

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Hassiba Benbouali de Chlef
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département Eau, Environnement et Développement Durable



THÈSE

Présentée pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT

Spécialité : « Sciences de l'eau et environnement »

Option : « Valorisation et protection des ressources en eau et environnement »

Par

M^{me}. Nessrine BELMILOUD

Thème :

MODELISATION PAR SIG DU POTENTIEL DE CONTAMINATION PAR LES NITRATES DANS LA PLAINE DU MOYEN CHELIFF OCCIDENTAL

Soutenu publiquement le 09/03/2017, devant le jury composé de :

Djamel SAIDI	Professeur	Université Hassiba Benbouali de Chlef	Président
Mohammed ACHITE	Professeur	Université Hassiba Benbouali de Chlef	Directeur de thèse
Naima BETTAHAR	MCA	Université Hassiba Benbouali de Chlef	Co-Directeur de thèse
Abdallah OUAGUED	Professeur	Université Hassiba Benbouali de Chlef	Examineur
Tarik HARTANI	Professeur	Centre Universitaire Morsli Abdallah de Tipaza	Examineur
Fethi BAALI	Professeur	Université Laabi Tébessi de Tébessa	Examineur

Résumé

La plaine de moyen Chélif occidental (Nord-Ouest Algérien) abrite une nappe alluviale d'importante potentialité exploitée pour l'alimentation en eau potable, l'irrigation et l'industrie. La pollution de cette nappe, diffuse en particulier, est liée principalement à la présence des nitrates souvent avec des concentrations élevées.

L'application de la géostatistique dans l'analyse spatiale des nitrates dans cette région montre que les zones les plus affectées sont particulièrement celles ayant reçu les plus grands apports d'azote, à partir des engrais minéraux et de l'eau d'irrigation, sous les sols les plus perméables situés principalement à ouled Fares et en aval de Boukadir et Sobha.

La carte de vulnérabilité à la pollution, tracée par la méthode SINTACS, renforce ce constat vu que les tendances globales sont pratiquement similaires. Ainsi, le centre de la plaine reste moins vulnérables à la pollution de part la nature des sols et de la zone non saturée à texture assez fine ainsi que la profondeur d'eau qui est généralement élevée. Au contraire, les bordures de la plaine, particulièrement Est et Sud-Ouest, montrent une certaine vulnérabilité (moyenne) vu la nature des sols à perméabilité importante et les profondeurs d'eau assez faibles.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a fait ressortir les facteurs déterminants dans le transfert des nitrates, d'abord de la surface du sol jusqu'à l'horizon aquifère, et ensuite son mouvement dans la nappe. Le poids des pratiques agricoles, notamment la dose d'engrais, est remarquable. Les paramètres hydrodynamiques, milieu aquifère, profondeur de la nappe et conductivité hydraulique, semblent aussi avoir une influence proportionnelle ou inverse soit-elle. Par contre, les types de sol et de la zone non saturée ainsi que l'eau d'irrigation ne semblent contribuer en rien dans la présence des nitrates dans les eaux de cette nappe.

Mots clés : nitrates, engrais, irrigation, vulnérabilité, géostatistique, SINTACS, ACP, moyen Cheliff occidental.

Abstract

The plain of Western Middle Cheliff contains an alluvial groundwater of important potentiality exploited for the drinkable water supply, the irrigation and the industry. The qualitative management of waters of this groundwater involves the identification of parameters from anthropological origin in particular. The high mobility of nitrates on the vertical plan at ground level and of the unsaturated zone, and/or on the horizontal plan at the level of the aquifer, represent the parameter of choice of this origin mainly to the agricultural practices. Nitrates are considered as main actor of the diffuse pollution.

The application of geostatistics in the spatial analysis of nitrates in this region shows that the areas most affected are those with the greatest nitrogen input from mineral fertilizers and irrigation water, Under the most permeable soils located mainly at ouled Fares and downstream from Boukadir and Sobha.

The vulnerability map to pollution, drawn by the SINTACS method, corroborates this finding because the global trends are fairly similar. Thus, the center of the plain remains less vulnerable to pollution due to the nature of the soils and the relatively fine textured unsaturated zone and the generally high water depth. On the contrary, the edges of the plain, particularly East and South-West, show a certain (average) vulnerability given the nature of the soils with high permeability and water depths.

Principal Component Analysis (PCA) highlighted the determining factors in the transfer of nitrates, first from the surface of the soil to the aquifer horizon, and then its movement in the aquifer. The impact of agricultural practices, particularly the dose of fertilizer, is remarkable. The hydrodynamic parameters, aquifer environment, water depth and hydraulic conductivity also seem to have a proportional or inverse influence. However, the types of soil and the unsaturated zone as well as the irrigation water do not seem to contribute in any way to the presence of nitrates in the waters of this aquifer.

Keywords: Nitrates, Fertilizers, Irrigation, Western Middle Cheliff, Principal Component Analysis, vulnerability.

المخلص

يضم سهل الشلف المتوسط الغربي طبقة مياه جوفية رسوبية ذات إمكانيات كبيرة مستخدمة للتزويد بالمياه الصالحة للشرب وللري وللصناعة. إن ضبط نوعية وجودة المياه الجوفية لهذه الطبقة تضمن تحديد معالم عوامل بشرية على وجه الخصوص. النترات، نظراً لقدرتها على التنقل العالية، عمودياً على مستوى سطح الأرض والمنطقة الغير المشبعة، وأفقياً على مستوى طبقة المياه الجوفية، تمثل عامل الإختيار لهذا المصدر الذي يرجع ذلك أساساً إلى الممارسات الزراعية. تعتبر النترات العامل الرئيسي للتلوث الواسع الانتشار.

يظهر تطبيق الجيو احصاء في التحليل المكاني للنترات في هذه المنطقة أن المناطق الأكثر تضرراً بشكل خاص هي تلك التي حصلت على أكبر كمية من النيتروجين الناتجة عن استعمال الأسمدة المعدنية ومياه الري، تحت التربة أكثر نفاذية و التي تقع أساساً في أولاد فارس و مصب بوقادير والصبيحة.

تؤكد خريطة التعرض للتلوث، من خلال طريقة (SINTACS) صحة هذه النتيجة لأن العوامل متشابهة إلى حد ما. و يبقى وسط السهل أقل عرضة للتلوث حسب طبيعة التربة والمنطقة غير المشبعة ذات نوعية تربة ناعمة إلى حد ما وعمق المياه عموماً. عكس ذلك، تكون حدود السهل خصوصاً في الشرق والجنوب الغربي، عرضة للتلوث (المتوسط) نظراً لطبيعة التربة ذات النفاذية العالية، وأعماق المياه نسبياً.

لقد أظهر تحليل المكونات الأساسية (ACP) العوامل الرئيسية لنقل النترات، بدءاً من سطح الأرض إلى أفق طبقة المياه الجوفية، ثم حركته في الطبقة. يعد أثر الممارسات الزراعية، بما في ذلك كمية الأسمدة، لافتاً للنظر. إن العوامل الهيدروديناميكية و المياه الجوفية وعمق المياه الجوفية و المسار الهيدروليكي، لها أيضاً تأثيراً نسبياً أو عكسياً. بخلاف ذلك، فإن أنواع التربة والمنطقة غير المشبعة وكذا مياه الري لا تساهم بأي شيء في وجود النترات في مياه هذه الطبقة.

كلمات البحث: النترات، الأسمدة، الري، سهل الشلف المتوسط الغربي، تحليل المكونات الأساسية، الجيو إحصاء، العرضة للتلوث.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je remercie **ALLAH** le tout puissant qui m'a donné la foi et la force et m'a illuminé le chemin pour mener à bien mes études.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude et mon immense respect à mon ex-Directeur de thèse **Dr. BETTAHAR Naima** pour la qualité de son encadrement, son suivi attentif, sa précieuse assistance, sa disponibilité et ses hautes qualités morales et scientifiques qui ont facilité autant que possible la laborieuse finalisation de cette thèse.

Je tiens à remercier mon Directeur de thèse **Pr. ACHITE Mohammed** professeur à l'université de Chlef, pour ses hautes qualités humaines en acceptant de poursuivre le chemin de mon encadrement.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude et mes remerciements respectueux aux membres du jury : **Pr. SAIDI Djamel** qui me fait l'honneur de présider ce jury, **Pr. OUAGUED Abdallah**, **Pr. HARTANI Tarik** et **Pr. BAALI Fethi** de m'avoir fait l'honneur d'accepter de relire et d'évaluer mon travail de thèse et d'avoir accepté d'être examinateur, et d'avoir fait le déplacement pour participer à ce jury avec ma profonde reconnaissance pour cela.

Mes vifs remerciements pour M. BRADAI Abdelhamid, Maître-assistant à l'Université de Chlef, pour sa précieuse aide et conseils.

Je tiens également à remercier tous mes enseignants pour la qualité de l'enseignement qu'ils ont bien voulu me prodiguer durant mes études afin de me donner une formation de qualité, et tout le personnel de la faculté, pour les bonnes conditions d'étude qu'ils m'ont prodigué.

J'exprime ma reconnaissance à Monsieur le Directeur de l'Agence du Bassin Hydrographique Cheliff-Zahrez, ainsi qu'à toute son équipe notamment M. MEZRIG Mohammed, de m'avoir procuré les données utiles pour l'élaboration de ce travail, en mettant à ma disposition tous les moyens nécessaires pour l'échantillonnage et la collecte de données agronomiques auprès de différentes exploitations agricoles.

Mes sincères remerciements au personnel de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques.

J'adresse également toute ma gratitude à M. HENNIA Kaddour pour son aide précieuse lors de l'apprentissage des logiciels, aux étudiants de M. BETTAHAR que j'ai eu le plaisir de les Co-encadrer dans leurs mémoires de Master portant sur une partie de ce travail.

J'adresse ma reconnaissance à M. BOUHRIRA Abdelhak pour sa disponibilité, sa précieuse aide et conseils dans le cadre de l'application du logiciel Arc Gis.

Je remercie aussi tous mes amis qui ont partagé avec moi les moments d'espoir, de joies et qui ont toujours été présents lors de mon parcours universitaire.

Enfin, mes remerciements, gratitude, reconnaissances et tendres affections à : ma très chère mère et mes chers frères Nabil et Mustapha pour leurs soutiens sans fin, disponibilité et encouragement, mes belles-sœurs pour tout le soutien moral tant témoigné, ma belle-mère et mon beau-père, mon mari M'hamed que je ne remercierai jamais assez pour son encouragement sans cesse, sa compréhension et son aide, ses hautes qualités ayant permis l'aboutissement de cette thèse n'aurait jamais pu aboutir, et enfin mon petit prince Zakarya pour son sourire me procurant tellement de joie, soutien et amour.

Nessrine

DÉDICACE

A mes deux sources de lumière,

Celui qui m'a indiqué la bonne voie, le regretté mon très cher père LAKHDAR,
Celle qui a attendu avec patience les fruits de sa bonne éducation, ma très chère
mère ZOHRRA, pour leur soutien moral durant mes études,

A mon mari M'hamed et mon petit Zakarya,

A mes chers frères Nabil et Mustapha, mes belles-sœurs Aicha et Sara,

A mes beaux-parents Fatma et Mohamed, mes beaux-frères Abdelkader, Rabeh,
Yaagoub, Abdallah, Ayoub, Al-Hassen, Noureddine et mes belles-sœurs Marwa,
Souad, Sihem et Kheira,

A toute ma famille, mes tantes, mes oncles, mes chères grand-mères Aicha, Ouda,
et mon grand-père Elhaj, spécialement mes cousines Amel, Sihem, ma chère amie
Faïza,

A tous les doctorants de ma promotion, spécialement Meriem, Imene, Nassira.

Nessrine...

TABLE DES MATIERES

Résumé.....	II
المخلص.....	III
Abstract.....	IV
Remerciements.....	V
Dédicaces.....	VI
Tables des matières.....	VII
Listes des figures.....	XV
Listes des tableaux.....	XIX
Liste des abréviations.....	XXIII
Introduction générale.....	1

CHAPITRE I : LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES NITRATES

1.1 Introduction.....	5
1.2 Différentes formes de l'azote dans le sol.....	5
1.2.1 Azote organique.....	6
1.2.2 Azote uréique.....	6
1.2.3 Azote ammoniacal ou ammonium.....	6
1.2.4 Azote nitrique ou nitrate.....	6
1.2.5 Azote nitreux ou nitrite.....	6
1.3 Cycle de l'azote.....	7
1.4 Phases du cycle de l'azote.....	7
1.4.1 Minéralisation.....	8
1.4.1.1 Ammonification.....	8
1.4.1.2 Nitrification.....	8
A/ Nitritation	8
B/ Nitratation.....	9
1.4.2 Immobilisation.....	9
1.4.3 Volatilisation.....	9
1.4.4 Dénitrification.....	9
1.4.5 Absorption par les plantes.....	10

1.5 Origine des nitrates dans les eaux.....	10
1.6 Sources des nitrates	12
1.6.1 Sources naturelles des nitrates dans les sols.....	12
1.6.2 Sources anthropiques des nitrates dans les sols.....	13
1.7 Les effets des nitrates.....	14
1.7.1 Nitrates et risques sanitaires.....	14
1.7.1.1 La méthémoglobinémie.....	14
1.7.1.2 Pouvoir cancérigène.....	15
1.7.2 Effet sur l'environnement.....	15
1.7.2.1 Eutrophisation.....	16
1.7.2.2 Fuites des nitrates et pollution nitrique des nappes souterraines.....	17
1.8 Réglementation sur la potabilité de l'eau.....	17
1.9 Elimination des nitrates (dénitrification)	18
1.9.1 Procédés physico-chimiques.....	18
1.9.2 Procédés biologiques	19
1.9.3 Avantages et inconvénients des différents procédés d'élimination des nitrates.....	19
1.10 Diagnostic des facteurs favorisant le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines.....	20
1.10.1 Facteurs pédoclimatiques.....	20
1.10.2 Quelques exemples dans le monde.....	21
1.10.2.1 Maroc	21
1.10.2.2 Cameroun.....	24
1.10.2.3 France.....	25
1.10.2.4 Canada.....	26
Conclusion.....	28

CHAPITRE II : PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

2.1 Situation géographique de la zone d'étude.....	29
2.2 Hydrologie de la zone d'étude.....	30

2.2.1 Hydrographie.....	30
2.2.2 Hydrométrie.....	32
2.3 Climatologie.....	33
2.3.1 Climatologie régionale	33
2.3.2 Climatologie locale.....	33
A) Les Précipitations mensuelles	33
B) Température.....	35
C) Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite.....	35
2.4 Cadre géologique.....	38
2.4.1 Lithostratigraphie.....	38
2.4.1.1 Formations Anténéogènes.....	38
2.4.2.2 Formations néogènes et quaternaires.....	38
A/ Le Miocène.....	38
1/ Miocène inférieur.....	38
2/ Miocène supérieur (Vindobonien).....	40
B/ Le Pliocène.....	41
1/ Le Pliocène marin.....	41
2/ Le Pliocène continental.....	41
C/ Le Quaternaire.....	41
- Les terrains quaternaires.....	41
1/ Le quaternaire ancien.....	41
2/ Le quaternaire récent.....	41
2.5 Cadre Hydrogéologique	42
2.5.1 Identification des principaux aquifères	42
2.5.2 Limites-Extension des nappes aquifères-piézométrie.....	42

A) Nappe aquifère des grés du Pliocène.....	42
B) Nappe aquifère des calcaires récifaux.....	42
C) Nappe aquifère des dépôts quaternaires.....	42
2.5.3 Hydrodynamique de la nappe étudiée.....	43
a- Piézométrie.....	43
b-Interprétation de la carte piézométrique octobre 2012.....	43
2.6 Cadre pédologique.....	44
2.6.1 Principaux types de sols de la zone d'étude.....	45
2.6.1.1 Les sols peu évolués.....	45
2.6.1.2 Les vertisols	45
2.6.1.3 Les sols calci-magnésiques.....	45
2.6.1.4 Les sols halomorphes.....	45
2.6.1.5 Les sols sesquioxides de fer.....	45
2.6.1.6 Les sols isohumiques.....	46
2.7 Perméabilité des sols de la zone d'étude.....	46
2.8 Occupation du sol	47
Conclusion.....	48

CHAPITRE III : MATERIELS ET METHODES

3.1 Introduction.....	49
3.2 Prélèvements et méthodes d'analyse.....	49
3.2.1 Prélèvements	49
3.2.2 Mesures in situ.....	50
3.3 Méthodes statistiques.....	51
3.3.1 Théorie de la géostatistique	51

3.3.1.1 Variographie.....	52
3.3.1.2 Krigeage.....	52
A/ Notions générales.....	52
B/ Différents types de krigeage.....	53
1/ Le krigeage ordinaire.....	53
2/ Le krigeage d'indicatrices.....	53
3.3.1.3 Cartographie.....	55
3.4 Système d'Information Géographique SIG.....	55
3.4.1. Définition du Système d'Information Géographique	55
3.4.2 Composantes d'un SIG.....	56
A/ Matériel.....	56
B/ Logiciels.....	56
3.4.3. Les fonctionnalités techniques d'un SIG.....	57
3.4.4. Les étapes fondamentales pour la mise en place d'un SIG.....	58
3.4.5. Intérêt des SIG.....	59
3.5. Vulnérabilité des aquifères et méthodes de cartographie	60
3.5.1. Concept de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution.....	60
3.5.2. Critères de vulnérabilité intrinsèque.....	61
A/ Critères relatifs aux conditions de surface ou subsurface.....	61
B/ Critères relatifs à la zone non saturée.....	61
C/ Critères relatifs à la zone saturée.....	61
D/ Critères communs au sol, à la Zone Non Saturée et à la Zone Saturée.....	62
3.5.3 Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines.....	62
3.6. Méthodes de cartographie de la vulnérabilité des aquifères.....	63
3.6.1 Méthodes de cartographie à index avec pondération	64
1/ Méthode DRASTIC.....	64
2/ Méthode SI (méthode d'Indice de Susceptibilité)	65

3/ Méthode AVI.....	65
4/ Méthode GOD.....	65
5/ Méthode EPIK.....	66
6/ Méthode SINTACS.....	66
a/ Définition de la méthode.....	66
b/ Élaboration de la carte de vulnérabilité de la Nappe du moyen Cheliff occidental.....	69
c/ Validation de la carte de vulnérabilité spécifique aux nitrates.....	70

CHAPITRE IV : QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES DE LA PLAINE DU MCO ET ANALYSE GEOSTATISTIQUE DES NITRATES

Introduction	71
4.1 Qualité des eaux souterraines de la plaine du MCO.....	71
4.1.1 Paramètres physico-chimiques	71
4.1.1.1 Potentiel d'Hydrogène (pH)	71
4.1.1.2 Température.....	72
4.1.1.3 Conductivité électrique.....	73
4.1.2 Paramètres chimiques	74
4.1.2.1 Chlorures.....	74
4.1.2.2 Nitrates (NO ₃ -).....	76
4.1.3 Evolution temporelle du taux de nitrates dans les eaux de la nappe	78
4.2 Analyse géostatistique des nitrates.....	80
4.2.1 Analyse statistique descriptive des données.....	80
4.2.2 Variographie.....	81
4.2.3 Cartographie des nitrates	81
A/ krigeage ordinaire.....	81
B/ Krigeage d'indicatrices.....	84
1/Variographie des fonctions indicatrices.....	85
2/ Estimation spatiale des fonctions indicatrices.....	86
3/ Variogramme moyen de la fonction de répartition.....	87

