse de sensibilité effectuée sur les cartes établies par la méthode DRASTIC pour les deux années 2003 et 2005 (voir paragraphe chapitre IV), a révélé que :

- la suppression du paramètre lithologie de l'aquifère «A» a un effet moins important sur les deux cartes de vulnérabilité ;
- le paramètre conductivité hydraulique a un impact moins important sur l'indice de vulnérabilité et son poids effectif et beaucoup plus petit que son poids théorique.

A partir de ces résultats on peut conclure que l'effet des paramètres les plus importants, pour les cartes des deux années, a été masquée par les deux paramètres lithologie de l'aquifère (A) et la conductivité hydraulique (C).

Par ailleurs, la prise en compte d'un nombre important de paramètre fait certainement augmenter leur poids, mais statistiquement l'indice qui en résulte est moins sensible aux variations de ces paramètres. Cette sensibilité de l'indice de vulnérabilité, en relation avec le nombre réduit de paramètres, constitue donc le point fort de la méthode TCR qui considère

trois paramètres indépendant. Ce qui a évité la redondance des paramètres, et qui a fait que l'indice Iv serait en conséquence plus sensible aux variations spatiales de ces derniers.

➤ **Comparaison des coefficients de pondération des deux méthodes**

En ce qui concerne le poids attribué à chaque paramètre, pour la méthode DRASTIC, ces poids sont affectés de manière subjective, et il y a peu d'études pour valider leur assignation empirique (Rosen, 1994 ; Van Stempvoort et al., 1992). Les paramètres importants ayant des coefficients très élevés pour le modèle DRASTIC pour un site donné peuvent ne pas l'être dans un autre site ayant des particularités géologiques et hydrogéologiques différentes. En effet l'analyse de sensibilité effectuée sur les poids effectifs de chaque paramètre a montré dans plusieurs études que les poids effectifs sont différents de ceux qui sont attribués par le modèle.

Les deux méthodes utilisent des coefficients de pondération mais pour la méthode DRASTIC les poids des sept paramètres ont été déterminés pour un site bien déterminé (les Etats Unies) ont par la suite été utilisés universellement. Dans le cas de la méthode TCR les coefficients de pondération se déterminent par les tests de sensibilité qui précisent exactement les coefficients propres pour chaque zone d'étude (les tests de sensibilité effectués sur la nappe de Gharb ont donné des résultats différents par rapport à notre zone d'étude) (Amharref et al., 2007).

La précision de la méthode TCR par rapport à DRASTIC se justifie par les tests de sensibilité qui précisent exactement et pour chaque zone d'étude des coefficients propre à cette zone. En plus, les tests de sensibilité ont données des résultats stables dans le temps et les coefficient de pondération sont similaires pour les deux années et ne changent pas avec le temps. Tandis que dans le cas de la méthode DRASTIC, les poids des paramètres sont prédéfinis. Malheureusement, les tests de sensibilité ne peuvent être appliqués sur les paramètres de la méthode DRASTIC. La détermination du signe (positive ou négative) de deux puits successifs ne peut être jamais connue en ignorant les coefficients de pondérations de sept paramètres. D'autre part, l'analyse de sensibilité réalisée sur les deux cartes par la méthode DRASTIC a montré que les poids effectifs des sept paramètres sont différents de leurs poids théoriques et changeant d'une année à l'autre.

De ce fait, le point fort de la méthode TCR et sa précision persistent dans :

- les coefficients de pondération déterminés par les tests de sensibilité ;
- l'unicité de ces coefficients pour chaque site (les coefficients de pondération de notre zone d'étude sont différents de ceux déterminés pour la nappe de Gharb) ;
- les coefficients de pondération sont statique dans le temps ;

➤ **Comparaison des milieux pris en compte pour l'évaluation**

La méthode DRASTIC tient compte de la zone saturée, alors que TCR ne considère que la zone de couverture de la nappe. En effet, certaines approches de la vulnérabilité font intervenir des critères relatifs à la propagation du polluant dans la nappe (nature et perméabilité de la zone saturée). En toute rigueur ces critères participent non plus à la définition d'une vulnérabilité mais constituent des éléments d'évaluation d'un risque (Seguin et Budry, 2002 ; Shenebelen et al., 2002).

Afin d'évaluer l'effet des paramètres «A» et «C», nous avons appliqué l'analyse de sensibilité. Cette analyse a montré que la suppression du paramètre «A» affecte moins la variation de l'indice final de vulnérabilité des deux cartes établies en 2003 et 2005. En plus, pour les cartes réalisées en 2003 et 2005, le poids effectif du paramètre «C» est inférieur à son poids théorique et les notes attribuées à ce paramètre dans la majorité de la zone d'étude

sont relativement faibles (la note dominante est 2). Donc, ces deux paramètres affectent moins la variation de l'indice de vulnérabilité DRASTIC pour les deux années. Par conséquent, cette différence dans la conception de ces deux méthodes n'explique pas la différence des résultats 56% et 76% de la zone d'étude respectivement en 2003 et 2005

➤ **Limites des classes des deux méthodes**

Pour la méthode TCR, les limites des classes de vulnérabilité sont prédéfinies par les concepteurs de la méthode. L'indice de vulnérabilité normalisé est réparti en quatre intervalles choisis en se basant sur l'analyse théorique des différents paramètres de la méthode. La répartition de l'indice de vulnérabilité obtenue par l'application de la méthode DRASTIC selon les méthodes statistiques (quantiles, moyenne et écart type, ...), a permis d'avoir des cartes qui représentent les différentes classes en allant de la zone à très faible vulnérabilité jusqu'à la zone à extrême vulnérabilité. Or, les indices de vulnérabilité relatifs à notre zone d'étude, évalués par la méthode DRASTIC, oscillent entre 105 et 185 (pour l'année 2003) et 81 et 161 (pour l'année 2005). Les indices de l'année 2005 ont été répartis en trois classes (faible, moyenne et forte). Tandis que, pour l'année 2003, Ces indices représentent trois classes qui varient de moyenne à extrême avec l'absence de la classe «faible» qui existe universellement pour les indices inférieurs à 100. De ce fait, la répartition des indices obtenus, relatifs à chaque zone d'étude, doit se faire en se basant sur l'analyse des notes et des indices attribués par l'application du modèle en compromis avec les différentes classifications proposé par Mc Cormack, Civita et De Régibus, Engel et al. et Corniello et al. (Mc Cormack, 1986 ; Civita et De Régibus, 1995 ; Engel et al., 1996 ; Corniello et al., 1997).

➤ **Les notations des paramètres utilisées par les deux méthodes**

Pour la méthode DRASTIC les intervalles de chaque paramètre ont été définis en se basant sur les conditions d'un site bien déterminé. Les limites des classes standards ne correspondent pas très souvent à la réalité de la zone étudiée et l'agrégation des côtes n'est pas toujours identique à celle définie par la méthode DRASTIC. Pour le paramètre recharge, par exemple, la côte maximale de 9 est attribuée pour des valeurs de recharge dépassant 250 mm/an. Or dans notre zone d'étude la recharge oscille entre 357 et 532 mm/an pour l'année 2003 et inférieur à 100 mm/an pour l'année 2005, ce qui engendre, pour l'année 2003, une carte de recharge dont la cote est maximale sur toute la surface de la nappe de R'Mel. L'application de la méthode DRASTIC sans l'adaptation des classes aux particularités des territoires risque de donner des résultats non précis et ainsi ne pas être représentatifs de la réalité. Ce problème a été aussi soulevé dans des travaux similaires menés par Murat en 2000. L'application de la méthode DRASTIC dans la MRC de Portneuf a révélé que les classes relatifs à l'application de la méthode dans un contexte hors de celui pour lequel elle a été conçu ne sont pas adaptées à d'autre et que certains paramètres (profondeur à la nappe et recharge) se trouvent avec des cotes maximales sur tout le territoire de la zone d'étude ce qui modifie la valeur de l'indice finale de la vulnérabilité.

Pour la méthode TCR l'évaluation des paramètres utilisés par la méthode est faite par l'affectation des vitesses de filtrations et des indices d'épuration des différentes roches sans se baser sur des classes standards prédéfinie. Ainsi, les difficultés de la méthode persistent dans l'estimation de ces vitesses réelles de filtrations qui ne sont pas toujours définis pour chaque type de sol.

➤ Le degré de variation des paramètres utilisées par les deux méthodes et leur indices de vulnérabilité

Les cartes thématiques présentent des variations de 14%, 16% et 74%, de la superficie totale de la zone d'étude, respectivement pour les paramètres temps de transit, degré d'épuration et degré de recharge. En revanche, les cartes de vulnérabilité finales ne sont différentes que sur 22%.

Les cartes thématiques des paramètres profondeur à la nappe «D», recharge nette «R», lithologie de l'aquifère «A», impact de la zone non saturée «I» et conductivité hydraulique «C», utilisées par la méthode DRASTIC, sont aussi différentes et changent avec le temps (Tableau 34). Ils présentent des indices différents sur 8%, 100%, 7% et 13% respectivement pour les paramètres «D», «R», «A» et «I». Tandis que les indices finaux obtenus par l'application de la méthode DRASTIC sont différents sur 73% de la superficie totale de la zone d'étude.

Tableau 34 : le degré de variation des paramètres et du degré de vulnérabilité des deux méthodes pour les deux années

	Paramètres dynamiques de DRASTIC				Paramètres dynamiques de TCR		
variabilité des paramètres entre 2003 et 2005	D	R	A	I	1/T	C' _p /C _p	R'/R
	8%	100%	7%	13%	14%	16%	74%
variabilité des classes entre 2003 et 2005	Carte de vulnérabilité DRASTIC				Carte de vulnérabilité TCR		
	73%				22%		

Les cartes thématiques des trois paramètres présentent des variations importantes tandis que les deux cartes de vulnérabilité obtenues sont légèrement différentes. Ceci montre que la méthode TCR atténue l'effet des variations spatio-temporelles des trois paramètres utilisés en rapport (1/T, C'_p/C_p et R'/R) et elle dévalorise l'importance de la recharge de la nappe en utilisant le degré de recharge (recharge efficace/recharge potentielle). En plus les coefficients de pondération du degré de recharge et du degré d'épuration sont inférieurs ($\beta=\gamma=1,5$) à celui du temps de transit ($\alpha=2$).

Conclusion Générale

Dans ce travail nous avons montré que la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère est dynamique : elle est variable dans le temps. Ceci s'explique par le fait que certains paramètres pris en compte par certaines méthodes évoluent aussi avec le temps tels que la profondeur à la nappe, le temps de transit, recharge, la conductivité hydraulique, etc. En effet, les cartes de vulnérabilité élaborées pour l'aquifère de R'Mel, par l'application des deux méthodes DRASTIC et TCR, en tenant compte des données de deux années hydrologiques différentes choisies principalement pour leur régime pluviométrique contrasté, ont montré une grande variabilité de la répartition spatiale des degrés de vulnérabilité d'une année à l'autre.

L'analyse spatiale des surfaces par classes de vulnérabilité a montré une concordance, sur 44 % pour les cartes réalisées par les deux méthodes en 2003. Tandis que les cartes réalisées par les deux méthodes en 2005 ne se concordent que sur 24% de leurs superficies. Par ailleurs, les indices diffèrent sur 56% et 76% de superficie pour les cartes réalisées par les deux méthodes respectivement en 2003 et 2005.

D'autre part, la proportion d'accord entre les cartes évaluées par le test de Kappa a montré que les valeurs d'accord observées indiquent un accord fort ($H_o = 0,72$) entre les cartes TCR de 2003 et 2005 et un accord passable ($H_o = 0,31$) entre celles de DRASTIC. Toutefois, l'accord non dû au hasard (coefficient de Kappa) est inexistant ($k = -0,071$) entre les cartes établies par la méthode DRASTIC en 2003 et 2005 et passable ($k = 0,33$) entre les cartes TCR pour ces mêmes années.

Pour la méthode DRASTIC, les cartes thématiques des paramètres profondeur à la nappe «D», recharge nette «R», lithologie de l'aquifère «A», impact de la zone non saturée «I» et conductivité hydraulique «C» sont différentes et changent avec le temps. Ils présentent des indices différents sur 8%, 100%, 7% et 13% respectivement pour les paramètres «D», «R», «A» et «I». Tandis que les indices finaux obtenus par l'application de la méthode DRASTIC, pour les deux années, sont différents sur 73% de la superficie totale de la zone d'étude.

Pour l'approche TCR, les cartes thématiques présentent des variations de 14% pour le temps de transit, 16% pour le degré d'épuration et 74% pour le degré de recharge. Tandis que, les coefficients de pondération, estimés par les tests de sensibilité, restent similaires pour les deux années choisies et diffèrent de ceux déterminés dans des études antérieures. En revanche, les cartes de vulnérabilité finales ne sont différentes que sur 22%. De ce fait, la méthode TCR atténue les effets des variations spatio-temporelles de la pluviométrie sur l'indice de vulnérabilité vu qu'elle utilise le rapport des paramètres (R'/R , C'_p/C_p et $1/T$).

Par ailleurs, la comparaison détaillée basée sur les données hydrogéologiques de chaque point de données a révélé que la méthode TCR s'avère plus sécurisante et représente au mieux les particularités de notre zone d'étude. Par contre la méthode DRASTIC a sous-estimé les zones à fortes et à extrêmes vulnérabilités.

En effet, la méthode DRASTIC utilise un nombre élevé des paramètres (7) ce qui cause une grande redondance. Ainsi, l'effet des paramètres les plus importants peut être masqué par les autres paramètres comme la lithologie de l'aquifère (A) et la conductivité hydraulique (C). En plus, la prise en compte d'un nombre important de paramètres fait certainement augmenter leurs poids et par conséquent, l'indice qui en résulte est moins sensible aux variations de ces paramètres. La méthode TCR ne considère que trois paramètres indépendants et l'indice Iv est plus sensible aux variations spatiales de ces paramètres et cette sensibilité constitue donc le point fort de la méthode TCR.

L'analyse statistique et l'analyse de sensibilité ont mis en évidence, l'importance de tous les paramètres DRASTIC dans l'élaboration du modèle finale de vulnérabilité de la zone d'étude, avec une prédominance et une influence des paramètres profondeur à la nappe « D », impact de la zone non saturée « I », la topographie « T », le type de sol « S » et la recharge « R ». Bien que, l'ordre d'importance de ces paramètres change d'une année à l'autre. Ces paramètres ont un impact très important sur le calcul de l'indice final de vulnérabilité pour les deux années. Par conséquent, cela souligne l'importance de l'obtention des informations représentatives, précises et détaillées sur ces paramètres.

Il est difficile de se prononcer sur un choix de méthode. Toutefois, les cartes de vulnérabilité élaborées par la méthode TCR s'avèrent être relativement plus sécurisantes d'un point de vue protection des ressources en eaux. Elle nécessite peu de paramètres comparée à DRASTIC et utilise trois paramètres en rapports qui atténue les effets des changements pluviométriques sur les indices finaux de vulnérabilité.

Les cartes de vulnérabilité sont dynamiques. De ce fait, pour valider ces résultats et afin de tester le degré de variation de ces indices avec les changements spatio-temporels du régime pluviométriques on propose :

- L'application d'autres approches utilisant des paramètres plus sensibles à la variation du régime pluviométrique (recharge nette, épaisseur de la zone non saturée,...) ;
- L'application de ces méthodes sur d'autres types d'aquifères ;
- La confrontation de ces résultats avec ceux obtenus par ce travail.

En fin, cet aspect dynamique de la vulnérabilité qui a été révélé pour la première fois dans cette étude, a montré que la vulnérabilité intrinsèque n'est plus un caractère immuable comme cela a été considéré dans les études antérieures. Les variations observées au niveau des cartes de vulnérabilité peuvent être dues en l'occurrence aux variations du régime

pluviométrique lié aux conditions climatiques qui influencent certains paramètres variables pris en compte par la majorité des méthodes. Par conséquent, ces cartes doivent être utilisées avec beaucoup de prudence, car elles peuvent compromettre la protection des ressources en eaux et elles ne peuvent donc être considérées, à elles seules, comme un outil de base pour l'orientation des décisions dans l'aménagement du territoire. De ce fait, ces cartes de vulnérabilité devraient être complétées par les cartes de risque en intégrant les différents paramètres qui changent avec le temps (occupations des sols, aléas, changements climatiques, etc.).

ANNEXES

Annexe A

Relations entre l'échelle de représentation et la nature des objectifs (Landreau, 1996)

Echelle de cartographie		Principaux objectifs
1/1 000 000		Sensibilisation ou éducation à la protection des ressources en eau <i>(échelle nationale ou régionale)</i>
1/500 000		
1/250 000		Orientation d'une politique générale pour la gestion ou la police des eaux <i>(échelle régionale)</i>
1/100 000		
1/50 000		Aide à la décision en matière d'aménagement et de planification <i>(échelle régionale, voire locale)</i>
1/25 000		
1/10 000		Outil pour l'aménagement ou pour la protection des ressources en eau, des captages et de leur implantation <i>(échelle locale)</i>

Annexe B

Caractéristiques de quelques puits des sols de la plaine de R'Mel (ORMVAL)