4/ Estimation des classes de nitrate.....	87
C/ Comparaison entre les deux krigeages (ordinaire et d'indicatrices).....	89
Conclusion.....	90

**CHAPITRE V : CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE A LA
POLLUTION DE LA PLAINE DU MOYEN CHELIFF OCCIDENTAL
-APPLICATION DE LA METHODE SINTACS -**

Introduction.....	92
5.1 Elaboration des couches thématiques des sept paramètres SINTACS.....	93
5.1.1 Profondeur de la nappe.....	93
5.1.2 Recharge efficace ou Infiltration de la nappe.....	94
5.1.3 Zone Non Saturée.....	95
5.1.4 Type de sol (T).....	97
5.1.5 Milieu Aquifère (A).....	99
5.1.6 Conductivité Hydraulique (A).....	100
5.1.7 Topographie (Pente) (S).....	101
5.2 Elaboration de la carte de vulnérabilité à la pollution de la plaine du MCO...	102
Conclusion.....	104

**CHAPITRE VI : APPORT D'AZOTE ET FACTEURS DE TRANSFERT DES
NITRATES DANS LA PLAINE DU MCO**

Introduction.....	105
6.1 Situation agricole en Algérie	106
6.2 Situation agricole dans la plaine du moyen Chélif occidental.....	106
6.2.1 Enquête de terrain sur les pratiques agricoles.....	106
6.2.2 Description du périmètre du moyen Chélif occidental	107
6.2.3 Apports d'azote sur le périmètre du moyen Cheliff occidental.....	110
6.2.3.1 Apports d'azote par les engrais.....	110
6.2.3.2 Apports d'azote par l'eau d'irrigation	114
6.2.3.3 Apports d'azote minéral total sur les zones du périmètre du MCO...	118
6.2.3.4 Quantification de l'apport total en azote sur le périmètre du MCO...	120
6.2.4 Discussion des résultats	120

6.3 Facteurs de transfert des nitrates dans la plaine du moyen Cheliff occidental.	121
6.3.1 Acquisition des données attribuées aux facteurs influençant le transfert des nitrates.....	121
6.3.1.1 Facteurs issus de la méthode SINTACS.....	121
6.3.1.2 Facteurs mesurés in situ.....	121
6.3.1.3 Facteurs agronomiques.....	121
A/ Dose d'engrais.....	121
B/ Quantité d'azote à partir d'eau d'irrigation.....	122
6.3.2 Analyse en Composantes Principales.....	122
6.3.2.1 Principe de la méthode	122
6.3.2.2 Conditions d'utilisation de l'A.C.P.....	123
6.3.2.3 Application de l'A.C.P	123
6.3.2.4 Eléments d'interprétation	124
6.3.2.5 Résultats et interprétations.....	125
A/ Statistiques élémentaires.....	125
B/ Analyse en Composantes Principales (ACP).....	126
1/ Etude de variables	126
1.1/ Valeurs propres.....	126
1.2/ Formation des axes de l'ACP.....	128
1.3/ Cercle de corrélation.....	128
C/ Interprétation.....	130
2/ Etude des individus.....	131
2.1/ Projection des individus sur le plan factoriel 1-2.....	131
2.2/ Spatialisation des groupes.....	134
Conclusion.....	135
Conclusion générale.....	136
Références bibliographiques.....	141
Annexes.....	154

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I : LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES NITRATES

Figure I.1 : Vue planaire de la structure de l'ion nitrate	5
Figure I.2 : Cycle de l'azote dans le sol (Recous et al.,1997).....	8
Figure I.3. Phénomène d'eutrophisation (Mammeri, 2007).....	16

CHAPITRE II : PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

FigureII.4 : Situation de la zone d'étude par rapport au bassin du moyen Cheliff occidental.....	29
FigureII.5 : Profil en long de la terrasse du Cheliff (Boulaine, 1957).....	30
FigureII.6 : Carte du réseau hydrographique du moyen Cheliff occidental (source : ABH-CZ).....	31
FigureII.7 : Position des postes pluviométriques du moyen Cheliff occidental	33
FigureII.8 : variations interannuelle des précipitations au niveau de la station de l'ONM Chlef (1990-2013).....	34
FigureII.9 : représentation graphique du bilan de Thornthwait pour l'année 2012.....	38
FigureII.10 : La stratigraphie synthétique du moyen Cheliff occidental d'après (Mattauer (1958), Kireche, 1977 in Achour, 1997).....	39
FigureII.11 : Contexte géologique du moyen Chélift occidental (Scet-Agri, 1985).....	40
FigureII.12 : Carte piézométrique de la nappe alluviale de la zone d'étude (septembre 2010) d'après Bouchenouk (2013).....	44
FigureII.13 : Carte pédologique de la zone d'étude (source : ABH-CZ).....	46
FigureII.14 : Carte d'aménagement régional et l'industrie au Moyen Cheliff.....	48

CHAPITRE III: MATERIELS ET METHODES

FigureIII.15 : Réseau d'échantillonnage (Mai, 2012).....	50
FigureIII.16 : Appareil de mesure « SEBAMPS-K16».....	50

FigureIII.17 : Composantes d'un SIG	56
FigureIII.18 : Les fonctionnalités techniques d'un SIG	58
 CHAPITRE IV : QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES DE LA PLAINE DU MCO ET ANALYSE GEOSTATISTIQUE DES NITRATES 	
FigureIV.19 : Evolution spatiale de la conductivité électrique.....	74
FigureIV.20 : Evolution spatiale des chlorures	76
FigureIV.21 : Evolution spatiale des Nitrates (Mai, 2012).....	78
FigureIV.22 : Taux de répartition des nitrates dans la plaine du moyen Cheliff occidental..	79
FigureIV.23 : Variogramme moyen des nitrates estimé par l'ensemble des points et ajustement à un modèle sphérique	81
FigureIV.24 Carte (a) des écarts types d'estimation des nitrates et (b) des nitrates estimé par krigeage ordinaire.....	83
FigureIV.25 : Variogrammes expérimentaux moyens des fonctions indicatrices aux seuils des classes de NO ₃	85
FigureIV.26 : Estimation par krigeage d'indicatrices où la probabilité que les nitrates soient supérieurs à différents seuils.....	86
FigureIV.27 : Variogramme moyen de l'espérance mathématique des nitrates.....	87
FigureIV.28 : Carte (a) des écarts types d'estimation et (b) de l'espérance mathématique des nitrates	89
FigureIV.29 : Comparaison entre les superficies des classes des nitrates du krigeage ordinaire et d'indicatrices	90

CHAPITRE V : CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE A LA POLLUTION DE LA PLAINE DU MOYEN CHELIFF OCCIDENTAL-APPLICATION DE LA METHODE SINTACS-

FigureV.30 : Carte des classes et indices de la profondeur de la nappe94

FigureV.31 : Carte des classes et indices de l’infiltration de la nappe (recharge efficace)....95

FigureV.32 : L’eau dans le sol (Hydrogéologie, G. Castany, 2000 in BRGM ; 2005).....96

FigureV.33 : Carte des classes et indices de la Zone Non Saturée.....97

FigureV.34 : Carte des classes et indices du Type de sol.....98

FigureV.35 : Carte des classes et indices du Milieu Aquifère.....99

FigureV.36 : Carte des classes et indices de la Conductivité Hydraulique.....101

FigureV.37 : Carte des classes et indices de la Pente.....102

FigureV.38 : Carte de la vulnérabilité à la pollution de la plaine du moyen Cheliff occidentale103

CHAPITRE VI : APPORT D’AZOTE ET FACTEURS DE TRANSFERT DES NITRATES DANS LA PLAINE DU MCO

FigureVI.39 : Répartition spatiale des spéculations dans le périmètre du moyen Cheliff occidental (d’après l’enquête menée sur terrain).....108

FigureVI.40 : Taux de répartition des spéculations à l’échelle des différentes zones du périmètre du MCO.....109

FigureVI.41 : Taux de consommation d’engrais à base d’azote.....111

FigureVI.42 : Pratiques agricoles dans le périmètre du MCO (D’après l’enquête de terrain menée en 2012).....112

FigureVI.43 : Taux d’apport d’azote minéral à partir d’engrais dans le périmètre du MCO.....114

Figure VI.44 : Taux d'irrigation des zones agricole dans le Périmètre du MCO.....	115
Figure VI.45 : Taux d'irrigation à partir des eaux souterraines (Forages).....	115
Figure VI.46 : Taux d'apport d'azote minéral à partir de l'eau d'irrigation dans le périmètre du MCO.....	117
Figure VI.47 : Apports d'azote minéral à partir (a) d'engrais et (b) d'eau d'irrigation dans le périmètre du MCO.....	118
Figure VI.48 : Taux d'apport d'azote minéral total dans le périmètre du MCO.....	119
Figure VI. 49 : Répartition spatiale des apports d'azote sur les sols du périmètre du MCO (année 2012).....	119
Figure VI.50 : Apport d'azote annuel minéral sur le périmètre du MCO (2012).....	120
Figure VI.51 : Projection des variables sur le plan factoriel 1-2.....	129
Figure VI.52 : Projection des individus sur le plan factoriel 1-2.....	131
Figure VI.53 : Cartes de localisation des groupes d'ouvrages obtenus par ACP.....	135

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I : LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES NITRATES

Tableau I.1 : Principales origines des NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ dans l'environnement (Ratel, 1992).....	11
Tableau I. 2 : Teneurs en nitrates et activités ou occupation du sol (Ratel, 1992).....	11
Tableau I. 3 : Résumé des normes pour l'ion nitrate dans l'eau potable.....	18
Tableau I.4 : Avantages et inconvénients des différents procédés d'élimination des nitrates....	19
Tableau I. 5 : Doses d'azote apportées par les agriculteurs pour les principales cultures et leur comparaison aux normes recommandées	23
Tableau I.6 : Facteurs influençant le lessivage des nitrates (Strebel et al., 1989).....	27

CHAPITRE II : PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

Tableau II.7 : Caractéristiques physiographiques des sous bassins versants de la zone d'étude.....	32
Tableau II.8 : Les postes pluviométriques du moyen Cheliff occidental.....	33
Tableau II.9 : Variations mensuelles des précipitations (mm) au niveau de la station de l'ONM Chlef (1990-2013).....	34
Tableau II.10 : Températures moyennes relevées à la station de l'ONM Chlef (1990-2013).....	35
Tableau II.11 : Calcul du bilan hydrologique pour l'année 2012 par la méthode de Thornthwaite.....	37

Tableau II.12 : Volume d'eau prélevé de la nappe alluviale pour l'année 2012 (source : ABH-CZ).....	43
--	----

CHAPITRE III : MATERIELS ET METHODES

Tableau III.13 : Décomposition du SIG	55
Tableau III.14 : Notations accordées aux paramètres SINTACS	68
Tableau III.15 : Poids attribués aux paramètres SINTACS dans les différents scénarios de la méthode.....	69
Tableau III.16 : Critères d'évaluation de la vulnérabilité dans la méthode SINTACS.....	69

CHAPITRE IV : QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES DE LA PLAINE DU MCO ET ANALYSE GEOSTATISTIQUE DES NITRATES

Tableau IV.17 : Variations du pH	72
Tableau IV.18 : Variations de la température (°C).....	72
Tableau IV.19 : Variation de la conductivité électrique (µS/cm).....	73
Tableau IV.20 : Variation des concentrations en chlorure (mg/l).....	75
Tableau IV.21 : Variation des concentrations en nitrates (mg/l).....	77
Tableau IV.22 : Validation statistique de la qualité de l'estimation.....	89

CHAPITRE V : CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE A LA POLLUTION DE LA PLAINE DU MOYEN CHELIFF OCCIDENTAL -APPLICATION DE LA MÉTHODE SINTACS-

Tableau V.23 : Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre Profondeur de la nappe (S)....	93
Tableau V.24 : Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre infiltration (I).....	94

Tableau V.25 : Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre Zone Non Saturée (N).....	96
Tableau VI.26 : Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre sol (T).....	98
Tableau V.27 : Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre Milieu Aquifère (A).....	99
Tableau V.28 : Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre Conductivité Hydraulique (C).....	100
Tableau V.29 : Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre de Pente (S).....	102

**CHAPITRE VI : APPORT D'AZOTE ET FACTEURS DE TRANSFERT DES
NITRATES DANS LA PLAINE DU MCO**

Tableau VI.30 : Quantités d'azote apportées par les engrais azotés sur le périmètre du MCO	113
Tableau VI.31 : Quantités d'azote minéral apportées au sol à partir d'eau d'irrigation	117
Tableau VI.32 : Quantités d'azote apportées par les engrais minéraux et l'eau d'irrigation sur le périmètre du MCO.....	118
Tableau VI.33 : Doses d'engrais appliquées.....	122
Tableau VI.34 : Paramètres statistiques des variables étudiées.....	126
Tableau VI.35 : Valeurs propres.....	127
Tableau VI.36 : Corrélation entre les variables et les principaux axes	128
Tableau VI.37 : Les données correspondantes aux différentes variables pour les 3 groupes déduits.....	132

LISTE DES ABREVIATIONS

ABH –CZ	:	Agence du Bassin Hydrographique Cheliff – Zahrez
ACP	:	Analyse en Composantes Principales
AEP	:	Alimentation en Eau Potable
ANRH	:	Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
CE	:	Conductivité Electrique
CEE	:	Conseil Economique Européen
CMA	:	Concentration Maximale Admissible
CV	:	Coefficient de Variation
Da	:	Déficit agricole
DMA	:	Doses Maximales Admissibles
DSA	:	Direction des Services Agricoles
ETP	:	Evapotranspiration Potentielle
ETR	:	Evapotranspiration Réelle
FAO	:	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FNDRA	:	Fond National de Développement et de régularisation Agricole
I	:	Infiltrations
MCO	:	Moyen Cheliff Occidental
N	:	Azotes
NH ₃	:	Azote ammoniacal
NH ₄ ⁺	:	Azote organique
NO ₂ ⁻	:	Nitrites
NO ₃ ⁻	:	Nitrates
NPK	:	Azote, d'acide phosphorique, potasse soluble
OMS	:	Organisation Mondiale de la Santé
ONIDC	:	Office National d'Irrigation et de Drainage Centre
ONM	:	Office National de la Météorologie
PDARE	:	Plan Directionnel d'Aménagement des Ressources en Eau
PH	:	Potentiel d'hydrogène
R	:	Ruissellement
RFU	:	Réserve Facilement Utilisable
SIG	:	Système d'information Géographique

T.S.P	:	Super phosphate
USEPA	:	Agence Américaine de protection de l'environnement
Ws	:	Water surcharge (surplus)
ZNS	:	Zone non Saturée.

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

L'eau est un élément indispensable à la vie et revêt de l'importance pour d'innombrables activités humaines. Elle peut être rare en certains endroits, comme les zones arides et semi-arides, ou tout simplement d'une qualité médiocre à d'autres endroits. Il est certain que l'augmentation de la demande en eau pour les activités humaines accentuera les contraintes sur cette ressource. En outre, les facteurs naturels tels que la sécheresse ou les contraintes géologiques ont un effet sur l'approvisionnement en eau potables et sa distribution. Il est donc essentiel de quantifier et d'analyser la quantité et la qualité des réserves en eau et de trouver les moyens de gérer cette ressource pour en assurer la durabilité.

Depuis quelques années, la protection et la conservation des milieux naturels, en particulier la qualité des eaux, est devenue une préoccupation majeure et un objectif principal dans les programmes de développement (Boughrara, 2009). En effet, la détérioration de la qualité des ressources en eau, souterraines en particulier, constitue une menace aussi importante que celle liée au déséquilibre quantitatif (Rahoui, 2000). Les paramètres en cause sont nombreux, mais les nitrates constituent l'acteur principal.

L'augmentation de la teneur en nitrate est tout d'abord apparue problématique pour les eaux superficielles (Chedal, 1975). Du fait de l'absence de filtration et de l'exposition à la lumière, de faibles teneurs en nitrate (5 à 25 mg/l) déclenchent des détériorations indirectes considérables de la qualité de l'eau et imposent de graves difficultés de traitement. Pour les retenues, l'eutrophisation se produit avec des concentrations dix fois moindres (Lecuyer, 1988). Les eaux souterraines, moins vulnérables par la présence de terrains non saturés entre la surface du sol et la nappe, ne furent fortement touchées qu'ultérieurement.

Les conséquences de ces fortes concentrations en nitrate sont multiples. Au point de vue sanitaire, la transformation des nitrates en nitrites pourrait être à l'origine de troubles hématologiques graves (méthémoglobinémie) causant la mort chez les enfants, les nitrites peuvent aussi se combiner à des composés aminés et former des nitrosamines pouvant causer le cancer de l'estomac chez les adultes. Au point de vue environnemental, les nitrates (et les phosphates) sont responsables des phénomènes d'eutrophisation des rivières et des eaux littorales.

Ils correspondent à une prolifération importante de végétaux chlorophylliens, qui provoquent la baisse des quantités d'oxygène dissous disponibles (Menesguen et Piriou, 1995).

Les eaux souterraines sont donc exposées aux pollutions diffuses, notamment d'origine agricole, On en cite tout particulièrement celle liée à la présence des nitrates et dont l'origine revient pour 66 % aux pratiques agricoles. Au cours des dernières décennies, un grand nombre d'observations a conduit les autorités sanitaires de nombreux pays et l'O.M.S à considérer les nitrates des eaux d'alimentation et sans doute leur augmentation progressive consécutive aux activités de l'homme comme un danger potentiel pour la santé publique. Environ 70% des fertilisants azotés utilisés en agriculture sont perdus dans l'environnement sous forme de nitrate (Yapo et al., 2009) que l'on retrouve dans les eaux de surface et souterraines.

Les nitrates étant très solubles dans l'eau, lorsqu'ils ne sont pas consommés par les plantes, s'infiltrent aisément dans le sol et atteignent progressivement les eaux souterraines. Avant les années 1950, la teneur en nitrates par litre d'eau n'excédait pas 1 mg. De nos jours, elle dépasse facilement la norme internationale fixée à 50 mg/l.

En agriculture, les engrais chimiques sont administrés en vue d'augmenter le rendement des cultures. Ils sont responsables d'une pollution massive des sols, mais sont surtout la cause majeure de pollution, particulièrement nitraté, des eaux souterraines, principaux réservoirs d'eau potable (Feng et al., 2005 ; Elmi et al., 2004).

Des études dans certaines régions de l'Algérie ont montré que la concentration en nitrate est souvent au-dessus de 50 mg/l. Sidi Bel-Abes, Birkhadem, Chlef et la plaine de Mitidja sont des exemples concrets où la concentration en nitrates dépasse déjà en 1990 les 260 mg/l (Salem et al., 2007). En 2004, la concentration atteint 570 mg/l à Oued Mazzouze (Collo, W de Skikda) d'après Chabour (2004). Cette augmentation de la concentration est due à l'utilisation des engrais azotés en quantité nettement supérieures aux besoins des plantes. En effet, nos agriculteurs apportent de grandes quantités d'engrais azotés, car pour eux, un maximum d'engrais est équivalent à une production maxima.