X	Y	Epaisseur	Lithologie	MO	HE	Profondeur	UFR
431150	504400	0 - 0,5	SABLES	1,05	5,1	0,5	12,75
		0,5 - 1,5	SABLES	0,23	3,5		
		1,5 - 1,85	SABLES		3		
431525	499960	0 - 0,45	SABLES	0,96	6,1	0,45	13,725
		0,45 - 0,65	SABLES	0,34	5,9		
		0,65 - 1,75	SABLES	0,14	4,7		
430600	503250	0 - 0,40	SABLES	1,17	5,8	0,4	11,6
		0,40 - 0,65	SABLES	0,36	4,2		
		0,65 - 0,95	SABLES		3,8		
		0,95 - 1,8	SABLES		3,7		
431360	503375	0 - 0,30	SABLES	1,58	7,3	0,3	10,95
		0,30 - 0,80	SABLES	0,75	5,1		
		0,80 - 1,3	SABLES		5,4		
		1,3 - 1,75	SABLES		4,7		
430950	505000	0 - 0,25	SABLE PEU LIMONEUX	1,71	7,9	0,25	9,875
		0,25 - 0,5	SABLE	0,47	5,3		
		0,5 - 0,85	SABLEUX	0,33	5,3		
		0,85 - 0,88	SABLEUX	0,19	6,1		
		0,88 - 1,6	ARGILE SABLEUX	0,19	21,6		
430720	498850	0 - 0,3	SABLES	2,8	9,4	0,3	14,1
		0,3 - 0,55	SABLES	0,3	5,5		
		0,55 - 1	SABLES PEU ARGILEUX	0,24	9,4		
		1 - 1,6	SABLES PEU ARGILEUX	0,15	9,9		
430890	501925	0 - 0,3	SABLES	2,18	8,9	0,3	13,35
		0,3 - 0,55	SABLES	0,64	5,8		
		0,55 - 1,15	SABLES	0,17	4		
		1,15 - 1,5	SABLES		3,9		
		1,5 - 1,75	SABLES ARGILEUX		17,6		
430470	504075	0 - 0,3	SABLES A SABLES LIMONEUX	1,24	5,9	0,3	8,85
		0,3 - 0,7	SABLES A SABLES LIMONEUX	0,66	4,7		
		0,7 - 1,7	SABLES	0,13	3,1		
		1,7 - 1,8	ARGILE SABLEUX	0,28	14,1		
430950	504800	0 - 0,4	SABLES	1,12	6,8	0,4	13,6
		0,4 - 0,8	SABLES	0,25	5,5		
		0,8 - 1,15	SABLES ARGILEUX	0,44	11,5		
		1,15 - 1,7	ARGILES SABLEUX		22,6		
431420	504650	0 - 0,5	SABLES	1,64	7,7	0,5	19,25
		0,5 - 0,9	SABLES	0,72	7,3		
		0,9 - 1,3	SABLES ARGILEUX		12,4		
		1,3 - 1,7	ARGILES SABLEUX		12,2		
430270	501575	0 - 35	SABLES	2,49	9,7	0,35	16,975
		35 - 60	SABLES	0,51	5,8		
		60 - 0,9	SABLES	0,23	5		
		0,9 - 1,4	SABLES		4,2		
		1,4 - 1,8	SABLES		3,4		
429470	501400	0 - 0,2	SABLES GROSSIERS	2,39	5,9	0,2	5,9
		0,2 - 0,45	SABLES GROSSIERS	0,77	4,6		
		0,45 - 1,35	SABLES GROSSIERS	0,14	4,1		

Avec HE : humidité équivalente (%) ; MO : la teneur en matière organique (%) ;

Annexe C

Annexe C.1 : Bilan hydrique de deux types de sol relevant de la station Larache pour les deux années 2003 et 2005.

mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Total
T mensuelle (LARACHE) en °C (2002_2003)	21,9	20,6	16	15	12,7	12,8	16,8	17,2	21,9	23,5	24,6	25,8	
P mensuelle (LARACHE) en mm (2002_2003)	31,70	68,30	364,70	120,70	123,70	73,10	90,70	62,20	9,40	0,00	0,00	0,00	944,50
ETP	79,22	68,36	49,62	46,49	36,49	37,38	65,95	64,71	93,79	101,90	99,13	106,64	849,71
ETR en mm	31,7	68,3	49,62	46,49	36,49	37,38	65,95	62,2	9,4	0	0	0	407,53
RFU en mm (4,8)	0	0	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	0	0	0	0	0	
EXC en mm	0	0	310,28	74,21	87,21	35,72	24,75	0	0	0	0	0	532,17
RFU en mm (19,25)	0	0	19,25	19,25	19,25	19,25	19,25	0	0	0	0	0	
EXC en mm	0	0	295,83	74,21	87,21	35,72	24,75	0	0	0	0	0	517,72
T mensuelle (LARACHE) en °C (2004-2005)	23,5	20,7	16,3	13,2	10,7	12,5	17,4	17,4	21,2	25,5	23,9	25,6	
P mensuelle (LARACHE) en mm (2004-2005)	0	107,7	48,5	88,2	0	32	38,7	0	0	0	0	0	315,10
ETP	91,51	69,10	51,55	35,88	25,77	35,63	70,86	66,29	87,90	120,43	93,61	105,12	853,63
ETR en mm	0	69,1	48,5	35,88	0	32	38,7	0	0	0	0	0	224,18
RFU en mm (4,8)	0	4,8	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	
EXC en mm	0	33,8	0	47,52	0	0	0	0	0	0	0	0	81,32
RFU en mm (19,25)	0	19,25	0	19,25	0	0	0	0	0	0	0	0	
EXC en mm	0	19,35	0	33,07	0	0	0	0	0	0	0	0	52,42

Annexe C.2 : Bilan hydrique de deux types de sol relevant de la station Laouamra pour les deux années 2003 et 2005.

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Total
T mensuelle (LAOUAMRA) en °C (2002_2003)	25,00	23,50	18,70	17,20	12,50	13,30	17,10	17,50	22,00	24,50	24,40	25,70	
P mensuelle (LAOUAMRA) en mm (2002_2003)	24,20	65,60	337,60	83,20	100,00	60,60	71,20	68,90	21,50	0,00	0,00	0,00	832,80
ETP en mm	87,44	75,39	57,58	51,94	29,98	34,27	57,87	56,72	79,96	93,59	82,30	89,27	796,31
ETR en mm	24,20	65,60	57,58	51,94	29,98	34,27	57,87	56,72	21,50	0,00	0,00	0,00	399,66
RFU en mm(4,05)	0,00	0,00	4,05	4,05	4,05	4,05	4,05	4,05	0,00	0,00	0,00	0,00	
EXC en mm	0,00	0,00	275,95	31,26	70,02	26,33	13,33	12,18	0,00	0,00	0,00	0,00	429,07
RFU en mm(40,7)	0,00	0,00	40,70	40,70	40,70	40,70	40,70	40,70	0,00	0,00	0,00	0,00	
EXC en mm	0,00	0,00	239,32	31,26	70,02	26,33	13,33	12,18	0,00	0,00	0,00	0,00	392,44
T mensuelle (LAOUAMRA) en °C (2004_2005)	21,8	21,1	17	14,9	12,2	13,2	15,2	17	20,40	25	25,2	26,1	
P mensuelle (LAOUAMRA) en mm (2004_2005)	0	99,9	11	90,7	0	39,2	23,3	0,5	6,3	0	0	0	270,90
ETP en mm	78,57	71,82	56,01	45,71	33,44	39,59	53,66	63,07	81,24	115,84	104,38	109,52	852,85
ETR en mm	0	71,82	11	45,71	0	39,2	23,3	0,5	6,3	0	0	0	197,83
RFU en mm(4,05)		4,05	0	4,05	4,05	4,05	4,05	0	0	0	0	0	
EXC en mm		24,03	0	40,94	0	0	26,31	0	0	0	0	0	91,28
RFU en mm(40,7)		40,7	0	40,7	40,7	40,7	40,7	0	0	0	0	0	
EXC en mm		0	0	4,29	0	0	0	0	0	0	0	0	4,29

Annexe C.3 : Bilan hydrique de deux types de sol relevant de la station M'rissa pour les deux années 2003 et 2005.

Mois	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Total
T mensuelle (M'RISSA) en °C (2002_2003)	23,45	21,55	16,75	15,50	13,10	13,00	17,65	18,05	22,25	25,60	26,65	28,55	
P mensuelle (M'RISSA) en mm (2002_2003)	7,00	86,30	266,90	82,70	94,80	79,60	40,60	68,50	11,50	0,00	0,00	0,00	737,90
ETP en mm	89,16	72,21	50,01	44,96	34,04	33,75	67,62	66,49	93,93	120,77	117,07	133,24	923,26
ETR en mm	7	72,21	50,01	44,96	34,04	33,75	40,6	66,49	11,5	0	0	0	360,56
RFU en mm(10,5	0	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	0	0	0	0	0	0	
EXC en mm	0	3,59	216,89	37,74	60,76	45,85	0	0	0	0	0	0	364,83
RFU en mm(14,6	0	22,54	22,54	22,54	22,54	22,54	0	0	0	0	0	0	
EXC en mm	0	0	194,35	35,28	58,29	43,38	0	0	0	0	0	0	331,30
T mensuelle (M'RISSA) en °C (2004_2005)	20,10	17,85	13,95	9,55	7,60	9,60	15,15	15,65	19,15	24,15	22,40	24,15	
P mensuelle (M'RISSA) en mm (2004_2005)	0,00	127,30	25,00	75,10	0,00	38,90	22,90	0,00	6,70	0,00	0,00	0,00	295,90
ETP en mm	72,42	57,69	45,75	25,46	18,91	28,49	63,47	62,79	78,89	110,73	86,26	95,89	746,76
ETR en mm	0	57,69	25	25,46	0	28,49	22,9	0	6,7	0	0	0	166,24
RFU en mm(10,5	0	10,5	0	10,5	0	10,5	0	0	0	0	0	0	
EXC en mm	0	59,11	0	39,14	0	0	0	0	0	0	0	0	98,25
RFU en mm(14,6)		22,54	0	22,54	0	22,54	0	0	0	0	0	0	
EXC en mm		47,04	0	27,1	0	0	0	0	0	0	0	0	74,14

T : température moyenne mensuelle (°C) ; P : précipitations (mm) ; ETP : évapotranspiration potentielle (mm) ; ETR : évapotranspiration réelle (mm) ; RFU : réserve facilement utilisable (mm) ; Exc : excédant ou infiltration efficace (mm)

Références

- Adams B. & Foster S.S.D. 1992.** Land-surface zoning for groundwater protection. Journal Institution of Water Environmental Management. JIWMEZ, Vol. 6, No. 3, p 312-320 ;
- Aït Sliman A., Fekri A., Laftouhi N. et Taj Eddine K. 2009.** Utilisation des systèmes d'information géographique et du modèle DRASTIC pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines dans la plaine de Berrechid, Maroc. Géographia Technica, no. 2, pp. 81-93.
- Alassane A. 2004.** Étude hydrogéologique du continental terminal et des formations de la plaine littorale dans la région de Porto-Novo (Sud du Bénin) : identification des aquifères et vulnérabilité de la nappe superficielle, Thèse de Doctorat, Université Dakar, Sénégal, 185p.
- Albinet M. 1970,** Carte de vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine, Bulletin BRGM 2ème série.
- Albinet M. et Margat J. 1970.** Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraines. Bull BRGM (2) 1970 ; Section III (4) : 13-22.
- Al-Hanbali A. & Kondoh A. 2008.** Groundwater vulnerability assessment and evaluation of human activity impact (HAI) within the Dead Sea groundwater basin, Jordan. Hydrogeology Journal. 499-510.
- Al Hallaq A. H. & Elaish B.S.A. 2011.** Assessment of aquifer vulnerability to contamination in Khanyounis Governorate, Gaza Strip-Palestine, using the DRASTIC model within GIS environment. Arabian Journals of Géosciences, DOI 10.1007/s12517-011-0284-9.
- 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 Environmental Protection Agency, EPA/600/2-87-036, 455 p.
- Allier D., Vittecoq B. et Mardhel V. 2008.** Évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines de la Martinique, BRGM/RP-56283-FR.
- Althus H., Jung K.D., Matthess G. & Pecdeger A. 1982.** Lebensdauer von Bakterien and Viren Groungwasser-leitern. Materialien q1/82, Umweltbundesamt, 190 pp., Berlin (Schmidt).
- Amharref M., Aassine S. et Bernoussi A. 2002.** Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines : application au cas de la plaine du Gharb. Proc. Congrès international de mathématiques appliquées JANO7, Tanger 17-19 avril. CD-Rom édité par la Faculté des Sciences et Techniques, Tanger, Maroc.
- 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: Monitoring, Modeling, and Management. Essaouira (Maroc), 23-25 avril. pp.1-10.
- Amharref M., Assine, S., Bernoussi, A. et Haddouchi B. 2007.** Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines: application à la plaine du Gharb (Maroc). Revue science de l'eau 20 (2): 185-199.
- Andrieux J. 1971.** La structure du Rif central. Etude des relations entre la tectonique de compression et les nappes de glissement dans un tronçon de la chaîne alpine. Notes et Mém. Ser. Géol. Maroc, Rabat, 235, 155p.

- Andrieux J. et Mattauer, M. 1973.** Précision sur un modèle explicatif de l'arc de Gibraltar. Bull. Soc. Géol. France, (7), t. XV, pp. 115-118.
- Arbai A. 1999.** Étude hydrogéologique et modélisation de la nappe de R'MEL, Projet de Fin d'étude, École Hassania des Travaux Publiques, Maroc, 100p.
- Atteia O. 2005.** Chimie et pollutions des eaux souterraines. Lavoisier. 397pp.
- Aubert G. 1965.** Classification des sols. Tableaux des classes sous-classes groupes sous-groupes de sols utilisés par la section de Pédologie de l'ORSTOM. Cahiers ORSTOM-Pédologie, 111-3, p. 269-288.
- Aubre F. 1992.** Développement d'une nouvelle méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. Mémoire de maîtrise, École des Gradués Université Laval, Faculté des Sciences et Génie, 249p.
- Aurousseau P., 1999.** Notions relatives au risque en environnement. Séance du Conseil Scientifique de l'environnement du 14 décembre 1999.
- Babiker I.S., Mohamed A.A.M., Hiyama T. & Kato K. 2005.** A Gis-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan, Science of the Total Environment, 345:127–140.
- Babiker I.S., Mohamed A.A.M. & Hiyama T. 2007.** Assessing groundwater quality using GIS. Water Resources Management. Vol. 21. Issue 4. Pp 699-715.
- Bachmat Y. & Collin M. 1987.** Mapping to assess groundwater vulnerability to pollution. Atti Int. Conf. Vulnerab. of Soil and Groundwater to pollutants, RIVM Proc. And Inf. 38 ; 297-307 pp.
- Baer U. & Calvet R., 1999.** Fate of soil applied herbicides: experimental data and prediction of dissipation kinetics. J. Environ. Qual. 28, 1765-1777.
- Baker R.J., Baehr A.L. , Lahvis M.A. 2000.** Estimation of hydrocarbon biodegradation rates in gasoline-contaminated sediment from measured respiration rates. J Contam Hydrol, 41 (1): 175-192.
- Baker A.E, Cichon J.R., Arthur J.D. & Raines G.L. 2002.** Florida aquifer vulnerability assesment GSA Abstracts with Programs, 34, 6, 346-347.
- Baker, C.T.H., Bocharov, G.A., Paul, C.A.H. & Rihan, F.A. 2005.** Computational modelling with functional differential equations: identification, selection and sensitivity, Appl. Numer. Math., 53 ; 107-129 DOI: 10.1016/j.apnum.2004.08.014.
- Banton O., Larocque M., Surateau F. et Villeneuve J.P. 1993.** AGRIFLUX: logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. Manuel d'usager. Rapport scientifique INRS-Eau n. R-38ü. Sainte-Foy, Québec.
- Banton O. et Larocque M. 1997.** AgriFlux 2.0. Manuel d'utilisation. INRS-Eau. Québec. Canada.
- Barber C., Bates L.E., R. Barron et H. Allison. 1993.** Assessment of the relative vulnerability of groundwater to pollution: a review and background paper for the conference workshop on vulnerability assessment. Austral Geol & Geophys, 14 (2/3), 147-154.
- Barrocu G. et Biallo G. 1993.** Application of GIS for aquifer vulnerability evaluation. Application of geographic information systems in hydrology and water resources management. IAHS Publication, 211.

- Ballerini D.**, Gatellier C. et Vogel T. 1998. Techniques de traitement par voies biologiques des sols pollués. ADEME, 246p.
- Beauchamp J. 2002.** Pollution et dépollution des nappes d'eau souterraines. D.E.S.S. Qualité et gestion de l'eau. Université de Picardie Jules Verne. www.u-picardie.fr/beauchamp/cours.qge/pol-sout.htm
- Benacchio S. et al., 1988.** Difesa degli acquiferi della'alta pianura veneta, stato di inquinamento e vulnerabilità delle acque sotterranee del bacino del Brenta, Vol.5 : Vulnerabilità dei corpi idrici sotterranei all'inquinamento, Monography GNDCI-CNR Venice, n. 207, 21p.
- Ben Driss N. 2009.** Evaluación y cartografía de la vulnerabilidad a la contaminación en el acuífero de R'mel (Larache, Marruecos) y contribución a la realización del mapa de riesgo, Thèse Doctorale, 250 pages ;
- Ben Yaich A. 1991.** Evolution tectono-sédimentaire du Rif externe Centro-Occidental (région de M'sila et Ouazzane, Maroc) : La marge africaine du Jurassique au Crétacé, les bassins néogènes d'avant-fosse. Thèse Doct. D'Etat, Univ. de Pau et des pays de l'Adour, 308p.
- Bergsrud F., Falteisek J., Green J., Hines J., Hobbs H., Mohring E., Olsen B., Piegat E., Porcher E. & Schenk C. 1991.** Departement of Minnesote Naturel Ressources, Devision of Waters.
- Bernard P. 1993.** Théorie et application du coefficient de Kappa. Thèse de doctorat, Université Laval, ISBN: 0-315-85514-2.
- Bernoussi A. et Amharref, M. 2003.** Étalabilité vulnérabilité. Ann. Univ. Craiova Ser. Math. Comp. Sci.,30, 53-62.
- Blanchard F. 1993.** Cartes de vulnérabilité de Lifou et Mare(Nouvelle calédonie) au 1/50 000. BRGM.
- Blondel T. 2001.** Pollution souterraine : paramètres et paramétrage des Modèles en écoulement et en transport de polluants. INERIS : PROJET TRANSPOL–Programme 2000–Volet 2. 120p.
- Bonin J., Olivet J.L., et Auzende, J.M. (1975).** Structure en nappe à l'Ouest de Gibraltar.C. R. Acad. Sc. Paris, 280.
- Bouillin et al., 1970.** Définition d'un flysh massylien et d'un flysch mauritanien au sein des flysch allochtones de l'Algérie. C. R Acad. Sci., Paris, 270-D, pp. 2249- 2252.
- Breeuwsma A., Wosten J.H.M., Vleeshouwer J.J., Van Slobbe A.M. & Bouma J. 1986.** Derivation of land quality to assess environmental problems from soil surveys. Jour. Soil Sci. Sos. of America 50, p. 186-190.
- Bridson M.S., Bohn M.F. & Madison F.W. 1994.** Wisconsin geological and natural history survey, open file report 94-03. Evaluation of groundwater susceptibility assessment systems in Dane County, Wisconsin: explication et comparaison de différentes méthodes.
- Brouyère S. 2001.** Etude et modelisation du transport et du piegeage des solutés en milieu souterrain variablement saturé. Evaluation des paramètres Hydrodispersifs par la réalisation et l'interprétation d'essais de traçage in situ. Thèse de doctorat, université de liège, Belgique, 640 p.