La qualité des eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental située dans le nord-ouest d'Algérie, considérée comme source potentielle d'approvisionnement en eau potable, d'irrigation et d'industrie, a subi ces dernières années une détérioration qualitative visible, à cause des pratiques agricoles inadéquates.

Le présent travail fait suite à une série de travaux menés au niveau de la plaine d'étude qui ont traité la problématique de la pollution nitratée. On en cite Boumedienne (2000), Hennia (2007), Bettahar (2009), Bouchenouk (2013) et Ben Badaoui (2013).

L'objectif principal tracé vise à décrire amplement l'état actuel de la pollution des eaux souterraines de la plaine du moyen Cheliff occidental par les nitrates, à procéder par la suite à un zonage de la plaine basé sur le degré de vulnérabilité et enfin à identifier les facteurs de toute origine favorisant le transfert de cet élément de la surface du sol jusqu'à l'horizon aquifère.

Le premier volet de cet objectif a nécessité l'application de l'outil géostatistique par adoption de deux méthodes d'interpolation, krigeage ordinaire et krigeage d'indicateurs dans l'analyse spatiale des teneurs en nitrate issues des résultats d'analyse correspondant à la campagne d'échantillonnage effectuée sur un ensemble de 48 puits irrégulièrement répartis durant le mois de Mai de l'année 2012 .

Le second a été atteint par la mise en œuvre d'une nouvelle méthode de cartographie de la vulnérabilité à la pollution dite méthode SINTACS qui a permis de sélectionner la plaine d'étude selon des paramètres pédologiques et hydrogéologiques pour faire ressortir les zones les plus et les moins sensibles à la pollution, particulièrement nitratée.

Le dernier a permis d'identifier les facteurs qui régissent la migration des nitrates de la surface du sol jusqu'au toit de la nappe en passant par la zone non saturée et son mouvement, par la suite, dans l'aquifère. Cette opération a nécessité d'abord la quantification des apports d'azote d'origine agricole sur les sols de la plaine en se basant sur les données collectées durant l'enquête menée sur terrain en année 2012 auprès d'un nombre important d'agriculteurs. L'application d'une méthode statistique multidimensionnelle, en l'occurrence l'Analyse en Composantes Principales (ACP) s'est avérée essentielle pour identifier les principaux facteurs régissant le transfert des nitrates de la surface du sol à la nappe étudiée. En outre, cet outil a permis aussi de mettre en exergue les corrélations entre ces facteurs de nature chimique, pédo-climatique, hydrodynamique ou liés aux pratiques agricoles et la variable nitrate.

Le travail ainsi structuré s'articule autour des chapitres suivants :

- Un premier chapitre consacré à une revue bibliographique détaillant les problèmes de la pollution nitrée (origines, risques sanitaires, effets environnementaux, réglementation...),
- Un deuxième chapitre présentant le milieu physique (climat, géologie, hydrogéologie pédologie, occupation du sol),
- Un troisième chapitre, ayant d'abord revu avec détails la campagne d'échantillonnage et les procédés de mesure des paramètres piézométriques et hydrochimiques pour passer, ensuite, aux outils statistiques permettant le traitement des résultats de ces mesures en vue de répondre aux préoccupations de la problématique soulevée. Il s'agit de l'approche géostatistique et le principe d'application, des méthodes de cartographie de la vulnérabilité des nappes à la pollution en portant un intérêt particulier à la méthode SINTACS qui fut appliquée dans le présent travail.
- Un quatrième chapitre, détaillant la qualité des eaux souterraines de la plaine (nature et évolution spatiale) basée sur les résultats d'analyse des échantillons prélevés des eaux de puits et forages de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental en Mai 2012. Une discussion explicite des cartes obtenues a suivi cette caractérisation, aussi une analyse spatiale des nitrates par l'application de la géostatistique en optant pour deux méthodes d'interpolation, le krigeage ordinaire et le krigeage d'indicateurs.
- Un cinquième chapitre, mettant en œuvre la cartographie de la vulnérabilité à la pollution de la plaine du moyen cheliff occidental par l'application de la méthode SINTACS, basée sur des paramètres pédoclimatiques de la zone et hydrodynamiques de la nappe.
- Un dernier chapitre établissant un diagnostic détaillé sur les pratiques agricoles dans la plaine notamment les apports d'azote issue de la fertilisation minérale ou de l'eau d'irrigation. L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été appliquée pour déterminer l'influence de ces pratiques, en parallèle avec les facteurs pédoclimatiques de la zone et hydrodynamiques de la nappe, sur la présence des nitrates dans les eaux de la nappe avec des concentrations élevées souvent non conformes à la norme de potabilité.

Enfin, une conclusion générale répondant clairement à la problématique posée en introduction.

CHAPITRE I

LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES
PAR LES NITRATES

CHAPITRE 1. LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES NITRATES

1.1 Introduction

D'année en année, quelques centaines de milliers de tonnes d'azote s'infiltrent dans les eaux sous forme de nitrate ou d'ammonium. Une grande part provenant des transports, des ménages, de l'industrie et de l'artisanat est lessivée dans les plans et cours d'eau. Une autre part est lessivée avant tout sous forme de nitrate de l'agriculture dans les eaux souterraines. Le reste provient des forêts, des jardins, des installations sportives etc.

Aujourd'hui, la qualité de l'eau dont on dispose se dégrade. Dans certaines régions l'eau peut être injectée directement dans le réseau public d'alimentation en eau potable après une simple désinfection. Cependant ces régions se font de plus en plus rares avec notamment pour cause l'azote dans l'eau qui atteint parfois ses seuils inquiétants. Dans ce cas les traitements de l'eau sont beaucoup plus lourds, il nécessite donc des installations modernes et des capitaux importants (Goudot, 1996).

Aujourd'hui, cette pollution pose un sérieux problème pour un grand nombre de pays, quel que soit leur niveau de développement ; elle devient menaçante dans les pays où la population augmente rapidement, où les demandes de développement sont considérables et où les gouvernements ont d'autres priorités d'investissement (Chiclonov, 1997).

1.2 Différentes formes de l'azote dans le sol

L'azote est un élément chimique très répandu dans la nature. L'ensemble des réactions biologiques de croissance requiert la présence de cet élément. La forme azotée la plus abondante et la plus stable (N_2) représente 78 % de l'atmosphère terrestre (Martin, 1979). Dans l'eau, l'azote se trouve en solution sous forme combinée : nitrate (NO_3^-) (Fig. 1), nitrite (NO_2^-), azote ammoniacal (NH_3 , NH_4^+) et azote organique.

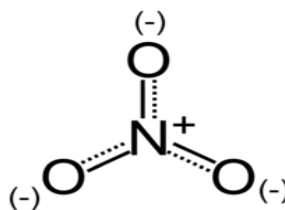


Figure 1. Vue planaire de la structure de l'ion nitrate

L'azote peut exister sous les formes suivantes :

1.2.1 Azote organique

Il constitue la majeure partie de l'azote du sol. Il résulte de la matière organique du sol à laquelle s'agrège ce qui provient des résidus de culture ou des déjections animales. Il est constitué de divers composés azotés dont la minéralisation est très variable et très difficilement prévisible.

1.2.2 Azote uréique

C'est une forme que le sol ne retient pas. Il se transforme sous l'effet d'une hydrolyse en NH_4^+ (ammonium), transformation qui s'accompagne de pertes très importantes par volatilisation (perte gazeuse d'ammoniac NH_3) pouvant aller jusqu'à 40 %. Dans la pratique, il faut compter en moyenne une perte de 15 % de l'azote (Guilbaul, 2011).

1.2.3 Azote ammoniacal ou ammonium

Il résulte de la combinaison de l'azote (N) et de l'hydrogène (H). Sa formule chimique NH_4^+ est très proche de celle du gaz ammoniac NH_3 qui se volatilise dans l'air. Cette transformation est plus rapide lorsque la température augmente et lorsque le pH autour du granulé d'engrais est supérieur à 7,5.

Grâce à sa charge positive, NH_4^+ se fixe sur le complexe argilo-humique du sol, ce qui limite le risque d'entraînement en profondeur mais aussi la disponibilité instantanée pour les plantes. L'activité microbienne des sols consomme de l'ammonium et le transforme en azote nitrique, c'est le processus de nitrification.

1.2.4 Azote nitrique ou nitrate

Sa formule chimique est NO_3^- . Très soluble, c'est la forme principale d'absorption et de migration de l'azote. Non retenu par le complexe adsorbant, cet azote est rapidement perdu par lessivage s'il n'est pas absorbé par les plantes.

1.2.5 Azote nitreux ou nitrite

Sa formule chimique est NO_2^- . C'est une forme transitoire servant de pont dans la nitrification : ($\text{NH}_4^+ \longrightarrow \text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NO}_3^-$) et dans la dénitrification ($\text{NO}_3^- \longrightarrow \text{NO}_2^- \longrightarrow \text{N}_2\text{O}$ ou N_2). Ces deux processus sont très rapides et même instantanés.

1.3 Cycle de l'azote

Le cycle de l'azote est le résultat du métabolisme microbien sur les composés azotés. Les transformations mises en jeu sont des réactions d'oxydoréduction modifiant le niveau de valence de l'atome azote. Les principales étapes du cycle de l'azote sont la fixation, l'assimilation, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (Ratel, 1992). Ces étapes sont présentées dans la figure 2.

Le cycle d'azote est le plus complexe des cycles biogéochimiques. Il est difficile d'évaluer les quantités d'azote présentes dans les divers compartiments de la biosphère, à l'exception de l'atmosphère qui contient 78 %, et des composés d'origine industrielle qui sont de 4 à 5 fois plus abondants que ceux qui proviennent de la fixation biologique de l'azote atmosphérique. Ce dernier est la réserve essentielle de la biosphère.

Les bactéries qui sont capables de fixer l'azote atmosphérique sont soit aérobies comme azote- Bacters, soit anaérobies comme clostridium ; certaines sont capables de réaliser la photosynthèse comme les rhodospirillum ou bien vivent en symbiose avec les légumineuses ce qui permet la fixation de 150 à 400 kg d'azote par ha/an (Dajoz, 1986).

1.4 Phases du cycle de l'azote

Les principales phases du cycle de l'azote sont (Fig. 2) : la **minéralisation** (ammonification et nitrification) et l'**immobilisation** ou réorganisation.

Le premier phénomène concerne les transformations de l'azote organique en azote ammoniacal, qui est progressivement converti en nitrites et en nitrates ; alors que l'immobilisation transforme l'azote minéral en azote organique.

Ces deux phénomènes sont simultanés dans le sol et sont fortement influencés par les conditions environnementales telles que la température, le pH et l'humidité du sol, d'où une évolution annuelle des concentrations en nitrates dans la nappe (Pinheiro, 1995).

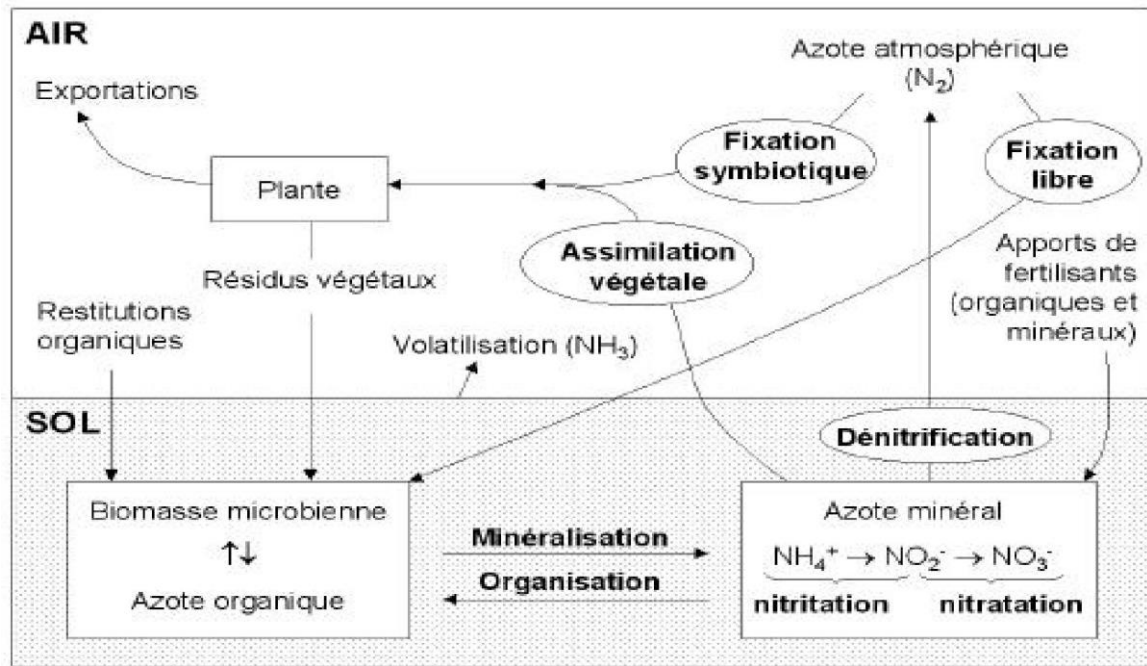


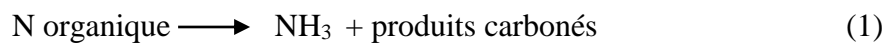
Figure 2. Cycle de l'azote dans le sol (Recous et al., 1997)

1.4.1 Minéralisation

Dans le processus de minéralisation, les composés carbonés sont dégradés puis utilisés comme source d'énergie. L'azote qui est en excès par rapport aux besoins des micro-organismes est libéré, les formes solubles de l'azote sont libérées par la rupture des cellules lors de la mort des organismes. Les principales étapes de cette minéralisation sont les suivantes :

1.4.1.1 Ammonification

C'est la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal. Cette transformation est l'œuvre de champignons et des bactéries ammonifiantes.

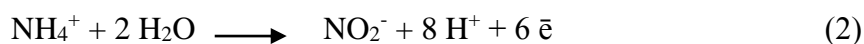


1.4.1.2 Nitrification

C'est l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate à l'aide de bactéries autotrophes qui tire leur énergie d'une réaction d'oxydation. Cette énergie leur permet de réduire le gaz carbonique pour utiliser le carbone (Gaid, 1984 & Anonyme, 1989).

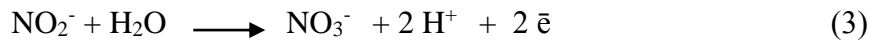
A/ Nitritation

C'est l'oxydation de l'ammonium (NH_4^+) en nitrite (NO_2^-) par les bactéries autotrophes aérobies du type nitrosomonas.



B/ Nitratisation

C'est l'oxydation du nitrite (NO_2^-) en nitrate (NO_3^-), forme très assimilable par les plantes. La réaction d'oxydation se fait en milieu aérobie sous l'action des bactéries autotrophes du type nitrobacter qui utilisent leur substrat minéral comme source de carbone (Gaid, 1984 & Anonyme, 1989).

**1.4.2 Immobilisation**

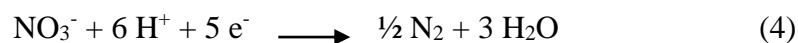
C'est une rétrogradation de l'azote minéral sous la forme organique au cours de la période froide. Ceci est fait par l'intermédiaire de certains groupes de microbes qui font la synthèse des protéines dans leurs cellules aux dépens des nitrates du sol. L'immobilisation est donc la transformation de l'azote minéral en azote organique.

1.4.3 Volatilisation

C'est la perte sous forme d'ammoniac NH_3 , généralement négligeable, elle peut cependant atteindre 20 à 30 % de l'azote ammoniacal lorsqu'il est apporté en sol basique. La volatilisation de l'ammoniac NH_3 , peut avoir lieu dans les conditions de pH élevé. Ceci peut se passer par exemple dans les sols calcaires ou encore au cours de processus de fermentation de composés organiques (Mariotti, 1988).

1.4.4 Dénitrification

C'est le processus par lequel certaines bactéries réduisent l'azote nitrique à un état plus faible d'oxydation (Gaid, 1984 & Anonyme, 1989).



Le phénomène de dénitrification affecte les eaux superficielles et les eaux souterraines. Il a lieu lorsque la bactérie se trouve en présence de nitrates dans un milieu par ailleurs très pauvre en oxygène. Plus le milieu est pauvre en oxygène, et plus les bactéries vont trouver l'oxygène qui leur manque dans les nitrates. Cette situation se retrouve dans les zones humides où l'eau stagnante accumule les matières organiques en décomposition, grosses consommatrices d'oxygène.

1.4.5 Absorption par les plantes

Les composés azotés absorbés par les plantes sont les nitrates et l'ammonium, sous la forme soluble. L'équilibre entre ces deux formes varie selon les espèces et les conditions, mais généralement, les nitrates constituent la principale source d'azote pour les plantes. L'absorption d'azote par les plantes est fonction de l'espèce végétale, du climat, des conditions du sol et du stade de développement de la plante (Mariotti, 1988).

1.5 Origine des nitrates dans les eaux

Les nitrates existent dans les eaux à l'état naturel en absence de pollution. Leur concentration, alors, n'excède en général pas 3 mg/l à 5 mg/l dans les eaux superficielles et quelques mg/l dans les eaux souterraines.

Les teneurs en nitrates sont en augmentation ces dernières années. La progression dans les eaux souterraines est couramment de 0,5 à 1 mg/l/an et peut atteindre 2 mg voire plus. Une situation voisine se rencontre dans les eaux superficielles (Mary, 1992).

L'augmentation des teneurs des composés azotés traduit une pollution de la ressource, liée aux activités humaines (Tabl. 1) et en particulier aux activités de surface (Tabl. 2).

Le transfert des nitrates dans les sols résulte d'un grand nombre de facteurs interdépendants (Mollard et al. 1998) : facteurs climatologiques (importance des précipitations, leur répartition dans le temps, températures), facteurs agrologiques (propriétés physico-chimique, hydrodynamiques et microbiologiques des sols), facteurs agronomiques (type de cultures, travaux culturaux, niveau de fertilisation, couverture végétale, profondeur d'enracinement). Les conditions d'interaction de ces facteurs peuvent conduire à des situations plus ou moins favorables à la lixiviation des nitrates (Bel et al., 1999).

Ainsi, selon certains travaux d'agronomes (Mary, 1992 ; Addiscott et al., 1991), les niveaux élevés de pollution nitrique observés résulteraient d'un accroissement de la capacité de minéralisation des sols sous l'effet cumulatif de pratiques culturales intensives.