- Brugnot G. 1998.** Compte rendu du conseil scientifique et technique. In: Cemagref (ed.). pp. 23.
- Calvet R., Barriuso E., Benoit P., Bedos C., Charnay M.P. et Coquet Y. 2005.** Les pesticides dans le sol. Conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricoles, Paris, 637 p.
- Carter A. D., Palmer R. C. et Monkhouse R. A. 1987.** Mapping the vulnerability of groundwater to pollution from agricultural practice, particularly with respect to nitrate. Atti Int. Conf. Vulnerability of Soil and Groundwater to pollutants. RIVM Proc and Inf; 38 : 333-42
- Castany G. 1978.** Protection des eaux souterraines contre la pollution.XV^e journ. Hydraulique. Soc. Hydrotech. France, question III, rapport general, Paris.
- Castany G. 1980.** Faire connaissance avec l'eau propre. Hachette.Paris.
- Castany G. 1982.** Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Dunod Université, Paris, 236 pp.
- Cazaux M. 2007.** Cartographie de la vulnérabilité aux pollutions des nappes éocènes dans le secteur balayais. Mémoire de Stage, Département des Sciences de la Terre et de l'Environnement de Montpellier, France. 55p.
- Chamayou H et Legros J.P. 1989.** Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. Paris, Press universitaires de France.
- Charlot G. 1957.** L'analyse qualitative et les réactions en solution Masson, Paris, 368p.
- Choubert G. et Marcais. J. (1952).** Aperçu structural, in : Géologie du Maroc. Notes et M. Serv. Géol. Maroc, 100, et 19 ème Congr. Géol. Intern., Alger, Monogr. Région., 3è sér. : Maroc, 6, p. 9-73.
- CID, NEDECO ET MAROC DEVELOPPEMENT. 1996.** Etude d'évaluation environnementale du perimetre du Loukkos. Rapport final. Volume I : Description de l'environnement, et indentification et évaluation des effets sur l'environnement.
- Civita M. 1990.** La valutazione della vulnerabilita degli aquifer all'inquinamento (Assesment of aquifer vulnerability to contamination). Protezione e Gestione delle Acque Sotterrance : Metodologie, Tecnologia e Obiettivi, Marano sul Panaro, 3, 39-86.
- Civita M. 1994.** Aquifer vulnerability maps to pollution. Pitagora, Bologna.
- Civita M. &De Regibus C. 1995.** Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilità degli aquiferi [in Italian], Quaderni di Geologia Applicata, Pitagora Ed. Bologna, 3: 63 – 71.
- Conrad M.E., Daley P.F., Fischer M.L., Buchanan B.B., Leighton T. & Kashgarian M. 1997.** Combined 14C and 13C monitoring of in situ biodegradation of petroleum hydrocarbons. Environ Sci Technol, 31(5): 1463-1469.
- Corniello A., Ducci D. & Napolitano P. 1997.** Comparison between parametric methods to evaluate aquifer pollution vulnerability using GIS: an example in the "Piana Campana", southern Italy. In: Marinos PG, Koukis G.C., Tsiambaos G.C., Stournaras G.C. (Eds). Engineering Geology and the Environment, Balkema Rotterdam: 1721–1726.
- COST Action 620. 2004.** Specific vulnerability. In: COST Action 620. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate(karst) aquifers. Final Report. F. Zwahlen Ed.

- European Cooperation in the field of scientific and technical research (COST). Brussels, Belgium: 25-83.
- Curti E. 1997.** Coprecipitation of radionuclides: basic concepts, literature review and first applications. PSI Report Nr. 97-10, Paul Scherrer Institut, Villigen, Switzerland, 107 p.
- Curti E. 1999.** Coprecipitation of radionuclides with calcite : estimation of partition coefficients based on a review of laboratory investigations and geochemical data. *Applied Geochemistry*, 14, 433-445.
- Daly D., Dassaargues A., Drew D., Dunne S., Goldscheider N., Neale S., Popescu I.C. & Zwahlen F. 2002.** Main concepts of the European approach for (karst) groundwater vulnerability assessment and mapping. *Hydrogeology Journal*, vol. 10, pp. 340-345, 2002.
- Deckers J., Lacker M., Vanherreweghe S., Van-clooster M., Swennen R. & Cappuys V. 2000.** State of the art on soil related geo-medical issues in the world in Geomedical problems in developing countries. International symposium of the Norwegian Academy of Science and Letters : 23-42.
- De Marsily G. 1981.** Hydrogéologie quantitative. Collection Sciences de la Terre, Edition MASSON, 15 pages.
- Didon et al. 1973.** Homologie entre les deux rives du détroit de Gibraltar. *Bull. Soc. Géol. Fr.*, Paris, (7), T. XV, n°2, pp. 77-105.
- Direction Générale D'hydraulique (DGH). 1987.** Étude Hydrogéologique de La Nappe de R'Mel (Région de Larache). 87/DRH/003/ SHG.
- Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau (DRPE). 1991.** Etat de la qualité des ressources en eau dans la région hydraulique du Loukkos. Rapport du ministère des travaux publics de la formation professionnelles et de la formation des cadres. Publication de l'Administration de l'Hydraulique. PP 1–20 PP.
- Döerfliger N. 1996.** Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping, Thèse 3ème cycle. Université de Neuchâtel, Suisse, 292 p.
- Döerfliger N., Jauffert D., Loubier S. et Petit V. 2004.** Cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques en Franche-Comté – Rapport final, Rapport BRGM/RP-53576-FR. Cartographie de la vulnérabilité aux pollutions des nappes éocènes dans le secteur du Blayais 46
- Döerfliger N. & Zwahlen, F. 1997.** EPIK: a new method outlining of protection areas in karstic environment. In Gunay, G., Johnson, A.I. (Eds), Antalya international symposium and field seminar on karst waters and environmental impacts (pp. 117-123).
- Duchaine D. 1995.** Cartographie de la Vulnérabilité Des Eaux Souterraines À La Pollution (par l'intégration d'un SIG, de la télédétection et d'un modèle mathématique). Mémoire de recherche, département de géographie, Université du Québec INRS-Eau, 95 p.
- Durand-Delga, M., Hottinger, L., Marcais, J., Mattauer, M., Lilliard, Y. et Suter, G. 1960-1962.** Données actuelles sur la structure du Rif. *Mém. h. Ser. Soc. Géol., Fr.* (livre mémoire P. FALLLOT), T. 1, pp. 399-422.
- El Bakouri H. 2006.** Développement de nouvelles techniques de détermination des pesticides et contribution à la réduction de leur impact sur les eaux par utilisation des

- substances organiques (S.O. N.). Thèse de Doctorat, Université Abdelmalek Essâadi, Tanger, p. 148.
- El Morhit M. 2009.** Hydrochimie, Elements Traces Metellirgiques et Incidences Ecotoxicologiques sur les Differntes Composantes d'un Ecosysteme Estuarien (Bas Loukkos). Thèse de doctorat, Universite Mohammed V - Agdal Faculté Des Sciences, Rabat, Maroc. 260 pp.
- Engel B.A., Navulur K.C.S., Cooper B.S. & Hahn L. 1996.** Estimating groundwater vulnerability to non-point source pollution from nitrates and pesticides on a regional scale. *Int. Assoc. Hydrol. Sci.*,235. 521-526.
- Engelen G.B. 1985.** Vulnerability and restoration aspects of groundwater systems in unconsolidated terrains in the Netherlands. *Atti 18° Cong. IAH.*
- EPA. 2003.** Contaminated sediment transport and fate modeling. Athens, GA, p. 30605, /<http://www.epa.gov/nerl/research/2003/g5-4.html>S.
- Er-Raioui H., Bouzid S., Khannous S. et Zouag M. A. 2011.** Contamination des eaux souterraines par le lixiviatdes décharges publiques : Cas de la nappe phréatique R'Mel (Province de Larache - Maroc Nord-Occidental). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5(3):1118-1134.
- 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.* ISSN 2028-9324 Vol. 6 No. 4, pp. 929-940. <http://www.ijias.issr-journals.org>
- Es Saouini H., Amharref M., Bernoussi A. S. 2014b.** Assessment of Dynamic Vulnerability by TCR Method: Application to the Aquifer R'Mel (Morocco). *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT)* e-ISSN: 2319-2402,p- ISSN: 2319-2399.Volume 8, Issue 7 Ver. II, PP 90-97.www.iosrjournals.or
- European Network for Research on Global Change (ENRICH). 2001.** Climat-West Africa ; A Network for: harmonisation of climate prediction for mitigation of global change impact in Sudano-Sahelian, Deliverable n.11, Spatialisation recommendations, (French version). EESDENV-99/ENRICH: Energy, Environment and Sustainable Development, Programme, Key action 2. Global Change, Climate and Biodiversit. Norwich : University of East Anglia.
- Fagnan N. 1998.** Cartographie hydrogéologique régionale et vulnérabilité des aquifères de la MRC de Portneuf. Mémoire de maîtrise, Université du Québec, INRS-Géoressources, 215 p.
- Fetter C.W. 1988** (2nd ed). *Applied hydrogeology.* Merrill Puplishing Company, Columbus, OH, p. 565-580.
- Fontaine L. 2004.** Evolution méthodologique de la méthode RISKE. Cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère karstique du Durzon (Larzac), Mémoire de maîtrise des sciences de la Terre, Université Pierre et Marie Curie, réalisé sous la direction de Valérie Plagnes, 31 p.
- Foster S.S.D. 1987.** Fundamental Concepts in Aquigfer Vulnerability, Pollution Risk and Protection Strategy – In: Van Duijevenboden, W. & VAN WAEGENING, H.G. (eds) *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, TNO Commitee on Hydrogeological Research, Proceedings and Information*, 38: 69-86 ; The Hague.

- Foster S.S.D. & Hirata, R. 1988.** Groundwater pollution risk assessment. A methodology using available data. Lima : Pan Amer. Cent. for Sanit. Engin. and Envir. Scienc. (CEPIS).
- Fragiadiakis A., Klein W., Korte F., Moza P.N., Schennert I., Vocker D. & Weiss U. 1979.** Verhalten von organohalogenverbindungen in System Pflanzen-Boden [Behavior of halogenated organic compounds in plant-soil systems]. Forschungsber. JÜl. –Spez. (Julech, Kernforschungsanlage) 45, p. 144-155.
- Freissinet C. 1997.** Estimation des imprécisions dans la modélisation du devenir des produits phytosanitaires dans les sols : une méthode fondée sur la logique floue. Doctorat, Université Joseph Fourier -Grenoble I.
- Frizon de Lamotte D. 1985.** La structure du Rif oriental (Maroc). Rôle de la tectonique longitudinale et importance des fluides. Thèse Es- Science, Mém. Sc. Terre, Univ. P et M. Curie, Paris, n° 8503, 436p.
- Gaaloul N. 2009.** Un Système d'Information Géographique (SIG) pour l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère côtier du Cap Bon (Tunisie). Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime. P. 247-250.
- Gogu R. C. & Dassargues A. 1998.** A short overview on groundwater vulnerability assesment (basic statements for use in the framework of the COST 620 Action) ; Workshop: Vulnérabilité et protection des eaux karstiques, Neufchâtel(Suisse).
- Gogu, R.C. & Dassargues, A. 2000.** Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. Environmental Geology, 39(6), 549-559.
- Gogu R. C. & Dassargues A. 2001.** Intrinsic vulnerability maps of a karstic aquifer as obtained by five different assessment techniques: comparison and comments. 7th Conference on Limestone Hydrology and Fissured Media, Besançon, France, pp. 161-166, 2001.
- Gogu R.C., Hallet V. & Dassargues A. 2003.** Comparison of aquifer vulnerability assessment techniques: Application to the Néblon river bassin (Belgium). Environmental Geology, 44: 881-892.
- Goldscheider N. 2002.** Hydrogeology and vulnerability of karst systems. Examples from the Northern Alps and Swabian Alb. Dissertation Universität Karlsruhe, Fakultät für Bio. Geowissenschaften, 236.
- Gowler A. 1983.** Underground Purification Capacity. Groundwater in water resources Planning. Int. Assoc. Hydrol. Sci., Publ. 142, Vol. 2, pp. 1063-1072, UNESCO-IAH-IAHS, National Committee Federal Republic of Germany IHP.
- Goodchild M.F. 1996.** GIS and environmental modelling: progress and research issues. Fort Collins (CO) : GIS World Books.
- Goossens M. & Van Dmme M. 1987.** Vulnerability mapping in Flanders, Belgium. In Vulnerability of soil and groundwater to pollutants (W. van Duijvenbooden and H.G. van Waegeningh, eds), TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Proceedings and Information No. 38, p. 355-360.
- Graillat A, Bouchet C, Durand F et al. 1994.** Carte de vulnérabilité à la pollution de la nappe de la Grande-Terre. Coupure IGN 4603 G de Pointe-à-Pitre échelle 1/25 000. Rapport. Orléans : BRGM.

- Greenland D.J. & Hayes M.B.H. 1981.** The chemistry of soil processes, John Wiley and sons.
- Hafen U., Merkel B. & Ullsperger I. 1989.** Computer aided design of hydrogeological maps. Memoirs of the Intl. Symp. On Hydrogeological Maps as Tools for Economic and Social Developpement, Hannover, May 3-June 2, 1989, p. 567-575.
- Haertle' T. 1983.** Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps. Groundwater in water resources planning. IAHS 142. Sl : IAHS, 1983.
- Hasiniaina F., Zhoo J. & Guoyi L. 2010.** Regional assessment of groundwater vulnerability in Tamtsag basin, Mongolia using DRASTIC model. Journal of American Sciences, 6(11), 2010.
- Holmberg M., Johnston J. & Maxe L. 1987.** Assessing aquifer sensitivity to acid deposition. In Vulnerability of soil and groundwater to pollutants (W. van duivenbooden and H.G. van Waegeningh, eds), TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Proceedings and Information No. 38, p. 373-380.
- Hölting B., Haertle T., Hohberger K.H., Nachtigall K.H., Villinger E., Weinzierl W. & Wrobel J.P. 1995.** Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung, Geol. Jb., C63, Hannover, pp. 5-24.
- Jackson R.E. (ed). 1980.** Aquifer contamination and protection. UNESCO, Paris, Studies and Reports in Hydrology 30, 439 p.
- Jarvis N.J., Larsson M., Fogg P. & Carter A.D. 1995.** Validation of the dual-porosity model MACRO for assessing pesticide fate and mobility in soils. P. 161-170. In: A. Walker et al. (ed.) Pesticide movement to water. BCPC monograph 62. The British Crop Protection Council, Farnham, Surrey, UK.
- Jeannin P.Y., Cornaton F., Zwahlen F. & Perrochet P. 2001.** VULK: a tool for intrinsic vulnerability assessment and validation, 7th Conference on Limestone Hydrology and Fissured Media, Besançon 20-22 sept. 2001, Sci. Tech. Envir., Mém. H. S., 13, pp. 185-190.
- Josopiat V & Swerdtfeger B. 1979.** Geowissenschaftli-che karte des Naturraumpotentials von Nieder-sachsen und Bremen, CC3110 Bremerhaven Grundwasser, 1: 200.000. Hanovre: Niedersach-sischen Landesamt fur Bodenforshung.
- Kaid Rassou S. 2009.** Etude des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin côtier d'oualidia. Thèse de Doctorat. Université Cadi Ayyad. Faculté des Sciences Semlalia. Maroc. 214pp.
- Kelly W.R., Hornberger G.M., Herman J.S. & Mills A.L. 1996.** Kinetics of BTX biodegration and mineralization in column systems. J Contam Hydrol, 23 (1) : 113-132.
- Kili M., El Mansouri B. & Chao J. 2008.** Bilan hydrique des sols et recharge de la nappe profonde de la plaine du Gharb (Maroc). Science et changements planétaires / Sécheresse. Volume 19, No. 2, 145-51.
- Kinler, M., West, L.J. & Murray, T. 2005.** Characterisation of glacial sediments using geophysical methods for groundwater source protection. Journal of applied Geophysics, 57, 293-305.

- Kouamé K. J., Jourda J.P., Leblanc Y., Deh S.K., Anani A. T. et Biémi J. 2009.** Implication of Hydrogeologic Modeling in the Estimate of Pollutants Transfer Time Towards Groundwater of Abidjan District: Case of Toxic Waste. *European Journal of Scientific Research*. Vol.32 No.1 (2009), pp.6-24
- Kornprobst, J. 1974.** Contribution à l'étude pétrographique et structurale de la zone interne du Rif (Maroc septentrional). *Notes et Mém. Serv. Géol. Maroc*, 251 : 256p.
- Lajat, D., Biju-Duval, B., Gonnard, R., Letouzey, J., et Winnock, E. 1975.** Prolongement dans l'Atlantique de la partie externe de l'Arc bético-rifain. *Bull. Soc. Géol. France*, (7), XVII, N°4.
- Lallemand-Barrès A. 1994.** Normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions, Rapport BRGM R37929, 15 p.
- Landreau A. 1996.** Contribution à une normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions des eaux souterraines, Rapport BRGM R38846, 28 p.
- Larocque M. et Banton, O. 1994.** Determining parameter precision for modeling nitrate leaching : inorganic fertilization in nordic climates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, p.396-400.
- Leblanc G. 1995.** Are environmental sentinels signalling ? *Environmental Health Perspectives*, 103, 888–890.
- Legrand H. E. 1983.** A standardized system for evaluating waste-disposal sites. *National water well association*, Worthington, Ohio, 49 p.
- Lemiére B., Seguin J.J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger Ph., Darmendrail D. et Conil P. 2001.** Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Applications dans le contexte d'évaluation Détaillée des Risques pour les ressources en eau. BRGM/RP-50662-FR, 103 p., 20 fig., 9 tabl., 5 ann.
- Lespinasse P. 1975.** Géologie des zones externes et des flyschs entre Chaouen et Zoumi (Centre de la chaîne rifaine, Maroc). Thèse. Univ. Paris. VI, 248 p.
- Lobo-Ferriera J. et Costa-abral M. 1991.** Proposal for an operational definition of vulnerability for the European community's atlas of groundwater resources. In *Groundwater Work group Brussels*.
- Lodwick W.A., Monson W., Svoboda L. 1990.** Attribute error and sensitivity analysis of map operations in geographical information systems: suitability analysis. *Int J Geogr Inf Syst*, 4(4):413– 28.
- Lynch S. D., Reynders, A. G., & Schulze, R. E. 1994.** Preparing input data for a national-scale groundwater vulnerability map of southern Africa. Document ESRI 94.
- Magiera P. 2000.** Methoden zur abschätzung der verschmutzungsempfindlichkeit des groundwassers. *Groundwasser*, 3, 103-114.
- Marçais J. et Suter, G. 1966.** Aperçu structural sur la région du Rif oriental. *Notes Serv. Géol. Maroc*, T. 27, N. 198, pp.35- 42.
- Marcolongo B. & Pretto L. 1987.** Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a Nord di Vicenza. *Pubbl. GNDICI-CNR n. 28*. Padova : ed. Grafiche Erre-dieci.
- Mardhel V. et Gravier A. 2005.** Carte de vulnérabilité simplifiée du bassin Seine-Normandie. Rapport BRGM/RP- 54148-FR
- Margat J. 1968.** Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution. Base de la cartographie, Doc. BRGM, 68 SGL 198 HYD. Orléans, France.