Tableau 1. Principales origines des NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ dans l'environnement (Ratel, 1992)

Eaux	Composés azotés Concernés	Type de pollution	Source de pollution
Eaux superficielles des rivières, canaux, lacs, étangs	-Ammonium -Ammoniaque dissous -Azote organique	-Ponctuelle	-Rejets industriels et domestiques -Rejets d'effluents d'élevage
	- Nitrates - Nitrite	-Ponctuelle et diffuse	- Alimentation des eaux superficielle par des nappes polluées
Eaux souterraines		-Diffuse	- « Fuites » des zones industrielles et habitées -Activités agricoles intensives
	- Nitrates presque uniquement	-Macro ponctuelle ou macro diffuse	- Même source que ci-dessus - Rejets industriels, domestiques de l'agriculture ou des élevages

Tableau 2. Teneurs en nitrates et activités ou occupation du sol (Ratel, 1992)

Teneurs	Activités et occupation des sols
Très élevées et croissantes	Occupation urbaine et industrielle dense et/ou agriculture intensive
Moyennes	Agriculture traditionnelle moyennement intensive, habitat rural dispersé
Faibles	Forêt et zone d'élevage intensif avec des prairies permanentes peu fertilisées.

Les polluants azotés présents sur un point de prélèvement peuvent provenir, d'une part de la percolation des nitrates présents dans la solution du sol, phénomène à composante verticale, d'autre part des nitrates présents dans les eaux de la nappe en amont du point de prélèvement, phénomène à composante horizontale. Les interventions de surface (apports d'azote divers) ainsi que les phénomènes intervenant dans le sol aux alentours immédiats du point de prélèvement (cycle d'azote) déterminent donc les concentrations en nitrate des eaux des nappes (Bergé, 1983).

Ces concentrations sont généralement d'autant plus élevées que les nappes sont sensibles, peu protégées, influencées par l'urbanisation, les sites industriels et l'agriculture ou l'élevage intensif.

1.6 Sources des nitrates

1.6.1 Sources naturelles des nitrates dans les sols

En l'absence de toute fertilisation azotée, on trouve néanmoins toujours des nitrates dans les sols. Ceux-ci proviennent de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines espèces végétales, les légumineuses, qui sont capables, grâce à des bactéries qui vivent en symbiose avec elles, de capter l'azote et de le transformer en matière organique azotée dans leur racines. Quand la plante a fini son cycle saisonnier, cette matière organique azotée est peu à peu décomposée par les bactéries nitrifiantes du sol, et transformée en nitrates.

Ces nitrates sont à leur tour utilisés par les autres espèces végétales pour leur propre croissance, car on rappelle que pour se développer, les végétaux ont besoin de trouver dans le sol trois éléments majeurs : nitrates, phosphates, et potassium, qui sont d'ailleurs les principaux fertilisants apportés par l'agriculture industrielle. On estime qu'un sol normal contient environ 1000 kg d'azote (N) par hectare, sous forme de matière organique plus ou moins fraîche ou en cours de décomposition, le cycle de cette matière organique dans les sols pouvant être très long (plusieurs dizaines d'années de résidence). Chaque année, seule une fraction de cet azote est transformée en nitrates (on dit minéralisé), mais en régime normal, cette fraction minéralisée est remplacée par de la matière organique fraîche, si bien que le stock d'azote est constant.

Si la majorité de ces nitrates « naturels » est consommée par la végétation en place, une légère fraction est cependant toujours « lessivée » par l'infiltration de l'eau de pluie en hiver, et se retrouve dans les nappes en profondeur. On estime la concentration « naturelle » en nitrates des eaux souterraines en l'absence de fertilisation à 5 à 15 mg/l (en NO_3^-).

Cependant, tout changement de l'occupation du sol peut venir perturber ce cycle naturel. On sait par exemple que le labourage d'une prairie, le défrichage d'une forêt, l'assèchement d'une zone marécageuse engendrent inmanquablement une augmentation du flux de nitrates vers les nappes, car le stock de matière organique se décompose et s'oxyde plus vite, libérant ainsi des nitrates. Même sans apport d'engrais, de tels changements d'occupation du sol peuvent entraîner une augmentation pendant quelques dizaines d'années des teneurs en nitrates dans les nappes sous-jacentes, jusqu'à ce que le système retrouve un nouvel équilibre.

Une dernière source naturelle de nitrates dans les eaux est due à l'urine des animaux. Celle-ci contient de l'ammoniac et de l'urée (contenant de l'azote), qui peuvent être rapidement oxydés en nitrates dans les sols.

En général, en pays tempérés, cette source de nitrates est diffuse, et négligeable devant les nitrates d'origine atmosphérique. Mais dans les pays arides, les animaux viennent s'abreuver autour des rares points d'eau, et en général urinent en buvant. Les alentours des points d'eau sont alors en général riches en nitrates. Il en va de même des déjections humaines, qui contiennent aussi de l'ammoniac et de l'urée, et qui, si elles sont concentrées en un point, vont engendrer un excès de nitrates. Ainsi à Madagascar, on a observé des teneurs en nitrates pouvant aller jusqu'à 300 mg/l dans certains forages, alors que les populations n'utilisent pas d'engrais, simplement parce qu'autour de ces forages viennent s'abreuver les troupeaux, et sont rejetées les eaux usées domestiques des villages.

Les éclairs peuvent aussi fabriquer des nitrates avec l'azote de l'air, et enfin il a été démontré que les cimetières (par décomposition des cadavres) engendrent aussi des nitrates. Mais ces sources sont négligeables devant celles déjà citées.

1.6.2 Sources anthropiques des nitrates dans les sols

Le changement d'occupation des sols peut être une source d'origine anthropique des nitrates dans les sols, mais la source majeure est l'apport d'engrais azotés. Cet apport peut se faire soit directement sous forme de nitrates, soit sous forme d'ammoniac, ou d'urée, lesquels se transformeront dans le sol en nitrates, comme cela se fait pour l'ammoniac de l'urine ou la matière organique naturelle azotée. Dans le cas d'épandage de lisiers d'élevage, c'est la forme ammoniacale qui domine.

Certains engrais cumulent les deux formes, par exemple le nitrate d'ammonium, qui dans les sols libérera immédiatement les nitrates, puis plus lentement produira un flux de nitrates issu de l'oxydation de l'ammoniac.

Les apports en azotes aux cultures se chiffrent en kilo d'azote par hectare. Les agriculteurs parlent en « unité d'azote ». 200 unités, par exemple, signifient un apport de 200 kg par hectare de N, quelle que soit la forme où l'azote est apporté (nitrates, ammoniac, urée, etc...). Les apports varient en général entre 150 et 300 unités. La majorité de cet azote est consommé par les plantes. Cependant, comme pour les nitrates d'origine naturelle, une fraction des nitrates présents dans les sols est lessivée par l'eau de pluie et peut rejoindre soit directement les cours d'eau (par ruissellement ou écoulement dans le réseau de drains enterrés, s'ils existent) soit s'infiltrer vers les nappes.

Pour l'agriculteur, il est nécessaire que les nitrates soient présents au niveau des racines des cultures au moment de leur croissance, quand elles en ont besoin. Il fera donc des apports peu après les semis, sous forme directement assimilable (nitrates). Si une pluie survient juste après l'épandage, les nitrates peuvent être lessivés et emportés, source de pollution des eaux, et il faudra refaire un apport.

Si l'agriculteur utilise un engrais moins directement assimilable (ammoniac, urée), il faudra que la décomposition de cet apport (fonction de l'humidité du sol, de la température, etc...) se fasse au rythme de la demande de la végétation, ce qui est plus hasardeux, à moins d'en mettre en excès. L'idéal pour la protection des eaux serait qu'à la fin de la saison culturale, la végétation ait consommé tous les nitrates apportés, afin que la saison pluvieuse qui suit ne puisse lessiver que peu de nitrates. Il faudrait donc viser très juste, et ne mettre que ce dont les cultures ont réellement besoin. C'est faisable, il faut bien mesurer le stock d'azote déjà présent dans le sol en début de culture, et n'apporter que parcimonieusement l'engrais, en plusieurs fois. Mais l'engrais n'est pas cher, le mettre en une fois est moins cher, et, du point de vue du rendement, un excès d'azote est de bien loin préférable à un manque.

Il est donc fréquent de sur fertiliser les sols. La meilleure preuve en est que les doses de fertilisation ont été peu à peu réduites ces dernières années, sans que les rendements en soient affectés.

1.7 Les effets des nitrates

La présence de l'ion nitrate dans les eaux engendre deux principaux impacts ([Casellas, 2002](#)) :

- Sanitaire en étant cause potentielle de méthémoglobinémie et source de nitrosamines.
- Ecologique en contribuant au phénomène d'eutrophisation.

1.7.1 Nitrates et risques sanitaires

1.7.1.1 La méthémoglobinémie

L'hémoglobine assure le transport de l'oxygène dans l'organisme grâce à la présence de fer dans la molécule, à condition que celui-ci soit à l'état bivalent (fer ferreux). Dans ce cas, l'hémoglobine au contact de l'oxygène donne l'oxyhémoglobine qui assure, en quelque sorte la livraison d'oxygène aux divers tissus de l'organisme. Les nitrites résultant de la réduction des nitrates oxydent le fer ferreux (Fe^{2+}) présent dans l'hémoglobine en fer ferrique (Fe^{3+}). Le nitrite est alors absorbé dans le sang et l'hémoglobine est convertie en méthémoglobine (MetHb) qui ne peut pas transporter l'oxygène ([White et al., 1973](#)).

L'approvisionnement réduit de l'oxygène aux tissus essentiels, tels que le cerveau et au-delà d'un certain taux de méthémoglobine, différents symptômes apparaissent d'une cyanose légère à des troubles de conscience pouvant évoluer vers la mort par anoxie cellulaire.

Cette pathologie est surtout observée chez les sujets déficients en G6PD (glucose-6-phosphate-des hydrogénas ou méthémoglobine-réductase) qui ont une impossibilité de régénérer de l'hémoglobine à partir de la méthémoglobine.

Les nourrissons moins de six mois contrairement aux adultes boivent plus d'eau relativement à leurs poids, ainsi que leurs estomacs est faiblement acide et contient une flore bactérienne capable de transformer les nitrates en nitrite, en conséquence l'hémoglobine fatales transforme assez facilement en méthémoglobine. Aussi des conditions de prédisposition à la méthémoglobinémie ou cyanose du nourrisson semble exister pour les nourrissons dont la mère a consommé régulièrement des eaux à fortes teneurs en nitrates, c'est pourquoi la norme des nitrates (< 50 mg/l) a été établie en fonction de cette population.

Il semble que, dans leur majorité, les cas de méthémoglobinémie surviennent quand les taux de nitrates dans l'eau de consommation dépassent 100 mg/l (Trancart, 1997).

1.7.1.2 Pouvoir cancérigène

La toxicité des nitrates est due à leur réduction en nitrites, car des concentrations élevées de nitrates liés aux problèmes gastriques (faible acidité du pH de l'estomac) peuvent causer la prolifération des bactéries réduisant le nitrate en nitrite. Le nitrite est facilement absorbé dans l'estomac et peut réagir avec les composés nitro sable, comme les amides et les amines pour former des nitrosamines. Ces composés de N-nitrosés sont de puissants cancérigènes chez l'animal (Hathcock, 1982 ; Self, 1992).

Chez l'homme, de nombreuses études ont recherché d'éventuelles corrélations entre le taux de nitrates dans l'eau de boisson et la survenue de cancer, digestifs essentiellement. Leurs résultats ne permettent pas de conclusions définitives (Scholtes, 1991).

1.7.2 Effet sur l'environnement

Plusieurs études et recherches ont confirmé que les activités agricoles avec des conditions bien spécifiques peuvent avoir une influence négative sur l'environnement (Dewes, 1995 ; Sapek, 1997). En effet, les ions nitrates avec les ions phosphates, sont aujourd'hui la cause majeure de l'eutrophisation des eaux. Ces ions, très solubles dans l'eau, sont donc facilement drainés par les eaux de pluie, de ruissellement et d'infiltration.

1.7.2.1 Eutrophisation

L'eutrophisation d'un milieu aquatique désigne son caractère eutrophe (du grec eu « bien, vrai » et trop hein « nourri ») c'est à dire riche en éléments nutritifs, initialement sans caractère négatif, mais souvent employé pour désigner le déséquilibre qui résulte d'un apport excessif de nutriments. L'eutrophisation se définit comme la manifestation, en termes de métabolisme général (production et respiration) d'un écosystème, d'apports exogènes de nutriments qu'il reçoit. Ces manifestations peuvent revêtir des formes extrêmement diverses selon les secteurs concernés du réseau hydrographique (Es-Salhi, 2007).

Cet enrichissement en nutriments dans les systèmes aquatiques, appelé eutrophisation, est responsable de nombreux problèmes tels que la mort d'espèces marines, l'éclosion de cyanobactéries toxiques et l'anoxie des cours d'eau, ce qui résulte une perte de la biodiversité (Fig. 3).



Marée verte

Eutrophisation

Figure 3. Phénomène d'eutrophisation (Mammeri, 2007)

La présence de concentrations excessives d'ion nitrate et de phosphate dans les écosystèmes d'eau douce conduit à la prolifération non contrôlée des algues et des plantes qui se traduit par une augmentation des dépôts de matière organique au fond des cours d'eau.

Les bactéries et autres espèces hétérotrophes dégradent cette matière organique en utilisant de grandes quantités d'oxygène. Il s'en suit une hypoxie qui peut parfois engendrer l'asphyxie des poissons dans les systèmes très productifs ou hyper-eutrophes (Adriano, 1992). Aussi, des examens effectués par Ménesguen (2003) sur un site atteint du phénomène de marées vertes prouvent que la biomasse maximale atteinte annuellement est contrôlée par

les apports d'azote et non par ceux de phosphore, il en déduit alors que l'azote est l'élément nutritif limitant de la croissance algale en fin de printemps et en été.

1.7.2.2 Fuites des nitrates et pollution nitrique des nappes souterraines

Les fuites des nitrates vers les eaux souterraines, que l'on peut également nommer lixiviation, se produisent en période d'excès hydrique lorsque la réserve en eau du sol est remplie. La lixiviation des nitrates est un processus physique naturel, qui peut être augmenté lorsque le cycle de l'azote est perturbé par certaines pratiques agricoles et certains changements d'occupation du territoire. Les processus du sol qui contrôlent le cycle de l'azote dans le sol, et donc la quantité d'azote, sont nombreux, mais les plus importants sont : L'absorption d'azote par les plantes, les apports d'engrais azotés (minéraux et organiques), la minéralisation, ainsi que la nitrification et la dénitrification. La concentration en nitrates du sol à un moment donné est le résultat de l'ensemble de ces processus (Guillaume, 2008).

Nombreuses études concernant la lixiviation des ions nitrate ont été réalisées à l'échelle de la parcelle (Gaury, 1992 ; Arregui et Quemada, 2006). Ces études ont montré que la lixiviation des ions nitrate était dépendante du système de culture (type de culture, rotations, irrigation, fertilisation) et du contexte pédoclimatique.

1.8 Réglementation sur la potabilité de l'eau

Les normes de qualité de l'eau potable sont très rigoureuses. C'est la garantie d'une eau de qualité. Les normes s'appuient en général sur les travaux médicaux établissant les doses maximales admissibles (DMA), c'est-à-dire la quantité de telle ou telle substance qu'un individu peut absorber sans danger quotidiennement tout au long de sa vie. Sur cette base, on calcule la quantité maximale qui peut être apportée par l'eau, en prenant une confortable marge de sécurité, c'est-à-dire tout dépassement de la norme ne comporte pas nécessairement un risque pour le consommateur, par exemple, lorsque la teneur maximale de l'eau en nitrates est fixée à 50 mg/l, cela ne signifie pas qu'une teneur de 60 mg/l comporte un risque immédiat d'intoxication (OMS, 2008).

La norme concernant la concentration de nitrates dans l'eau potable est basée sur la prévention du risque de méthémoglobinémie. Bien que le risque à long terme dû au potentiel cancérogène des nitrates via la formation de nitrosamines ne soit pas pris en compte pour la détermination de la norme de nitrates dans l'eau potable, on considère prudent de minimiser l'exposition à ces composés pour l'ensemble de la population (Santé Canada, 1992).

Les normes précitées sont résumées dans le tableau 3.

Tableau 3. Résumé des normes pour l'ion nitrate dans l'eau potable

Normes de potabilité pour les nitrates					
Algérienne	OMS	Européenne		Française	Américaine
JORA, 2011	OMS, 2008	2003/CE		98/83/CE	USEPA, 1991
50 mg/l	50 mg/l	Max 50 mg/l	NR 25 mg/l	50 mg/l	45 mg/l

1.9 Elimination des nitrates (dénitrification)

De nombreuses techniques permettent d'abaisser le taux de nitrate.

1.9.1 Procédés physico-chimiques

Quatre techniques existent :

- l'échange d'ions,
- la déminéralisation partielle,
- l'osmose inverse,
- l'électrodialyse.

Les deux premières (les plus pratiquées) mettent en œuvre des procédés d'échange d'ions et les deux dernières des procédés membranaires, mais ceux-ci modifient la minéralisation totale de l'eau et sont réservés au traitement des cas particuliers.

L'échange d'ions permet l'élimination des nitrates sur résine. Les nitrates et sulfates sont fixés, en contrepartie, la résine libère des chlorures et des hydrocarbonates qu'elle a intégrés préalablement lors d'une régénération. Contrairement à ce qui peut se produire dans une filière biologique, les nitrates ne sont pas éliminés sous forme d'azote gazeux mais temporairement adsorbés par la résine. Les nitrates éliminés de l'eau se retrouvent intégralement dans le faible volume des rejets, mêlés à l'excès de sel de régénération.

L'exutoire peut être :

- un milieu marin,
- un récepteur naturel d'un débit suffisant,
- un réseau d'égout.

1.9.2 Procédés biologiques

Les techniques biologiques sont les seuls susceptibles de fonctionner sans problèmes d'éluâtes (Richard et Leprince, 1980). Il en existe deux :

- hétérotrophe (substrat organique),
- autotrophe ou chemiolitrophe (substrat minéral).

1.9.3 Avantages et inconvénients des différents procédés d'élimination des nitrates

Le Tableau 4 résume les principaux avantages et inconvénients des méthodes utilisées pour l'élimination des nitrates de l'eau potable.

Tableau 4. Avantages et inconvénients des différents procédés d'élimination des nitrates (Ratel, 1992)

Procédé	Avantages	Inconvénients
Biologique	Elimination totale des nitrates. Probabilité faible de formation de sous-produits toxiques. Spécifique des nitrates.	Faible à basse température. Surveillance suivie.
Résines échangeuses d'ions	Fiable en toutes circonstances. Adaptable à un fonctionnement automatique peu sensible aux basses températures.	Complexité du cycle CO ₂ dépend de la qualité de l'eau brute. Non spécificité des espèces retenues (SO ₂ ⁻ , Cl ⁻). Nécessité d'une régénération de résine L'eau traitée peut être corrosive
Osmose inverse	Procédé bien maîtrisé fiable en toutes circonstances. Peut fonctionner en automatique. La composition de l'eau brute a peu d'importance.	Modifie la qualité de l'eau initiale (l'eau traitée peut être corrosive). Traitement non spécifique. Coût élevé. Problème d'évacuation des éluats riches en nitrates.
Electrodialyse sélective	Ne nécessite pas de régénération.	Spécificité moyenne pour des rendements limités. Nécessité d'un prétraitement. Ponctualité de rejets concentrés.

On voit que chaque procédé physico-chimique présente des difficultés, soit sur le plan technique, soit sur le plan économique contrairement aux processus biologiques qui ont l'avantage de ne régénérer aucun déchet secondaire.

Vu la facilité, l'efficacité et le coût modéré de la dénitrification biologique elle semble donc être la mieux adaptée aux moyens de l'Algérie.

1.10 Diagnostic des facteurs favorisant le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines

1.10.1 Facteurs pédoclimatiques

Les nitrates, principale forme assimilable de la nutrition azotée des végétaux, sont en totalité contenus dans la solution du sol, ce qui les rend disponibles pour les plantes (et les micro-organismes) mais les exposent aussi aux entraînements par lixiviation, accentuée par la charge négative de l'ion nitrate, qui n'est pas retenu par les colloïdes argileux ou organiques du sol, eux aussi chargés négativement ([Mariotti, 1988](#)).

Les pertes de nitrates peuvent être très importantes dans les sols des climats humide ou des zones irriguées, spécialement si le sol a une texture grossière (sols sableux). L'intensité du lessivage des nitrates est déterminée par les facteurs suivants ([El Tabach, 2005](#) ; [Trembley et al., 2001](#)):

- la texture du sol et la capacité d'échange cationique (CEC) : une texture grossière et une CEC faible augmentent le potentiel de lessivage. Par vagues successives, liées à la pluviométrie et éventuellement à l'irrigation, ces nitrates sont entraînés en profondeur, hors des horizons prospectés par les racines et rejoignent alors les nappes souterraines.
- le type et quantité d'irrigation : le lessivage potentiel est plus élevé sous irrigation gravitaire que sous irrigation goutte à goutte. Aussi, des apports excessifs d'eau d'irrigation entraînent une infiltration plus rapide de l'eau dans le sol et par là plus de lessivage de nitrates.
- la forme, la dose et le moment d'apport de l'azote : l'utilisation d'engrais azotés nitriques et l'apport d'engrais azotés en avance ou en retard par rapport aux moments des besoins de la culture favorisent le lessivage.

L'agriculture peut contribuer à la lixiviation des nitrates en apportant des doses supérieures aux possibilités d'absorption des plantes et au pouvoir de rétention du sol.

Des précipitations abondantes hors des périodes de prélèvement des plantes, l'absence de couverture végétale entre la récolte et le semis suivant et le travail du sol en été sont d'autres exemples de facteurs aggravants.

La vitesse moyenne de transfert des nitrates est de 0,3 à 1,25 m/an selon le couvert végétal et le recouvrement de la nappe (Lacherez, 1997; Vachier et al., 1979).

1.10.2 Quelques exemples dans le monde

1.10.2.1 Maroc

La pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla peut être attribuée à deux grands types de facteurs :

- les facteurs intrinsèques du milieu physique, relativement stables, qui déterminent le degré de vulnérabilité de la nappe à la pollution ;
- les facteurs dynamiques comportant d'une part les systèmes de cultures et d'autre part les processus qui régissent le régime hydrique du sol et les processus biogéochimiques de transformation et de transfert des nitrates dans la couche du sol non saturé.

A/ Facteurs intrinsèques du milieu physique

Les facteurs intrinsèques du milieu physique, analysés au niveau d'un réseau de suivi représentatif de la région et comportant 40 sites, sont de deux types :

- certains paramètres DRASTIC renseignant sur le temps de transit qui caractérise la propagation d'un polluant tels que :
 - le niveau de la surface libre de la nappe par rapport au sol,
 - la texture du sol et sa teneur en argile,
 - la perméabilité du sol en milieu saturé.
- certains paramètres agissant sur le cycle d'azote tels que :
 - la teneur du sol en matière organique,
 - la teneur du sol en azote total.

A part la texture du sol, (argileuse, argilo-limoneuse et limono argileuse), la teneur en argile (29 % à 55 %), et tous les paramètres qui leur sont corrélés notamment la réserve utile du sol, tous les autres facteurs étudiés notamment le niveau

faible des nappes par rapport au sol (< 4 m – 12 m), la vitesse d'infiltration du sol en milieu saturé généralement élevée (20 – 450 mm/h), les teneurs assez importantes du sol en matière organique (1,5 % à 3,5 %) et en azote total (0,10 % à 0,15 %), joueraient positivement en faveur d'une augmentation de la vulnérabilité de la nappe à cette pollution.

B/ Facteurs dynamiques

➤ **Systèmes de culture** : Les systèmes de culture qui comportent l'ensemble des pratiques agricoles mises en œuvre par les agriculteurs sur les parcelles (cultures, rotations et itinéraires techniques) peuvent induire des risques de pollution de la nappe par les nitrates.

Tout changement dans les systèmes de culture pourrait se traduire par une amélioration ou une détérioration de la qualité nitrique des eaux de drainage (Ackerer et al., 1990; Machet et Mary, 1990; Ramon et Benoît, 1998; Sebillotte et Meynard, 1990). Ce qui montre que c'est au niveau des systèmes de culture que doit se raisonner la relation entre pratiques agricoles et qualité nitrique des eaux souterraines et que doivent être élaborées des solutions efficaces pour préserver cette ressource.

➤ **Occupation du sol et successions culturales** : Dans le périmètre irrigué du Tadla, la céréaliculture prédomine dans la totalité du périmètre (43,5 %). La betterave, la luzerne et les cultures maraîchères occupent la même place après la céréaliculture (12 à 13 %). Les légumineuses sont peu représentées. La rotation blé - betterave est dominante. Les cultures maraîchères sont souvent installées après cultures maraîchères ou céréales.

➤ **Fertilisation azotée minérale et organique** : Les doses d'engrais azotés appliqués par les agriculteurs sont très variables (Tableau 5). En moyenne, elles dépassent les doses recommandées qui varient entre 120 et 220 kg N/ha. Les doses maximales enregistrées sont aux alentours de 500 kg N/ha.

Pour la luzerne, 73 % des agriculteurs du réseau de suivi apportent des doses d'azote pouvant atteindre 460 kg N/ha, alors que la fixation symbiotique d'azote atmosphérique par les bactéries du genre rhizobium permet à cette culture de mobiliser une quantité appréciable d'azote pouvant atteindre 500 kg N/ha.

La fertilisation azotée minérale des cultures, telle qu'elle est pratiquée par les agriculteurs de cette région, peut donc générer un risque de pollution de la nappe par

les nitrates. Ce risque est aggravé, pour les cultures maraîchères, par l'application régulière du fumier aides doses pouvant atteindre 80 T/ha. Cet apport est généralement non considéré par les agriculteurs comme un apport azoté, alors qu'il fournit au sol, pendant plusieurs années, d'importantes quantités d'azote minéral (arrière-effets) surtout pendant le printemps et l'été. Ce problème ne se pose pas pour les grandes cultures qui ne reçoivent l'apport du fumier que très rarement.

Tableau 5. Doses d'azote apportées par les agriculteurs pour les principales cultures et leur comparaison aux normes recommandées dans le territoire de Tadhla.

Culture	Doses recommandées	Doses apportées (kg N/ha)				% des agriculteurs dépassant les doses recommandées
	kg/ha	Min	Max	Moy	CV%	
Betterave	220	187	1075	385	48	93
Blé	120	0	410	150	70	64
Mais	120	0	300	135	83	42
Luzerne	10	0	460	106	102	73
Niora	250	200	500	280	27	62
Oignon	160	80	510	198	66	54
Haricot	50-60	17	193	103	54	91
Fève	25-50	0	184	41	15	38
Olivier	0,8-1	0	2,38	1,14	104	67
	(kg/arbre)	(kg/arbre)	(kg/arbre)	(kg/arbre)		
Agrumes	230	84	657	391	65	75

➤ **Gestion des résidus de récolte** : Une partie des résidus de récolte qui retourne au sol apporte des quantités supplémentaires d'azote minéral. Mais, ces quantités d'azote, qui varient entre 1,64 et 35 kg N/ha, suivant les cultures, restent faibles, par rapport aux autres sources d'azote, en raison de l'exportation hors parcelle d'une grande partie des résidus.

Par ailleurs, l'enfouissement d'une partie des résidus de récolte à C/N élevé (telles que les pailles des céréales) permet de diminuer le stock en N minéral du sol, grâce à

l'immobilisation microbienne, et réduit ainsi le risque de lixiviation des nitrates vers la nappe en début de campagne agricole.

➤ **Irrigation** : La deuxième cause directe de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine est l'irrigation. En effet, la technique d'irrigation gravitaire couplée aux doses d'eau excessives pratiquées par les agriculteurs peut entraîner des drainages importants et par conséquent un risque potentiel de pollution. Ce risque est variable suivant l'année climatique et les disponibilités en eau. Il est fortement atténué en années sèches en raison des restrictions des doses d'eau d'irrigation imposées par l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla.

L'irrigation permet également de maintenir des conditions d'humidité du sol favorables à la minéralisation de la matière organique du sol, du fumier et des résidus qui explique en partie les libérations importantes d'azote minéral dans le sol observées pendant les saisons de croissance des cultures, après chaque apport d'eau d'irrigation. Mais, l'irrigation peut aussi favoriser les pertes d'azote par dénitrification. Apart cet effet qui permet de diminuer le stock en nitrates du sol, les deux effets de l'irrigation : le drainage et la minéralisation de la matière organique native du sol, jouent dans le même sens, le premier comme un facteur moteur et le deuxième aggravateur de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine.

➤ **Autres pratiques agricoles** : D'autres pratiques agricoles adoptées par les agriculteurs du Tadla, notamment le travail du sol, les dates et les densités de semis et la gestion de l'inter culture peuvent également accentuer ou limiter le processus de pollution. Les résultats obtenus ont, en effet, montré que le travail du sol avant semis des cultures permettent de diminuer l'importance des écoulements préférentiels de l'eau à travers les fissures et la macroporosité du sol. Il jouerait également sur la quantité d'azote minéral du sol en favorisant la minéralisation. Les semis précoces, denses et sans apport d'azote et l'insertion de cultures intermédiaires (dérobées) dans les systèmes de culture, sont de bons pièges à nitrates permettant d'atténuer le risque de pollution. En outre, les pratiques agricoles accentuant ce risque sont fréquentes dans le périmètre (semis tardifs, apport d'azote au semis, sol nu pendant l'été, etc.).

1.10.2.2 Cameroun

Ce sont les teneurs en ammonium et en nitrates qui remettent en cause la qualité chimique des eaux souterraines à Bafoussam.

Certaines eaux de puits polluées par les nitrates et l'ammonium pendant la saison des pluies n'ont présenté aucune trace de pollution pendant la saison sèche et inversement. De même, quelques échantillons d'eau des puits et sources n'ont présenté aucune pollution chimique, pourtant on note dans leur environnement immédiat des sources de pollution (latrines). Ce qui pourrait s'expliquer par l'influence de plusieurs facteurs contrôlant la qualité des eaux souterraines dans la ville de Bafoussam.

Le résultat principal des études menées dans ce sens montre que la pollution des eaux par l'ammonium et par les nitrates dépendrait beaucoup plus des facteurs hydrodynamiques (écoulements souterrains et fluctuations du niveau de la nappe) d'une part et des distances à la latrine la plus proche d'autre part, que des paramètres liés à l'aménagement de l'ouvrage ou à sa position topographique. En effet, cette pollution apparaît être beaucoup conditionnée par la position de la source de pollution par rapport au puits et les fluctuations des niveaux piézométriques.

1.10.2.3 France

Le transfert de nitrates des sols agricoles vers la nappe phréatique a été étudié sur 4 sites expérimentaux implantés dans le secteur naturel du Ried central de l'Ill. Ce secteur bénéficie de caractéristiques particulières très intéressantes :

- la présence d'une nappe très proche du sol (souvent moins de 1 m) et donc très vulnérable,
- l'existence de nombreux cours d'eau drainant la nappe,
- une multiplicité de sols et de conditions hydriques particulières qui font de cette région un excellent secteur test.

L'étude expérimentale a permis d'étudier l'évolution de la concentration sous-sol nu et sans apport d'engrais (année 1986), avec apport d'engrais (1987), sous-sol cultivé (1988) ou après retournement de prairie (1988). Cette étude a montré que le lessivage hivernal était directement dépendant des conditions climatiques avec une influence marquée du type de sol. De 40 à 70 % des nitrates situés dans les 60 premiers cm du sol ont été lessivés, selon l'hiver considéré, dans un sol argileux et de 60 à 90 % dans un sol sableux.

L'apport de nitrates par minéralisation en période estivale a pu atteindre plus de 1 000 kg NO_3/ha dans des conditions exceptionnellement favorables. L'influence de différents facteurs a été mise en évidence. La perte de nitrates par dénitrification a

également été observée. L'apport de nitrates par minéralisation à la suite d'un retournement de prairie a été observé. La charge polluante associée est potentiellement très importante.

Les trois facteurs qui apparaissent plus particulièrement importants sont :

➤ **les conditions climatiques** : Ils influent fortement sur le régime de lessivage des nitrates. Un bilan des dernières campagnes en terme de pluviométrie à l'automne et à l'hiver montre que les précipitations constatées sur la période allant de septembre à mars pour les années 2004/2005, 2005/2006 et 2007/2008 ont été inférieures à la moyenne sur trente ans ; seule l'année 2006/2007 a été conforme à cette moyenne. Ce régime déficitaire des précipitations n'a pas été favorable au lessivage des nitrates sur la totalité de la durée du 3^{ème} programme d'action.

➤ **l'évolution de l'assolement départemental** : en particulier la proportion de terrain nu à une période favorable au lessivage des nitrates.

➤ **les pratiques de fertilisation** : Les pratiques particulières des agriculteurs en matière de pilotage de la fertilisation azotée (fractionnement, mesures de reliquats). Le blé étant la culture la plus répandue sur le département (plus de 40 % de la SAU) et pour laquelle le niveau de technicité est bien développé, les pratiques de fertilisation sur le blé sont représentatives des pratiques globales de fertilisation.

1.10.2.4 Canada

La pollution azotée retrouvée à de plus grandes profondeurs peut être la conséquence d'actions datant de cinq, dix ou vingt ans (Zilliox *et al.*, 1990). Plusieurs facteurs peuvent influencer le lessivage des nitrates dans l'eau souterraine, soit entre autres le type de sol, le type de culture et la fertilisation (Asselin, 1993). Les sables et les sols légers vont généralement lessiver plus de nitrates que les sols de matériel argileux (ceci dû entre autres à leur porosité uniforme). Les sols sous cultures horticoles (comme par exemple la pomme de terre) sont plus susceptibles de lessiver des nitrates en raison entre autres de la perméabilité du sol, de leur plus grande période sans couvert végétal, du travail du sol généralement fréquent et intensif (qui favorise la minéralisation) et des grandes quantités de résidus contenant beaucoup d'azote (Zilliox *et al.*, 1990).

Dans une étude effectuée par Banton *et al.*, (1992) sur l'évaluation des pertes azotées dans les eaux souterraines, les concentrations de nitrates mesurées dans le sol

et dans l'eau diminuaient avec la profondeur où l'on situait dans le sol et que les sites argileux étaient moins perméables que les sites sablonneux.

Plusieurs études ont démontré que le type d'activités agricoles avait un impact sur la concentration de nitrates mesurée dans l'eau souterraine ([Asselin, 1993](#); [Banton et al., 1992](#); [Gangbazo et al., 1995](#) et [Landrieau, 1984](#)). En général, le taux de lessivage sera croissant si on est en présence d'un couvert forestier, de cultures herbagères (millet, luzernes).

Ainsi, les divers facteurs qui affectent les composantes du cycle de l'azote et le transport de l'eau dans le sol ont une influence directe sur les quantités de nitrates qui sont lessivées. Ces facteurs, dont les impacts sur le lessivage sont d'intensité variable, sont résumés dans le tableau 6.

Les facteurs (A) et (B) sont spécifiques au site ; Les facteurs (C) et (D) soulignent également l'importance des propriétés du sol, des conditions climatiques et des pratiques culturales sur les concentrations de nitrates retrouvées dans les eaux souterraines.

Parmi ces facteurs, certains sont plus fréquemment mentionnés comme étant d'importance pour le lessivage. Les précipitations, par exemple, semblent jouer un rôle majeur dans ce processus.

Le type de sol (sa texture) constitue également un facteur important affectant le lessivage. Les concentrations mesurées dans un aquifère sableux sont généralement plus élevées que celles mesurées dans un sol plus argileux. Il est possible que le plus faible temps de résidence de l'eau dans la zone racinaire des sols sableux, qui limite la durée du prélèvement, en soit la cause et/ou que cet écart résulte du plus fort potentiel de dénitrification des sols denses ([Vinten et al., 1994](#)).

Tableau 6. Facteurs influençant le lessivage des nitrates ([Strebel et al., 1989](#))

(A) Climat	Précipitation : Quantité et Distribution Irrigation : Quantité et Période Évapotranspiration
(B) Sol (Minéralisation)	Situation topographique (pente, plat) Texture et stratification des horizons du sol Azote dans la matière organique du sol

(C) Utilisation du sol	Culture (couvert végétal, profondeur des racines) Besoin en eau et en azote de la culture Saison et Durée du couvert végétal Intensité de la culture du sol
(D) Application de N	Type de fertilisant (minéral, organique) Période d'application Quantité et fractionnement

Dans leur étude de 1993, [Schönefeld et al.](#), notent l'importance de la température sur les processus du cycle de l'azote responsables des quantités de nitrates lessivées. Celles-ci semblent peu affectées par l'intensité des précipitations. Ces auteurs soulignent de plus l'effet positif du fractionnement de la dose de fertilisants appliqués. Ils remarquent que la présence de drains agricoles élève les concentrations d'azote dans l'eau de lessivage.

La période dans l'année où le lessivage est maximal dépend de la culture mais également du climat de la région. Dans les régions froides au climat continental, par exemple, le lessivage maximal est obtenu au printemps lors de la fonte des neiges.

Dans les régions plus chaudes, c'est-à-dire dans les régions où le sol n'est pas gelé en hiver, c'est plutôt à partir des mois d'automne, lorsque les pluies infiltrent le sol, que commencent les pertes par lessivage les plus importantes ([Powlson, 1993](#)).

Conclusion

La pollution nitrique diffuse des eaux souterraines diminue le potentiel des ressources hydriques de bonne qualité, génère un risque sanitaire pour la population rurale et compromet le développement socioéconomique du pays. Sa maîtrise nécessite des connaissances approfondies des causes et des mécanismes responsables de son ampleur.

CHAPITRE II

PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

CHAPITRE 2. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

2.1 Situation géographique de la zone d'étude

La zone d'étude est située au nord-ouest de l'Algérie et occupe un territoire de 270 km² environ dans le bassin du moyen Cheliff occidental qui est lui-même formé par trois sous bassins versants respectivement codés 0122, 0123 et 0124 (Fig.4). Ce bassin appartient au grand bassin hydrographique Cheliff-Zahrez (CZ) qui couvre une superficie d'environ 56227 km² (soit plus de 22% de la superficie de l'Algérie du nord).

La zone ainsi définie couvre la vallée du Cheliff, depuis 6 km à l'amont d'Oum Drou, jusqu'à 3 km en aval de Boukadir. Elle s'étend dans la partie centrale jusqu'à Ouled Fares dans la vallée de l'affluent dit Oued Ouahrane.