- Margat J. et Monition L. 1970.** Qualité des eaux. Pollutions. Bull. BRGM, 2ème S2RIE, section 3,4 ;
- Margat J. & Suais-parascandola, M.F. 1987.** Mapping the vulnerability of groundwater to pollution, some lessons from experience in France. In: W. Van Duijvenbooden and H.G. Van Waegeningh (Editors), Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, The Hague, pp. 433-436.
- Martin J.C. 2005.** Vulnérabilité intrinsèque des aquifères et des zones humides de la région Centre – Note de synthèse, Rapport BRGM/RP-54299-FR, 21 p.
- Matthess G. 1974.** Heavy metals as trace constituents in naturel and polluted ground water. *Geologie en Mijnbouw* 53, p. 145-155.
- Matthess G. & Pekdeger A. 1981.** Concepts of a survival and transport model of pathogenic bacteria and veruses in groundwater. *Sci. Total Env.*, 21, pp. 149-159.
- Matthess G., Pekdeger A., & Schroter J. 1985.** Behaviour of contaminants in groundwater. UNESCO/IAH/IUGS, Intl. Contributions to Hydrogeology, vol. 6, Heise, Hannover, p. 1-186.
- Maurer G. 1968.** Évolution géomorphologique du rif central. Thèse Doct. Es ; lettres. Inst. Scient. Chérif, Rabat.
- Maxe L. et Johansson, P.O. 1998.** Assessing groundwater vulnerability using travel time and specific surface area indicators. *hydrol. j.*, 6, 441-449.
- Maychou S. 2009.** Étude morpho-structurale et cartographie SIG du Rharb Septentrional et du Prérif (Maroc). Analyse sismo-tectonique et modélisation de la déformation de la région de Moulay Bouselham. Université Chouaib Doukkali et Université de Bordeaux. 197p.
- McCormack R. 1986.** Carte de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution: M.R.C. de l'Assomption, Direction des eaux souterraines et de consommation, Ministère de l'Environnement, Québec, échelle 1:50 000
- Merchant J.W. 1994.** Gis-based groundwater pollution hazard assessment a critical review of the DRASTIC model, *Photogrammetry & Remote Sensing*, 60(9), 1117-1127.
- Messaoud M. 1963.** Etude hydrogéologique du bassin du bas Loukoss. Rapp. inéd. MTPC/DH/DRE, 111 pp.
- Michard A. 1976.** Éléments de géologie marocaine. Not. et Mem. Serv. Géol. Maroc, Nr 25, 408 p.
- Moore I.D., Burch, G.J. & Mackenzie, D.H. 1988.** Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies. *Trans. of ASAE*, 31(4): 1098-1107.
- Moore J.S. 1989.** SEEPAGE : a System for early evaluation of the pollution potential of agricultural ground water environments. U.S. Department of Agriculture, soil, Geology Technical Note 5 (revision 1), 23p.
- Murat V. 2000.** Etude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution : Application aux aquifères granulaires du Piémont LAURENTIEN. Mémoire de maîtrise, INRS – Géosciences, Québec, 291p.
- Murat V., Martel R., Michaud Y. et Therrien R. 2000.** Étude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères à la pollution : application aux aquifères

- granulaires du piémont laurentien, Québec. 53e conférence canadienne de géotechnique, 15-18 Octobre 2000, Montréal. 411-418.
- Murat V., Martel R., Michaud Y. & Therrien R. 2000b (version préliminaire).** Guide d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Rapport présenté au Ministère de l'Environnement du Québec, Service des pesticides et des eaux souterraines.
- Musy A. & Sauter M. 1991.** Physique du sol, Presse Polytechniques Romandes, Lausanne, Suisse.
- Napolitano P. 1995.** GIS for aquifer vulnerability assessment in the Piana Campana, southern Italy, using the DRASTIC and SINTACS methods. MSc Thesis, ITC, Enschede, The Netherlands.
- Napolitano P. & Fabbri A. G. 1996.** Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS HydroGIS 96: application of geographical information systems in hydrology and water resources management. Proceedings of Vienna Conference. IAHS Pub, vol. 235, p. 559–66.
- National Research Council. (1993).** Groundwater vulnerability assessment, contamination potential under conditions of uncertainty. National Academy Press, Washington, DC, 210pp. Accessed December 2000 at: <http://books.nap.edu/books/0309047994/htmlS>.
- Neumayr V. 1981.** Verteilungs- und Transportmechanismen von chlorierten Kohlenwasserstoffen in der Umwelt (Distribution and transport mechanisms of chlorinated hydrocarbons in the environment. Wasser-, Boden –und Lufthygiene (Reimer, Berlin), Berichte 3, p. 24-31.
- Nguyet V.T.M. & Goldscheider N. 2006.** Tracer tests, hydrochemical and microbiological investigations as a basis for groundwater protection in a remote tropical mountainous karst area, Vietnam. Hydrogeol J (in press). DOI 10.1007/s10040-006-0038-z.
- Nowak C., Mossmann J.R. et Saada A. 2002.** Etat des connaissances sur l'atténuation naturelle : mécanismes et mise en œuvre. BRGM/RP-51741-FR.47p.
- Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Loukkos (ORMVAL). 1976.** L'étude pédologique de R'Mel II zone thé au 1/20.000.
- Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Loukkos (ORMVAL). 1986.** L'étude pédologique de la zone Haraska secteur R'Mel au 1/20.000.
- Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Loukkos (ORMVAL). 1994.** Etude pédologique au 1/5.000ème du domaine Bargha de la Sogéta.
- Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Loukkos (ORMVAL). 2004.** Bulletin de l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Loukkos, Altopress, Tanger.
- Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Loukkos (ORMVAL). 2007.** Bulletin de l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Loukkos, Altopress, Tanger.
- Office Nationale des Irrigations (ONI). 1963.** Aménagement du bassin versant de l'oued Loukkos : étude des sols du plateau du R'Mel à l'échelle du 1/20 000.
- Olmer M. & Rezac B. 1974.** Methodical principles of maps for protection of groundwater in Bohemia and Moravia, scale 1: 200 000. Intl. Assoc. Hydrogeologists, Memoires, Tome X, Congres de Montpollier, 1. Communications, p. 105-107.
- Palmquist R. 1991.** Hedonic Methods. In Braden, J. and Kolstad, C. (Eds). Measuring the Demand for Environmental Quality Amsterdam: Elsevier.

- Palmer R. C. 1988.** Groundwater vulnerability map Severn Trent Water. Silsoe (Bedfordshire, Royaume Uni) : Soil Survey and Land Research Centre.
- Passero R.N., Cohen F.J., Dulaney S.J., Half P.M. & Moaddel H. 1988.** Center for water research, department of geology, western michigan university, Kalamazoo, MI 49008.
- Pennequin D. 2000.** Transfert des contaminants dans le sous-sol saturé : principaux mécanismes en jeu et modélisation mathématique ou numérique adaptée. Revue. Inter. de l'eau. La houille blanche. Vol. 6. pp 67-73.
- Pernel F., 1992.** Risque de pollution des eaux souterraines par le transport routier. 2ème phase : cartographie multicritère. Rapport NRGMR35516.
- Pételet-Giraud E., Döerfliger N. et Crochet P. 2000.** RISKE : Méthode d'évaluation multicritère de la cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques-Applications aux systèmes des Fontanilles et Cent-Fonts (Hérault, France). Hydrogéologie-volume 4, pp.71-88.
- Plagnes V., Théry S., Fontane L., Bakalowiz M. et Doerfliger N. 2006.** Cartographie de la vulnérabilité des Karsts : Evolution de la méthode RISKE, Les ressources en eau en région karstique, 4 et 5 mai 2006, Rouen.
- Pochon A. et Zwahlen F. 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, 83p.
- Rahman A. 2008.** A Gis DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. Applied Geography. Vol. 28(1), pp. 32-53.
- Rehse W. 1977.** Elimination und abbaue von organische fremdstoffen, pathogenen keimen und virenin lockergestein. Z. Dt. Geol. Ges., 128, 319-329.
- Ribeiro L. 2000.** Desenvolvimento de um índice para avaliar a susceptibilidade dos aquíferos à contaminação. Nota interna, (não publicada), ERSHA-CVRM, 8 p.
- Ricoour J. 1988.** Elaboration des cartes de vulnérabilité, de sensibilité à la pollution de la nappe de la craie dans le secteur de Guines (pas-de-Calais) à l'aide du logiciel Synergis. Rapport BRGM 88 NPC 101.
- Ricoour J. 1991.** Risque de pollution des eaux souterraines par le transports routiers. 1^{ère} phase : définitions des concepts et choix des paramètres à prendre en compte dans un traitement cartographique multicritère. Rapport BRGM R33219 NPC 4S 91.
- Rodrogo D.M. & Pollard A.G. 1962.** Chemistry of waterlogged soils. 1. Changes in oxidation reduction potentials in two soils on submergence, influence of Ph and organic matter. J. Sci. Food. Agric., Vol. 13, 1, pp. 43-48.
- Schierholz I., Schâfer D. & Kolle O. 2000.** The Weiherbach data set : An esperimrntal data set for pesticide model testing on the field scale. Agric Water Manag, 44 : 43-61.
- Schnebelen N., Platel J.P., Le Nindre Y. et Baudry D. 2001.** Gestion des eaux souterraines en Aquitaine – Année 5. Opération sectorielle – Protection de la nappe de l'Oligocène en région bordelaise. Nouvelles connaissances hydrogéologiques – Cartographie de la vulnérabilité aux pollutions, Rapport BRGM/RP-51178-FR, 75 p.
- Schnebelen N., Platel J. P., Lenindre Y. et Baudry D. 2002.** Gestion des Eaux Souterraines en Aquitaine Année 5, Opération Sectorielle, Protection De La Nappe De L'oligocène En Région Bordelaise, Rapport BRGM/ Rp-51178, France, SI : BRGM, 2002.