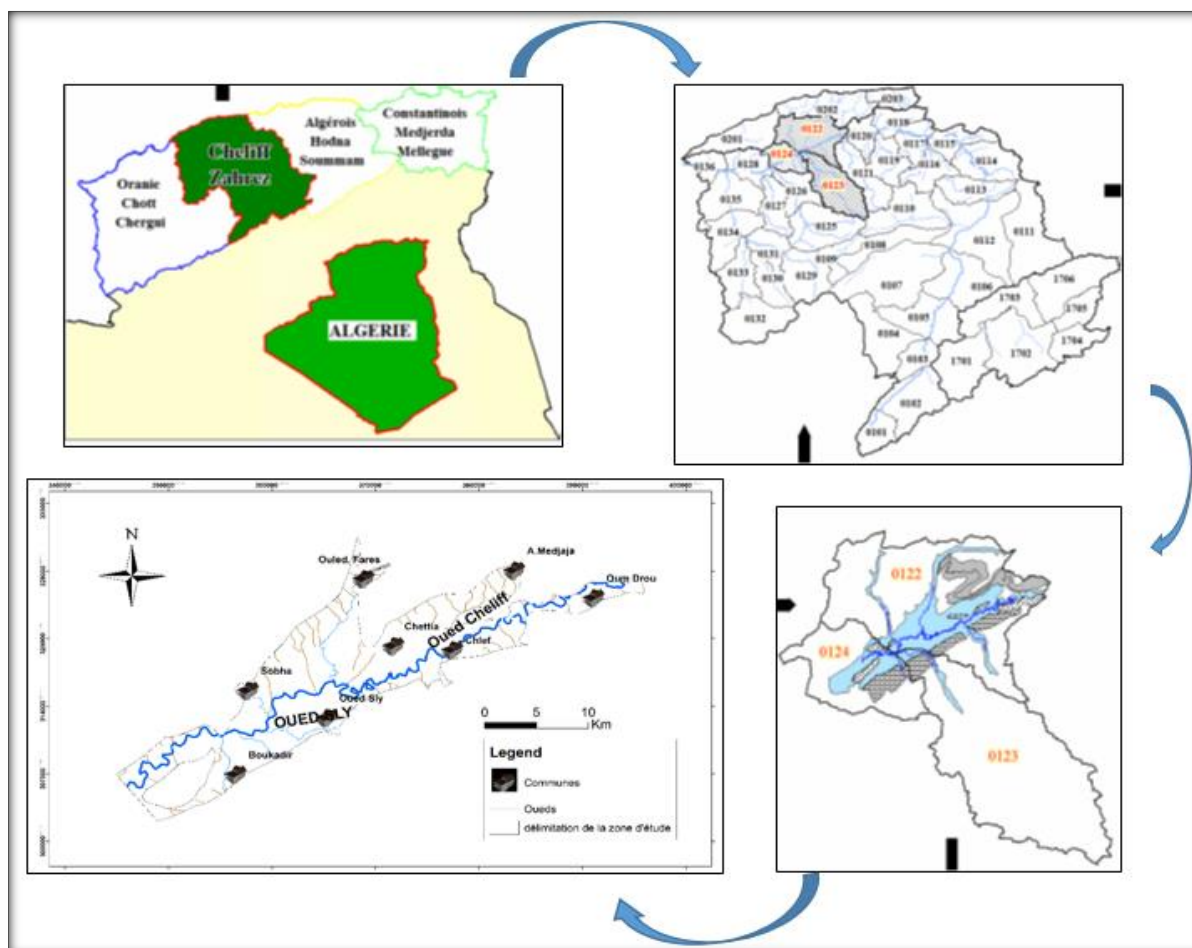


Figure 4. Situation de la zone d'étude par rapport au bassin du moyen Cheliff occidental

Elle est limitée :

- au nord par les monts de Medjadja (flanc sud du Dahra) d'altitude moyenne 600m,
- au sud par le massif de l'Ouarsenis dont l'altitude moyenne s'accroît assez régulièrement d'ouest en est,
- à l'est par la zone collinaire d'Oum Drou (ex. Pontéba),
- à l'ouest par la zone collinaire de Boukadir (ex. Charon).

Ces zones collinaires constituent des seuils hydrauliques ; elles correspondent à des remontées du substratum argilo-marno donc imperméable dans la traversée desquelles tout écoulement souterrain est pratiquement exclu (Fig.5).

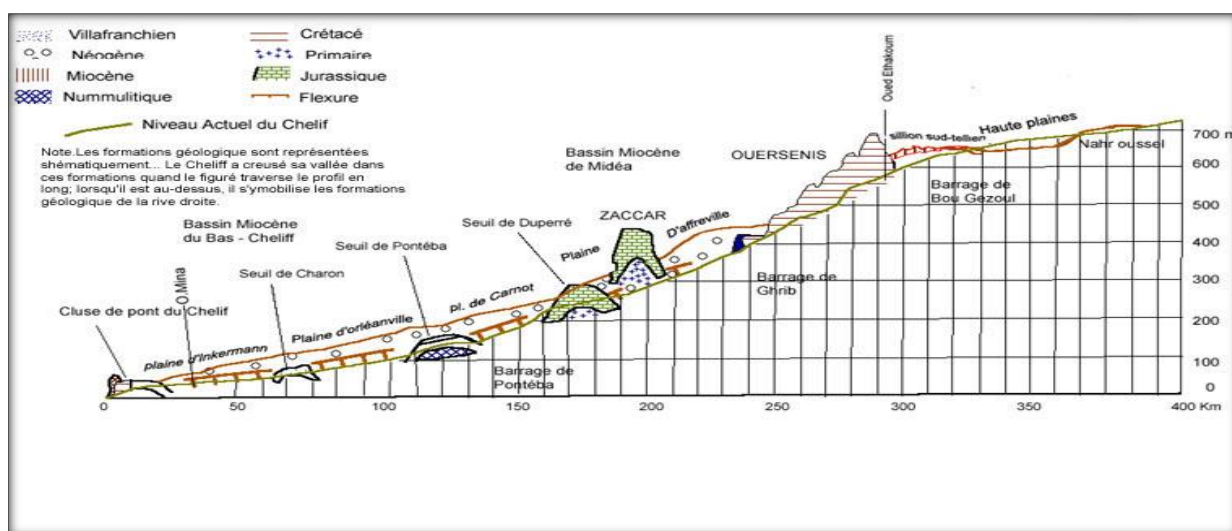


Figure 5. Profil en long de la terrasse du Cheliff (Boulaine, 1957).

2.2 Hydrologie de la zone d'étude

2.2.1 Hydrographie

Le bassin versant du moyen Cheliff occidental comprend les bassins collecteurs des oueds suivants : l'oued Sly qui prend sa source dans les montagnes de l'Ouarsenis se déversant dans le Cheliff dans la localité du même nom située à une quinzaine de kilomètres de Chlef ; l'oued Ras et l'oued Ouahrane (prenant leur source dans les monts du Dahra) ; l'oued Tsighaout et l'oued Taflout prenant naissance au niveau des piémonts des montagnes de l'Ouarsenis

(Fig.6).

Les caractéristiques physiographiques des sous bassins ainsi définis sont présentés dans le tableau 3.

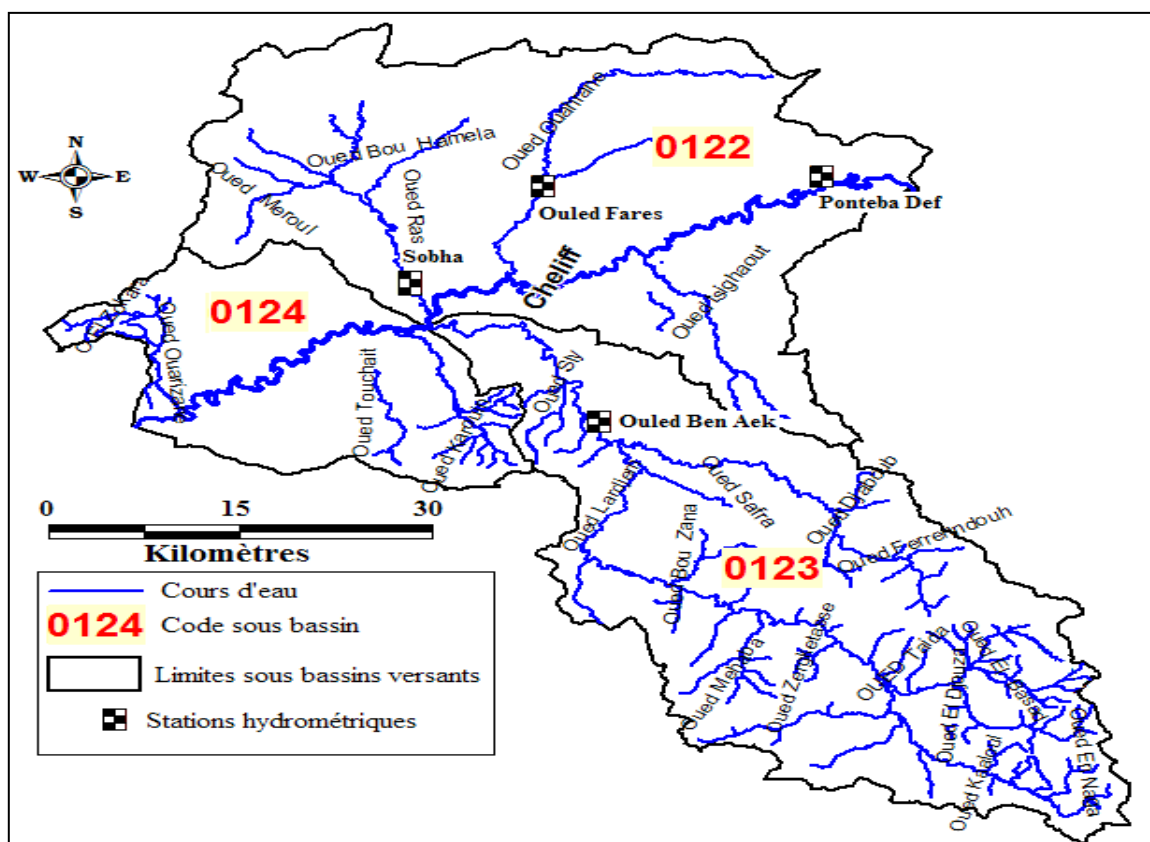


Figure 6. Carte du réseau hydrographique du moyen Cheliff occidental (ABH-CZ, 2004)

Le réseau hydrographique du moyen Cheliff occidental présente donc un chevelu hydrographique dense, avec une totalité de 1967 km dont 646 km permanents et 1621 km temporaires.

Le principal cours d'eau est l'oued Cheliff, le plus grand oued d'Algérie longeant le bassin du Cheliff sur une longueur de 750 km, qui traverse la zone d'étude sur 70 km et reçoit le long de son trajet les affluents principaux suivants :

- sur la rive droite : - l'oued Ras,
- l'oued Ouahrane.
- sur la rive gauche : - l'oued Tsighaout,
- l'oued Sly.

Les affluents de rive droite, issus des monts Dahra, présentent des bassins versants de taille modeste et du débit nul à l'étiage. Les affluents de rive gauche ont des bassins versants beaucoup plus étendus, dont la partie supérieure est formée par les reliefs montagneux de l'Ouarsenis (Scet Agri, 1984c).

L'oued principal (Sly), qui bénéficie d'un régime hydrologique favorable, a fait l'objet d'aménagement pour la mobilisation de ses ressources en eau (barrage Sidi Yacoub).

Tableau 7. Caractéristiques physiographiques des sous bassins versants de la zone d'étude (Bettahar, 2009)

Sous Bassin	Code du sous Bassin	Superficie (km ²)	Périmètre (km)	Indice de compacité	Longueur des cours d'eau (km)			Densité de drainage km/km			Dénivelée Spécifique	Classement du relief
					permanents	temporaires	Total	permanents	temporaires	Total		
Ouahrane Ras	0122	1438,452	225,523	1,66	225	970	895	0,156	0,465	0,621	429	Assez fort
Sly	0123	1404,071	221,180	1,65	285	387	672	0,202	0,275	0,477	649	Fort
Boukadir	0124	574,763	119,965	1,40	136	264	400	0,236	0,459	0,695	478	Assez Fort
Total		3417,286			646	1621	1967					

2.2.2 Hydrométrie

Le réseau hydrométrique de la vallée du moyen Cheliff occidental observé par l'ANRH compte trois (03) stations hydrométriques implantées sur le réseau hydrographique (Fig. 6). Celle de Ouled Fares (code de la station 01 22 01) pour l'oued Ouahrane, celle de Sobha (code de la station 01 22 04) pour l'oued Ras et celle de Pontéba (code de la station 01 22 03) pour l'oued Cheliff (située en amont de l'oued).

Ces oueds sont caractérisés par une grande variation dans le régime des apports pendant l'année. Une variation liée étroitement aux précipitations.

Les données de débits recueillies de l'ANRH de Chlef pour les trois stations pendant la période 1990/2013, montrent que les débits max ont été enregistrés au mois novembre de l'année 2012 pour les deux premiers oueds (600 m³/s à la station d'Ouled Fares et 146 m³/s à la station de sobha). Quant à l'oued Cheliff, le débit max y est enregistré au mois de mars de l'année 2012 (149,42 m³/s) au niveau de la station Pontéba.

En période sèche, ces oueds enregistrent des débits faibles à nuls et ne sont pratiquement alimentés que par les eaux souterraines et par les rejets urbains et industriels.

2.3 Climatologie

2.3.1 Climatologie régionale

Le bassin du moyen Cheliff occidental est caractérisé par un climat semi-aride avec des hivers froids et des étés très chauds.

Le réseau pluviométrique compte **29** postes dont **21** gérés par l'ANRH et **08** par l'ONM (Tabl. 8 et Fig.7).

Tableau 8. Les postes pluviométriques du moyen Cheliff occidental

Code du sous bassin	Dénomination	Nombre de postes pluviométriques gérés par :	
		L'ANRH	L'ONM
0122	Oued Ras + Ouahrane	10	6
0123	Oued Sly	06	/
0124	Boukadir	05	2
	TOTAL	21	8

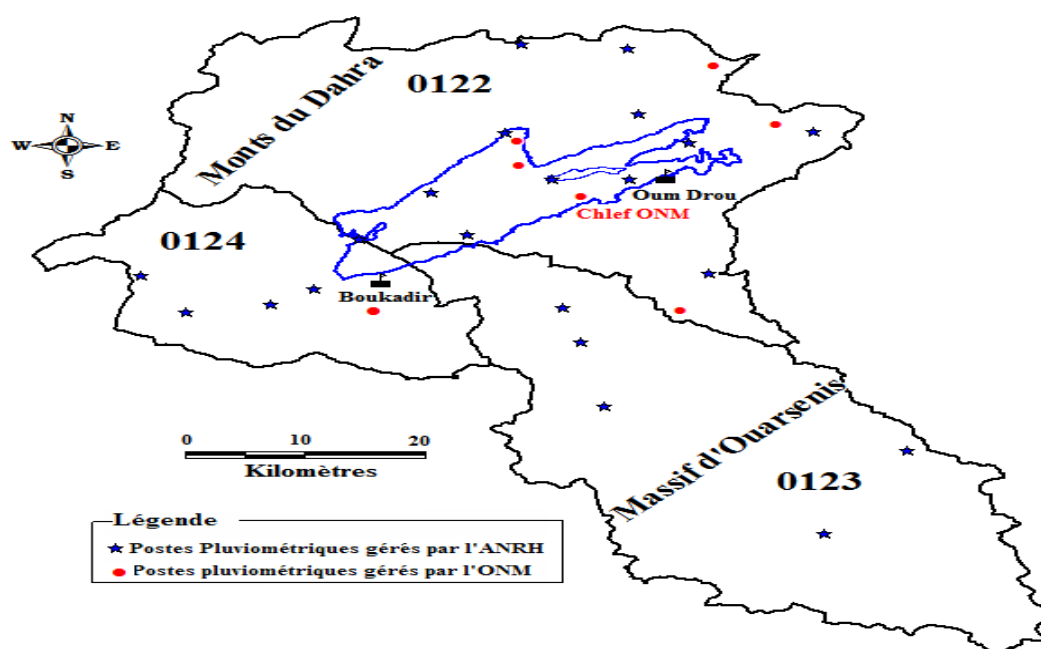


Figure 7. Position des postes pluviométriques du moyen Cheliff occidental (ABH C-Z, 2004)

2.3.2 Climatologie locale

A) Les Précipitations mensuelles

Le calcul des précipitations mensuelles a été basé sur les données de la station Chlef ONM (station de référence), enregistrées durant la période 1990 / 2013.

Le tableau 5 montre que la précipitation max est enregistrée au mois de novembre (49 mm) et la minimale au mois d'aout (4 mm).

L'écart type minimal est observé en période estivale (3mm au mois de juillet) alors que la valeur max semble caractériser la période hivernale (36 mm au mois de février).

La figure 8 montre que l'année 1993 est la plus sèche et l'année 2012 la plus arrosée avec des précipitations de 260 et 590 mm respectivement. La moyenne interannuelle tourne autour de 320 mm.

Tableau 9. Variations mensuelles des précipitations (mm) au niveau de la station de l'ONM Chlef (1990-2013).

Station ONM Chlef (1990-2013)													
Mois	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Annuelle
Moyenne	19,91	35,44	59,32	46,64	48,58	53,69	40,06	42,13	32,45	5,20	2,58	4,58	353,03
Max	74,3	114,5	144,5	123,1	106	140	73,5	158,2	97,8	28,6	14	18,5	595,8
Min	0	0,5	0,2	2,00	5,2	0	0,4	1,4	0	0	0	0	255,6
Ecart type	15,13	19,46	29,11	27,72	22,80	36,14	22,30	26,56	22,64	6,09	3,12	5,63	6,24
Saisons	Automne			Hiver			Printemps			Eté			
Moyenne	38,22			49,63			38,21			4,12			

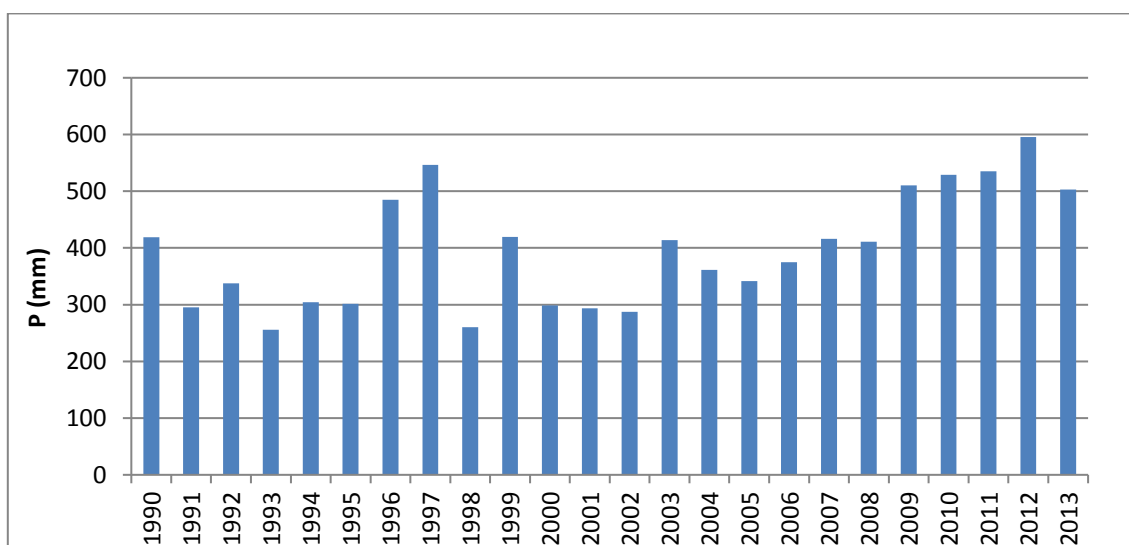


Figure 8. Variations interannuelles des précipitations au niveau de la station ONM Chlef (1990/2013)

B) Température

Les températures moyennes mensuelles relevées à la station de l'ONM Chlef sont regroupées dans le tableau 10 suivant :

Tableau 10. Températures moyennes relevées à la station de l'ONM Chlef (1990-2013)

Mois	Sept	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Moy
T(°C)	25,43	20,13	14,99	11,34	10,52	11,62	14,41	16,09	20,47	25,7	29,35	29,27	19,12

Ce tableau montre que les moyennes mensuelles les plus élevées sont observées essentiellement pendant la période d'été (juin - septembre) avec des températures variant de 25 à 29°C.