- Schwille F. 1976.** Anthropogenically reduced ground waters. *Hydrol. Sci. Bull.* 21/4, P ; 629-645.
- Schröttler U. 1972.** Hydrochemische Untersuchung von Sickerwässern unterhalb von Abfallablagerungen, ihr Verhalten in Untergrund und Methoden zur statistischen Darstellung. 284pp., Ph. D. thesis, Aachen.
- Seguin J.J. et Baudry D. 2002.** Cartographie de la vulnérabilité des systèmes aquifères de l'Aquitaine, Rapport BRGM/RP-52042-FR, 53 p.
- Sener E., S. Sener & Davraz A. 2009.** Assessment of aquifer vulnerability based on Gis and DRASTIC methods: a case study of the Senirkent-Uluborlu Basin (Isparta, Turkey). *Hydrogeology Journal*, 17(8):2023–2035, 2009.
- SESAER, ABHL, MD et OPOIBI. 2010.** Inventaire des degrés de pollution des ressources en eau au niveau de la zone d'action de l'Agence du Bassin Hydraulique du Loukkos. Mission III. Rapport définitif. 42p.
- Simard G. et Sylvestre M. 1977.** Vulnérabilité des ressources en eau souterraine du Québec à la pollution *Rev. Assoc. Qué. Tech. Eau*, 15.
- Sinan M., Maslouhi R. et Razack M. 2003.** Utilisation des SIG pour la caractérisation de la vulnérabilité et de la sensibilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. Application à la nappe du Haouz de Marrakech, Management of Water Resources, 2nd FIG Regional Conference, Marrakech, Morocco, December 2-5,
- Siuta J. 1967.** Gleying as an indicator of the water and air regime of the soil. *Soviet SOL Sci.*, no 3, p. 356-363.
- Snoussi M. 1980.** Géochimie et minéralogie des sédiments fins de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique marocaine) contribution à l'étude d'un écosystème estuarien. Thèse de 3^{ème} cycle. Univ. Med V. Fac Sci., Rabat 5–17p.
- Société Internationale de Coopération pour Réalisations Economiques et Sociales (SECORES). 1971.** Etude pédologique et de reconnaissance des sols au 1/50.000.
- Struckmeier W.F. 1989.** Types and uses of hydrogeological maps. *Memoirs of the Intl. Symp. On hydrogeological Maps as Tools for economic and Social Development*, Hannover, p.17-30.
- Stumm W. & Morgan J.J. 1981.** (2nd ed). *Aquatic chemistry*. John Wiley & Sons, New York, 780p.
- Suais M.F., Vinatier, J.M. & Barat A. 1990.** Vulnérabilité des aquifères, recherche de critères cartographiques pertinents. Essai de cartographie automatique sur la plaine alluviale entre Rhône et Ain (01). R 30890 RHA 4S 90, BRGM.
- Suter G. 1965.** La région du moyen Ouergha (Rif, Maroc). Etude préliminaire sur la stratigraphie et la tectonique. *Not. & Mém. Serv. Géol. Maroc*, t 24, 183, 7-17.
- Suter G. 1980.** Carte géologique de la chaîne rifaine au 1/500.000. *Notes et Mém. Serv. Géol. Maroc*, 245a.
- Rao P., Hornseby A. & Jessup R. 1985.** Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings*, 44, 1-8, 1985.
- Ross M., Parent M., Michaud Y., Boisvert É. & Girard F. 2001.** On the Construction of 3D Geological Models for Applications in Regional Hydrogeology in Complex Quaternary Terrains of Eastern Canada », R.C. Berg and L.H. Thorleifson (convenors),

- Geological models for groundwater flow modeling, Workshop Extended Abstracts, 35th Annual Meeting Geological Society of America, North-Central Section, Illinois, April 22, 2001, Open File Series 2001-1, p. 34-37.
- Rosen L. 1994.** A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions. *Groundwater* 32(2), 278-285.
- Taaki R., Khayat Kholghi M. & Roushani E. 2009.** Sensitivity analysis for drastic overlay index method in groundwater vulnerability process (case study: Ghazvin plain). *Journal of Range and Watershed Management*, 62(3): 362-355.
- Thauvin J.P. 1971.** Hydrologie et hydrogéologie, in : Mémoire explicatif de la carte géotechnique de Tanger au 1/25 000. Contribution à la connaissance du Tangérois. Notes & M. Serv. géol. Maroc, n° 222, pp. 49-60.
- Van Stempvoort D., Ewert L. & Wassenaar L. 1992.** AVI: A method for Groundwater protection mapping in the Praire Province of Canada. PPWB Report No. 114. National Hydrology Research Institute, Saskatoon Saskatchewan, Canada.
- Vernoux J.F., Wuilleumier A., Seguin J.J. et Döerfliger N. 2007.** Méthodologie de délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Rapport intermédiaire – Synthèse bibliographique et analyse des études réalisées sur le bassin Seine-Normandie, Rapport BRGM/RP-55332-FR, 157 p.
- Vias J.M., Andreo B., Perles M.J., Carrasco F., Vadillo I. et Jimenez P. 2002.** Preliminar proposal of a method for vulnerability mapping in carbonate aquifers, Karst and Environment (Carrasco, Duran and Andreo, Eds.), pp. 75-83.
- Villumsen A. Jacobsen O.S. et Sonderskov C. 1983.** Mappping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. Geological Survey of Denmark, Yearbook 1982, Copenague, 17-38.
- Villeneuve J.P., Banton, O., Lafrance, P., Blanchette, C. et Deschènes S. 1987.** Vulpest, version 2.0. Rapport INRS-Eau No. 234, Université du Québec, 88 p.
- Villeneuve J.P., Banton O. & Lafrance P. 1990..** probabilistic approach for the groundwater vulnerability to contamination by pesticides: the vulpest model : concepts généraux quant à l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Explications du fonctionnement des modèles stochastiques et plus particulièrement du modèle Vulpest. Ecological modelling, 51, elsevier science publishers
- Vrana M. 1984.** Methodology for construction of groundwater protection maps. Hydrogeological principles of groundwater protection. Moscow : Unesco ; UNEP.
- Vrba J. 1981.** General aspects of groundwater non-point pollution. *Studies in Env. Sci.* 17, pp. 41-53, Amsterdam (Elsevier).
- Vrba J. & Civita M. 1994.** Assesement of groundwater vulnerability ; In Vrba J. et Zaporozec A (Ed), Guidbook on mapping groundwater vulnerability, International contributions to hydrogeologiqy, Verlag Heinz Heise Publisher, Hanovre, 16, 31-48.
- Vrba J. & Zaporozec A. 1994.** Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH, Vol. 1,131p.
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M. and Schmidt, R. 1993.** Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland.- Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

- Wildi W. 1981.** Le Ferrysh : cône de sédimentation détritique en eau profonde à la bordure Nord- Ouest de l'Afrique au Jurassique moyen à supérieur (Rif externe, Maroc). *Ecolog. Géol. Helv.*, Vol. 74/2, pp. 481- 527.
- Wildi W. 1983.** La chaîne Tello-Rifaine (Algérie, Maroc, Tunisie), structure, stratigraphie et évolution du Trias au Miocène. *Rev. Géol. Dyn. Géogr. Phys.*, Vol. 24, Fasc.3, pp. 201-297.
- Worrall F., Fernandez-Perez M., Johnson A.C. Flores-Cesperedes F. & Gonzalez-Paradas E. 2001.** Limitations on the role of incorporated organic matter in reducing pesticide leaching. *J Contam Hydrol*, 49 : 241-262.
- Zampetti M. 1983.** Informazioni e dati relativi alla quantità ed alla qualità delle acque sotterranee nella Comunità Europea. *Atti. Conf. Int. Inquinamento delle Acque sotterranee da Composti organo-clorurati di Origine industriale*, Milano.
- Zaporozec A. 1985.** Groundwater protection principales and alternatives for Rock Country. Wisconsin. Wis. Geological and Natural History Survey, Madison, WI, Special Report 8, 73p.
- Zaporozec A. 1989.** Hydrogeologic mapping for groundwater protection. In *Recent advances in groundwater hydrology* (J.E. Moore et al, eds.), Amer. Institute of Hydrology, Minneapolis, MN, p. 588-597.
- Zoeteman B.C.J., de Greef E. & Brinkman F.J.J. 1981.** Persistency of organic contaminants in groundwater, lessons from soil pollution incidents in the Netherlands. Elsevier, Amsterdam, *Studies in Env. Sci.* 17, p. 465-480.