Par contre, les températures les plus basses, de 10 à 14°C, sont observées pendant la période d'hiver (décembre à janvier) avec un minimum pendant le mois de janvier. Les autres mois présentent des températures intermédiaires (16 à 20°C).

C) Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite

Cette méthode est utilisée pour les climats sub-humide et semi-aride, et vu les caractéristiques intermédiaires du climat méditerranéen, une formule a été appliquée basée sur la notion de réserve d'eau facilement utilisable (RFU). On admet que la hauteur d'eau stockée dans le sol qui est reprise par l'évapotranspiration est de 100 mm au maximum ([Gaude, 1976](#) in [Debieche, 2002](#)).

Le calcul de ces paramètres pour l'année 2012 est présenté dans le tableau 11 et les résultats du tableau obtenus sont éclaircis par une représentation graphique des données montrée en figure 9.

Les résultats montrent que les mois de juillet et août présentent une évapotranspiration maximale pour des valeurs de 241 et 267mm, ce qui peut conduire à un déficit agricole. Par contre, pendant les mois de janvier et février, la recharge dépasse la RFU, le surplus d'eau va partir soit sous forme d'infiltration vers la nappe, soit sous forme de ruissellement.

Le ruissellement est donné par la formule empirique de Tixeront Berkaloff :

$$R = \frac{P^3}{3.ETP^2} \quad \text{Si } P < 600 \text{ mm} \quad (5)$$

La valeur du ruissellement obtenue par cette formule est de 15 mm.an^{-1} . Le reste de la hauteur des pluies (environ 25 mm.an^{-1}) va partir sous forme d'infiltration.

Tableau 11. Calcul du bilan hydrologique pour l'année 2012 par la méthode de Thornthwaite

Bilan hydrologique selon la méthode de Thornthwaite (2012)													
Mois	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Annuel
P (mm/mois)	34,8	140,1	30	13	10,4	0	0,4	0	2,3	57,6	113,7	13	415,3
T °C	10,6	8	14,1	15,4	22,3	29,1	30,4	32,9	26,8	22,4	16,9	13,1	
I	3,11	2,03	4,80	5,49	9,61	14,39	15,37	17,32	12,70	9,68	6,32	4,29	105,17
K	0,7	0,8	1	1,2	1,3	1,3	1,3	1,2	1,1	0,9	0,8	0,7	
ETP (mm)	11,40	6,80	31,46	46,28	117,8	217,7	240,8	266,7	152,3	82,40	38,23	18,58	1230
ETR (mm)	11,40	6,80	31,46	46,28	75,66	0	0,4	0	2,3	57,6	38,23	13	283,13
RFU (100mm)	100	100	98,54	80,08	0	0	0	0	0	0	75,47	0	
Da (mm)	0	0	0	0	42,14	217,7	240,4	266,7	150	24,8	0	5,58	947,32
WS (mm)	23,4	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	88,5

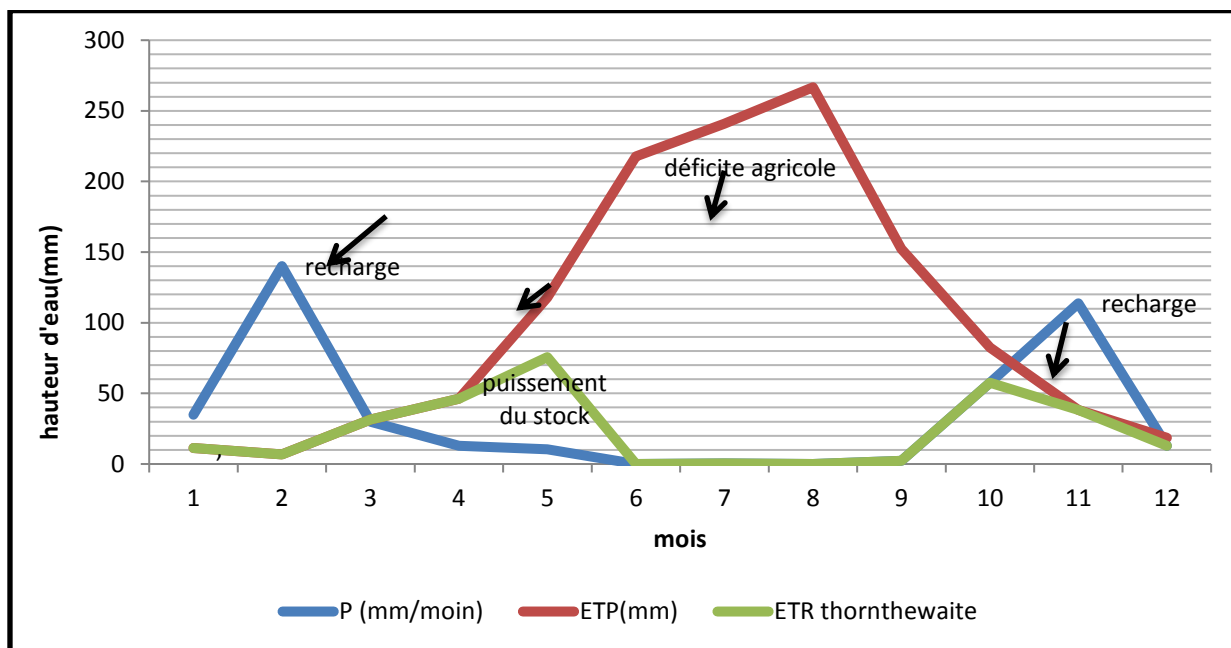


Figure 9. Représentation graphique du bilan de Thornthwaite pour l'année 2012

2.4 Cadre géologique

2.4.1 Lithostratigraphie

Le log stratigraphique synthétique du moyen Cheliff est montré dans la figure 8.

La région d'étude comprend deux ensembles lithologiques :

- Les formations anténéogènes.
- Les formations néogènes et quaternaires.

2.4.1.1 Formations Anténéogènes

Elles sont d'âges crétacés inférieurs –oligocènes, le substratum affleure en îlots dans le bassin du moyen Cheliff occidental (Mattauer, 1958).

2.4.2.2 Formations néogènes et quaternaires

Les terrains néogènes correspondent à une épaisse accumulation de dépôts mio-plioquaternaire post nappes reposant en discordance sur les formations plus anciennes.

A/ Le Miocène : il est formé du :

1/ Miocène inférieur

Il affleure largement sur la bordure nord du bassin et également sur la bordure sud sur plus de 100 km, le long du massif de l'Ouarsenis dans la vallée d'Oued Sly. Cette série

miocène débute par des conglomérats et des poudings qui passent vers le haut à des grés argileux noirâtre de 100 m d'épaisseur.

ERESYS		ETAGES	DESCRIPTIONS	LITH.	EPAL.
QUATERN		récent	Alluvions à éléments fins		10
		Moyen	Alluvions grossières (galets et graviers)		à
		Ancien	Grés et conglomérants. Limon grises de base.		120m
CENOZOIQUE	PLIOCENE	Villafranchien	Série rouge. Grés et sable rouge parfois argileux.		20
		Astien Plaisancien	Grés marin. Séries détritiques de base.		à 200m
	MIOCENE	Messinien	Gypses		120
		Tortonien	Marnes bleues très épaisses Tripolis et marnes à tripolis		à
		Serravallien	Calcaires à lithothamnées		1200m
		Langhien	Séries détritiques et grés de base		
		Burdigalien	Séries conglomératiques sableuses		150
		Aquitanién	Séries mameuses noires Calcaires gréseux Schistes à passage conglomératiques		à 700m
	PALEOG.	Eocène	Marnes bitumineuses foncées Argiles à lumachelles et marnes gypsifères Marnes bitumineuses à lentilles de calcaires		400 m
	MESOZOIQUE	CRETACE	SUP	Marnes et calcaires argileux Marnes argileuses Schistes argilo-mameuses	
Aptien			Calcaires argileux parfois gréseux Calcaires mameux	100	
Barrémien			Marnes grises très épaisses	à	
Néocomien			Argiles gréseuses avec des quartzirétiques	1400 m	
JURASSIQU.		Malm	Marno-calcaires Marnes compactes (Oxfordien)		300
		Dogger	Calcaires microcristallins/ siltstones noduleux		à
		Lias	Calcaires dolométiques		700 m
	Trias	Gypses , cargneules , dolomies , argillites et marnes barriolées			
PALEOZOIQUE			Socle métamorphisé...		

Figure 10. La stratigraphie synthétique du moyen Cheliff occidental d'après (Mattauer, 1958 et Kireche, 1977).

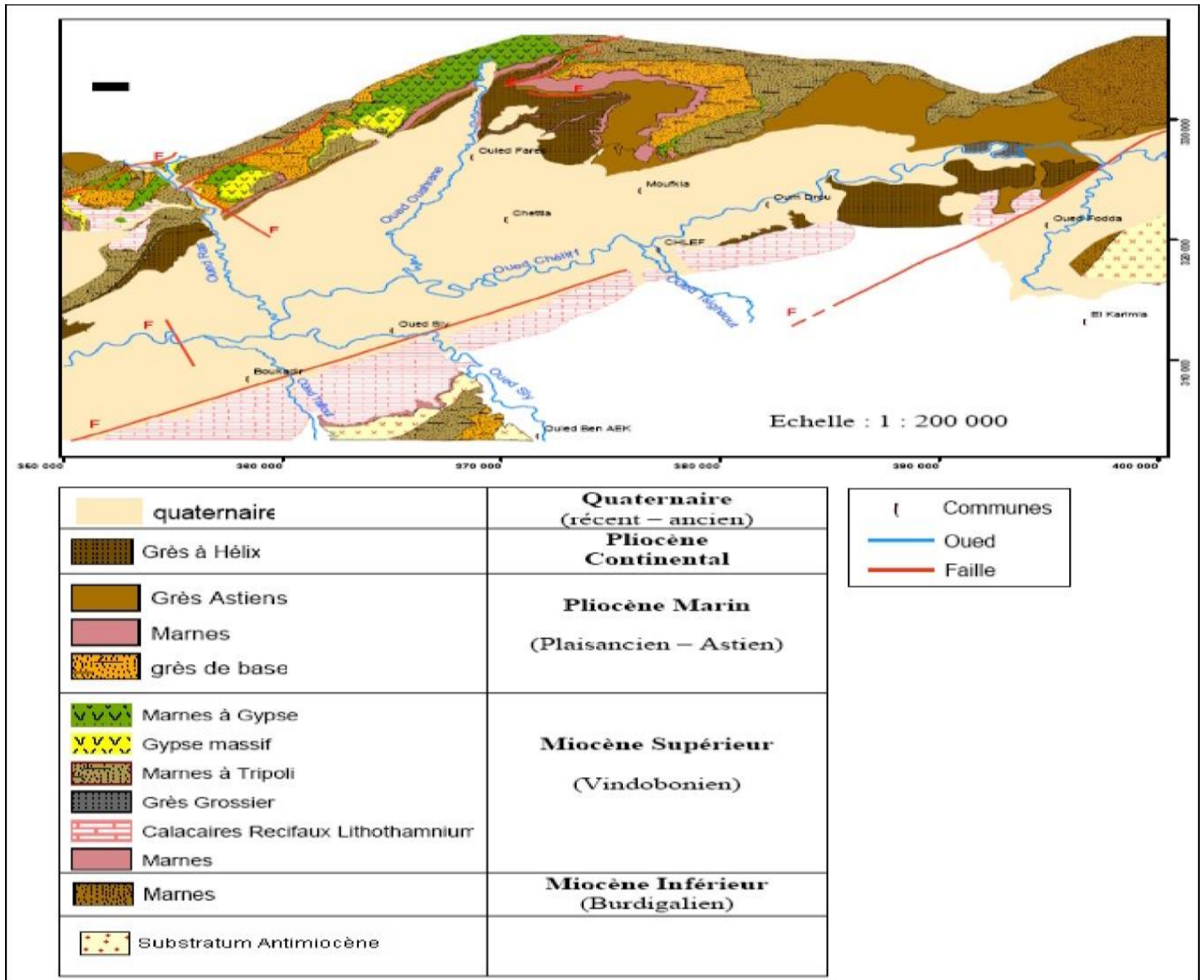


Figure 11. Contexte géologique du moyen Chélif occidental (Scet-Agri, 1985)

2/ Miocène supérieur (Vindobonien)

Il comprend dans sa série classique les termes principaux suivants :

- Les formations de base constituées par les marnes bleues avec des niveaux généralement détritiques.
- Les séries terminales représentées par les marnes à tripolis et des formations gypseuses. Il affleure largement au Sud de Boukadir avec une base de calcaire à lithothamniées, puis des grès grossiers, des conglomérats et des marnes. A Oued Sly, il est formé par les calcaires à lithothamniées qui reposent sur un substratum crétacé.

B/ Le Pliocène: Dans le bassin du moyen Cheliff, le pliocène représente un cycle

sédimentaire complet débutant par une transgression sur les séries gypseuses de la fin du miocène pour se terminer par la régression astienne. Il est formé par la succession des dépôts suivants :

- niveau détritique de base.
- marnes bleues et calcaires construites (plaisancien).
- grès marins (astiens).
- grès continentaux (pliocène terminal).

On distingue un pliocène marin et un pliocène continental :

1/ Le Pliocène marin

Il comporte:

- des calcaires récifaux de même type que ceux du Miocène supérieur moins largement développés qui affleurent à l'ouest de l'Oued Ras,
- des grés astiens à grains fins, quelquefois argileux. La limite d'extension au sud de ces grés se situe au centre de la plaine. Les épaisseurs sont comprises entre 35 et 50 m.

Ce pliocène marin constitue l'essentiel du synclinal de la Mouafkia (au nord de Chlef) avec une épaisseur estimée à 100 m

2/ Le Pliocène continental : Il affleure largement sur toute la bordure S.E. du Dahra. Au Sud du Cheliff, sur la bordure de l'Ouarsenis, le pliocène disparaît complètement (Scet- Agri, (1) ,1985).

C/ Le Quaternaire

Il est d'origine continentale, on distingue :

1/ Le quaternaire ancien : Les dépôts du quaternaire ancien affleurent dans les monts de Medjadja, les montagnes rouges et la bordure Sud de la dépression Cheliff-Oum Drou. Ils sont représentés essentiellement par des conglomérats.

2/ Le quaternaire récent : correspond à des alluvions dont le caractère essentiel est la prédominance des éléments fins (limons). Quant aux alluvions actuelles, elles forment surtout le lit majeur de l'Oued Cheliff et de ses affluents. Elles sont formées de galets et cailloux bien arrondis.

2.5 Cadre Hydrogéologique

2.5.1 Identification des principaux aquifères

- les grés associés à des conglomérats du Miocène inférieur,
- les calcaires à lithothamnium du Miocène supérieur,
- les grés astiens du Pliocène,
- les alluvions grossières du Quaternaire.

2.5.2 Limites-Extension des nappes aquifères-piézométrie

A) Nappe aquifère des grés du Pliocène

Les grés à Hélix et les grés astiens affleurent selon une structure synclinale assez étroite dans les premiers contreforts des monts Dahra entre les collines d'El Kherba et l'oued Ouahrane.

Ils sont en partie, entre l'oued Ras et l'oued Ouahrane recouverts par des formations quaternaires anciennes.

L'intérêt de ces nappes est faible compte tenu de leur extension limitée et d'un drainage important par l'oued Ras.

B) Nappe aquifère des calcaires récifaux

Les calcaires récifaux affleurent selon une bande large au maximum de 5 km au sud de la plaine. Des forages ont montré que le calcaire existait à des profondeurs variables en fonction de la position du forage : entre 0 et 170 m de profondeur.

Les niveaux piézométriques sont à 24 m sous le sol et paraissent être du même ordre de profondeur que ceux de la nappe des alluvions.

C) Nappe aquifère des dépôts quaternaires

Les études hydrogéologiques consultées considèrent le plus souvent dans la plaine une nappe superficielle et une nappe profonde. La nappe superficielle est contenue dans les matériaux fins de surface : limons principalement qui ne sont pas continus et peuvent passer latéralement à des argiles.

Les alluvions grossières sous-jacentes à cette couverture argilo-limoneuse contiennent la nappe profonde du quaternaire. Ces alluvions grossières forment un niveau continu avec des épaisseurs variables mais qui restent importantes sauf vers les limites d'extension.

L'aquifère principal, objet de notre étude, est l'ensemble des niveaux perméables appartenant au Plio-Quaternaire, son substratum est représenté par les marnes bleues du plaisancien. Ils sont reconnus par leur liaison hydraulique directe avec les calcaires à Lithothamnium du Miocène supérieur. La limite supérieure de l'aquifère est constituée par les formations hydrogéologiques semi perméables, formées essentiellement par des éléments fins du

quaternaire et la série rouge du Villafranchien au nord de l'oued Cheliff. Les profondeurs des alluvions grossières varient de 12 à 300 m avec une moyenne de 66 m (ANRH, 2004).

Au-dessous de la zone des sols, une importante épaisseur de matériaux argileux (souvent décrits comme argile plus plastique ou compacte, argile limoneuse ou sableuse) présente des épaisseurs moyenne et maximale de 23 m et 50 m. Ce profil argileux épais se trouve dans une grande partie de la zone centrale du secteur d'étude.

Une couche mince de sable fin de 1 à 3 m d'épaisseur se trouve parfois à l'intérieur de la partie supérieure de ces sédiments argileux généralement entre 9 et 15 m de profondeur.

La profondeur de l'eau de la nappe, sous le sol, varie entre 8 et 19 m ; entre Chettia et Ouled Fares l'eau est plus profonde : entre 23 et 48 m. Les puits en bordure de l'oued Cheliff présentent des niveaux d'eau entre 2 et 3 m sous le sol (Scet Agri, 1984a).

Le réseau d'implantation géré par l'ANRH et l'ABH-CZ compte quatorze (14) forages et soixante et un (61) puits qui font objet de suivis piézométrique et hydro chimique annuels.

Cette nappe alluviale est exploitée pour les besoins en eau potable et d'irrigation des principales agglomérations de la zone centrale de la wilaya de Chlef ; le volume exploité en 2012 est de l'ordre de 30,09 Hm³ pour l'AEP, l'irrigation et l'industrie (Tabl. 12).

Tableau 12. Volume d'eau prélevé de la nappe alluviale pour l'année 2012 (source: ABH-CZ)

Usage	Volume prélevé (en Hm ³) pour l'année 2012
Domestique	26.01
Agricole	3.68
Industriel	0,4
Total	30.09

2.5.3 Hydrodynamique de la nappe étudiée

a- Piézométrie

Les niveaux piézométriques de la nappe au cours du mois de mai 2012 varient en moyenne de 115 m dans la région d'Oum Drou à 60 m dans celle de Boukadir.

b- Interprétation de la carte piézométrique octobre 2012

L'examen de la carte piézométrique établie par Bouchenouk (2013) en période de basses eaux de l'année 2010 et montrée en figure 16 relève les observations suivantes :

- Il apparaît que la nappe est de type radial à écoulement convergent.

- Au Nord Est, deux directions d'écoulement se convergent, l'une provient des calcaires à lithothamnium au sud, l'autre provient du nord. Ces deux directions se convergent pour constituer un axe de drainage de direction Est-Ouest pratiquement parallèle à celle de Oued Chélif.
- Les dépressions piézométriques créées au Nord de la ville de Boukadir et au Sud – Ouest de la ville de Sobha semblent dues à des pompages intensifs pour l'irrigation des terres agricoles qui caractérisent la zone d'étude.
- Le dôme piézométrique remarqué au Nord Est de la ville de Oued Sly est probablement liée à une aire privilégiée d'infiltration.

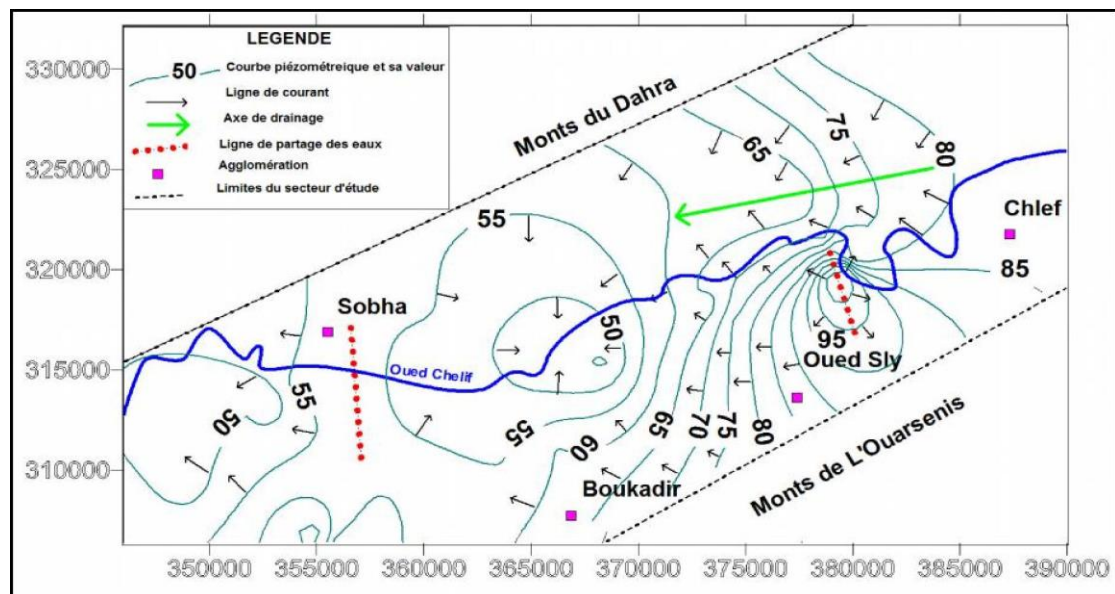


Figure 12. Carte piézométrique de la nappe alluviale de la zone d'étude (septembre 2010) d'après Bouchenouk (2013)

L'espacement des courbes piézométriques dans le sens d'écoulement caractérise la pente (gradient hydraulique). Elles sont serrées au niveau du versant nord des monts de l'Ouarsenis, traduisant un gradient fort ; ce qui correspond à une zone très alimentée.

2.6 Cadre pédologique

D'après l'inventaire des ressources en sols d'Algérie réalisé par l'ANRH de 1963 jusqu'à 2001, quatorze (14) études pédologiques ont été réalisées dans le territoire de la wilaya de Chlef. Cependant, il est intéressant de remarquer qu'on y retrouve très nettement les grands ensembles de sols déjà décrits par Boulaine en 1957 (Fig. 12).

2.6.1 Principaux types de sols de la zone d'étude

2.6.1.1 Les sols peu évolués

Ils sont à caractéristiques physico-chimiques très variées selon les différentes conditions de leur dépôt et de leur migration ; leur granulométrie peut être argileuse, limoneuse ou sableuse s'ils sont d'apport alluvial. On les rencontre sur la majorité de la plaine (80 %) et en particulier dans la partie centrale de la vallée.

2.6.1.2 Les vertisols

Les vertisols sont riches en argiles gonflantes (Smectites). Ils se définissent comme des sols à profil homogène ou irrégulièrement différenciés suite aux mouvements vertiques par gonflement et rétraction respectivement en périodes humides et sèches. On les retrouve rarement dans la vallée du moyen Cheliff occidental (partie Nord dans la commune de Sobha).

2.6.1.3 Les sols calci-magnésiques

Ce sont des sols d'apport alluvial, et colluvial. Ils sont plus au moins différenciés, et parfois des accumulations, calcaires continues sous forme d'encroûtement, et de croûte. Le Ca^{+2} et Mg^{+2} dominent la genèse du sol. On les retrouve surtout dans les limites de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental.

2.6.1.4 Les sols halomorphes

Les sols halomorphes groupent un ensemble de sols dont les caractères essentiels d'évolution sont :

- soit la richesse en sels solubles ;
- soit la richesse en sodium échangeable

On les retrouve dans la partie Ouest de la vallée avec petite cadence.

2.6.1.5 Les sols sesquioxydes de fer

Les sols sesquioxydes de fer sont riches en sesquioxydes, caractérisés par :

- l'individualisation des sesquioxydes de fer (ou de manganèse) qui leur confère une couleur très accusée (rouge ocre);
- la teneur en matière organique est faible et le taux de saturation est supérieur à 50 % ;
- la richesse en sesquioxydes résulte de l'hydrolyse des minéraux très poussée mais moins complète que pour les sols fersiallitiques. On trouve ce type de sol, avec petite quantité, dans la partie Nord de la vallée du moyen Cheliff occidental dans la commune d'Ouled Fares.

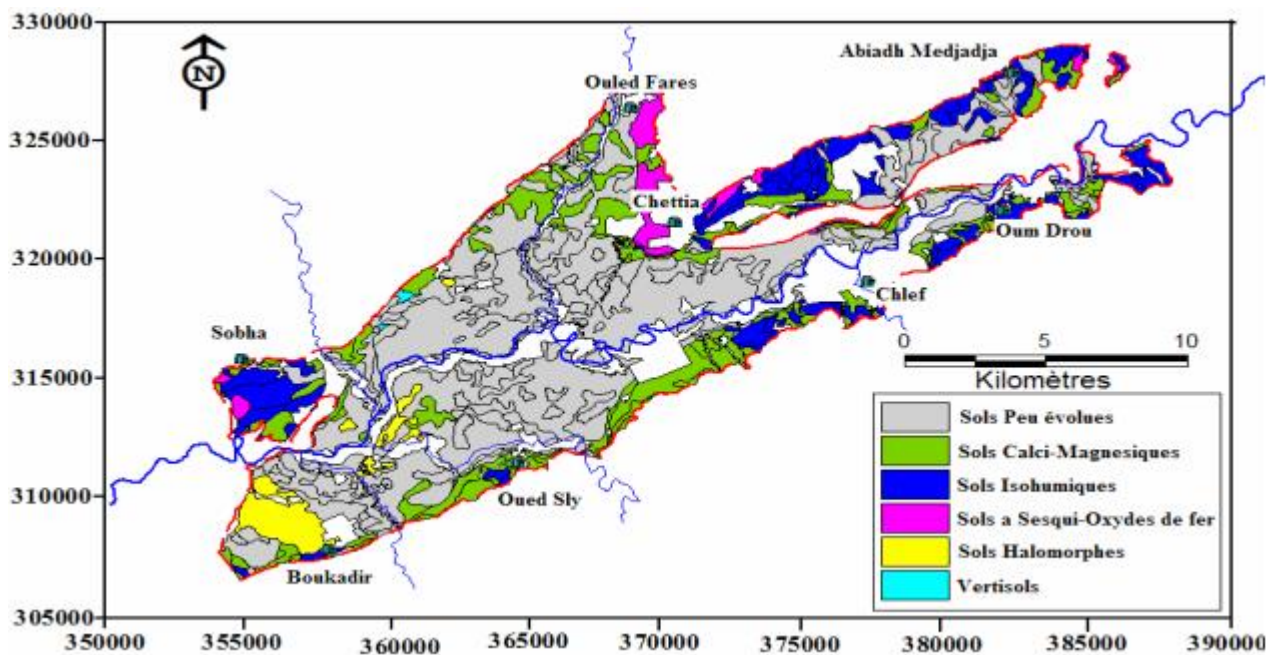


Figure 13. Carte pédologique de la zone d'étude (source, ABH-CZ)

2.6.1.6 Les sols isohumiques

Les sols isohumiques (Steppique ou pseudo – Steppique) sont caractérisés par une teneur progressivement décroissante de la matière organique. On les retrouve dans les parties Nord et Sud de la vallée avec petite quantité.

2.7 Perméabilité des sols de la zone d'étude

Au sein du périmètre du moyen Cheliff occidental, sept (07) zones homogènes ont été retenues et cartographiées au 1/50 000. Elles sont définies à partir des 4 critères fondamentaux de texture, tirsification, salinité et teneur en calcaire actif (Scet Agri (2), 1985).

Il faut retenir que les sols sont épais sur la presque totalité de la zone d'étude ; en effet, la profondeur est de l'ordre de 120 cm pour les zones retenues de 1 à 6, quant à la zone 7, 80% de ses sols ont une profondeur de 120 cm et 20 % entre 30 et 50 cm. Par ailleurs, les résultats des essais d'infiltration par grands secteurs homogènes sont :

- Dans les alluvions récentes profondes et non salées (zone 1 de la plaine des Medjadjas ; de superficie 4500 ha), la perméabilité est de l'ordre de 3 cm/h

- Dans les alluvions récentes un peu salées et un peu tirsifiées (zone 2 à l'exclusion de la plaine des Medjadjas de superficie 7800 ha), la perméabilité est plutôt faible et varie de 1 à 2 cm/h. En profondeur, elle est inférieure à 1 cm/h.

-Dans les alluvions fortement tirsifiées mal structurées (zone 3 Disséminées dans tout le périmètre. Abondantes en rive droite de la plaine de Chlef (confluent Ouahrane-Cheliff), autour de la cuvette de boukadir, dans les zones de piémont et dans la partie orientale de la plaine des Medjadjas.), La perméabilité est inférieure à 1 cm/h.

-Dans les alluvions fortement salées (zone 4 Confluent des Oueds Sly et Cheliff. Piémont Nord-Ouest de la plaine de Chlef (Saoula).), la perméabilité est de l'ordre de 1 cm/h.

- Dans les alluvions anciennes et les sols de piémont (zone 6 Périphérie des plaines de Chlef et Ouled Fares. Majorité des sols de la plaine des Medjadjas et des extensions Est et Ouest), la perméabilité est globalement bonne (de l'ordre de 10 cm/h). On note toutefois des variations importantes sur un même site : la perméabilité peut passer de 11 cm/h à 2 cm/h ou de 17 cm/h à 3 cm/h ; ces valeurs traduisent les hétérogénéités des sols. Globalement ces sols ont une bonne structure et une bonne porosité, induisant une bonne infiltration.

-Les sols sur croûtes et encroûtement (zone 7 Exclusivement sur les bordures du périmètre et dans la plaine de Medjadja), présentent une perméabilité médiocre, de l'ordre de 3 cm/h ; ceci semble-t-il lié à une structure fine et une porosité plutôt faible.

2.8 Occupation du sol

L'agriculture caractérise en particulier la plaine du moyen Cheliff occidental, avec une dominance de l'arboriculture fruitière notamment les agrumes qui représente plus de 38,61% des superficies irriguées, et est concentrée sur la rive droite de l'oued Cheliff. Le maraîchage vient en seconde position puisqu'il représente 34,56% et se pratique dans les parties Nord et Ouest (Chettia, Ouled Fares, l'Abiodh Medjadja et Boukadir et Sobha). Quant aux céréales, ils représentent 26,56%, leur production est limitée dans la partie Est surtout, dans les communes l'Abiodh Medjadja, Oum Drou .

Les unités industrielles les plus importantes dans la région de moyen Cheliff (fig.14) sont localisées à Oued Sly, Chlef et Chettia avec des natures et des productions différentes. Elles sont toutes raccordées au réseau d'assainissement mais celles de Chlef rejettent les eaux usées directement dans l'oued Chlef, sans épuration au préalable.

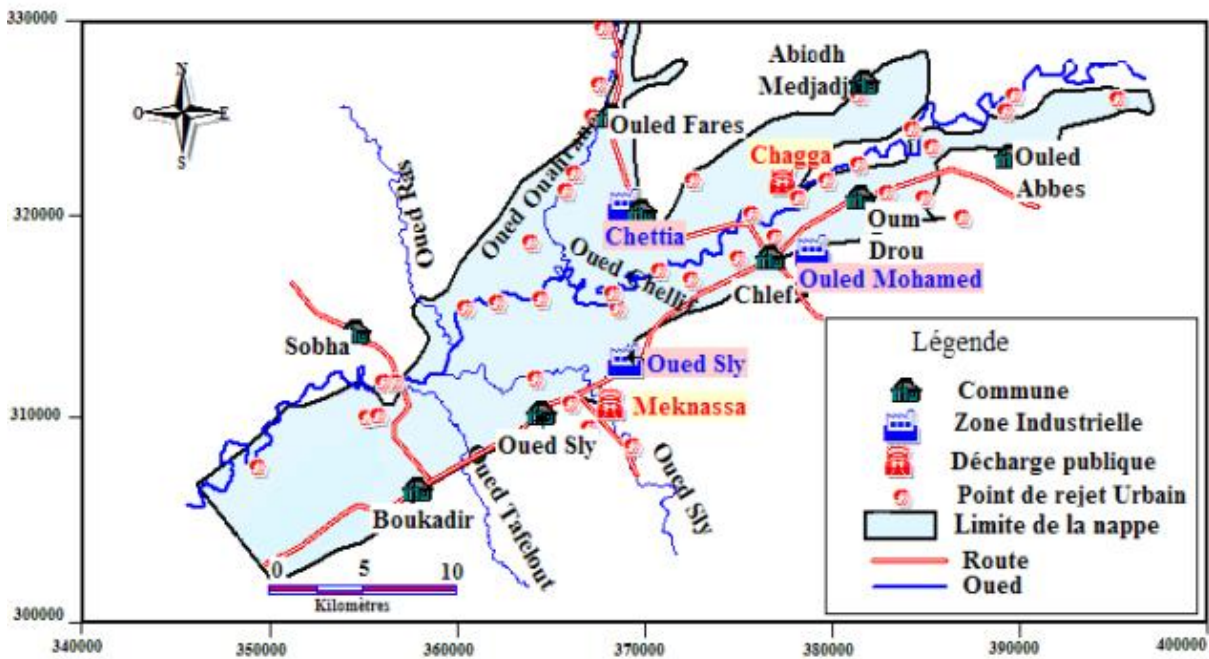


Figure 14. Carte d'aménagement régional et industriel du Moyen Cheliff

Conclusion

Le moyen Cheliff occidental est un vaste bassin étendu formé d'un réseau hydrographique bien développé, il est représenté en majorité de cours d'eau temporaires qui déversent dans le cours d'eau principal.

Il est en général à vocation agricole avec prédominance de l'arboriculture. La nappe alluviale qu'abrite ce bassin se trouve exposée à diverses sources de pollution liées principalement à l'agriculture, à l'élevage et aux pratiques urbaines (rejets domestiques, rejets industriels et décharges d'ordures). Ceci pourrait engendrer la contamination des eaux de cette nappe par différents polluants dont l'acteur principal serait sans doute les nitrates. Notre intérêt portera tout particulièrement dans ce qui suit dans les chapitres qui succéderont à l'analyse spatiale et temporelle ainsi qu'à la définition des facteurs qui régissent le transfert de cet élément de la surface du sol jusqu'à l'horizon aquifère.

CHAPITRE III

MATERIELS ET METHODES

CHAPITRE 3. MATERIELS ET METHODES

3.1 Introduction

Les eaux souterraines sont plus ou moins minéralisées en fonction de la nature des roches traversées et des minéraux rencontrés au cours de l'infiltration et du temps de contact de l'eau avec les minéraux, donc de la vitesse de percolation de l'eau dans le sous-sol et de temps de renouvellement de l'eau de la nappe par l'eau d'infiltration. Dans l'aquifère, il s'établit un équilibre entre la composition chimique de l'eau et celle des roches : l'eau prend une minéralisation qui demeure stable dans le temps et sert à caractériser un faciès hydro chimique (Jacques Beauchamp, 2006).

La caractérisation chimique et physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental, ainsi que l'étude de la variabilité spatiale des nitrates dans ces eaux a nécessité des campagnes d'échantillonnage menées *in situ* sur un ensemble de points d'eau du réseau géré par l'ANRH et suivi par l'ABH-CZ durant une période de l'année hydrologique 2011/2012. Les mesures des paramètres concernés ont été effectuées sur terrain dont le protocole utilisé va être détaillé dans ce qui suit.

3.2 Prélèvements et méthodes d'analyse

3.2.1 Prélèvements

L'étude des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la zone étudiée est basée sur l'échantillonnage et l'analyse des eaux de quarante-huit (48) points d'eau correspondant à des puits et forages dans le cadre d'une coopération algéro-allemande pour le secteur des ressources en eau. Le projet fut lancé en année 2011, en collaboration avec l'Agence du Bassin Hydrographique Cheliff – Zahrez en vue d'actualiser la base de données PDARE. Ceci consistait en la mise en place d'un réseau d'observation au niveau de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental retenue comme nappe pilote dans la dite région hydrographique. Un ensemble de six (06) campagnes hydrochimiques a été effectué pendant la période 2011/2012 (échelonné de décembre 2011 jusqu'à mai 2012) sur, généralement, un total de 39 puits irrégulièrement répartis. D'autres campagnes portaient sur un nombre plus élevé comme celle du mois de Mai de l'année 2012 qui couvre 48 puits échantillonnés. Les prélèvements pour cette dernière campagne étaient serrés dans les zones de piedmont (maraîchage intensif), et étaient plus distants au centre (arboriculture fruitière) comme le montre le plan d'échantillonnage présenté dans la figure 15.

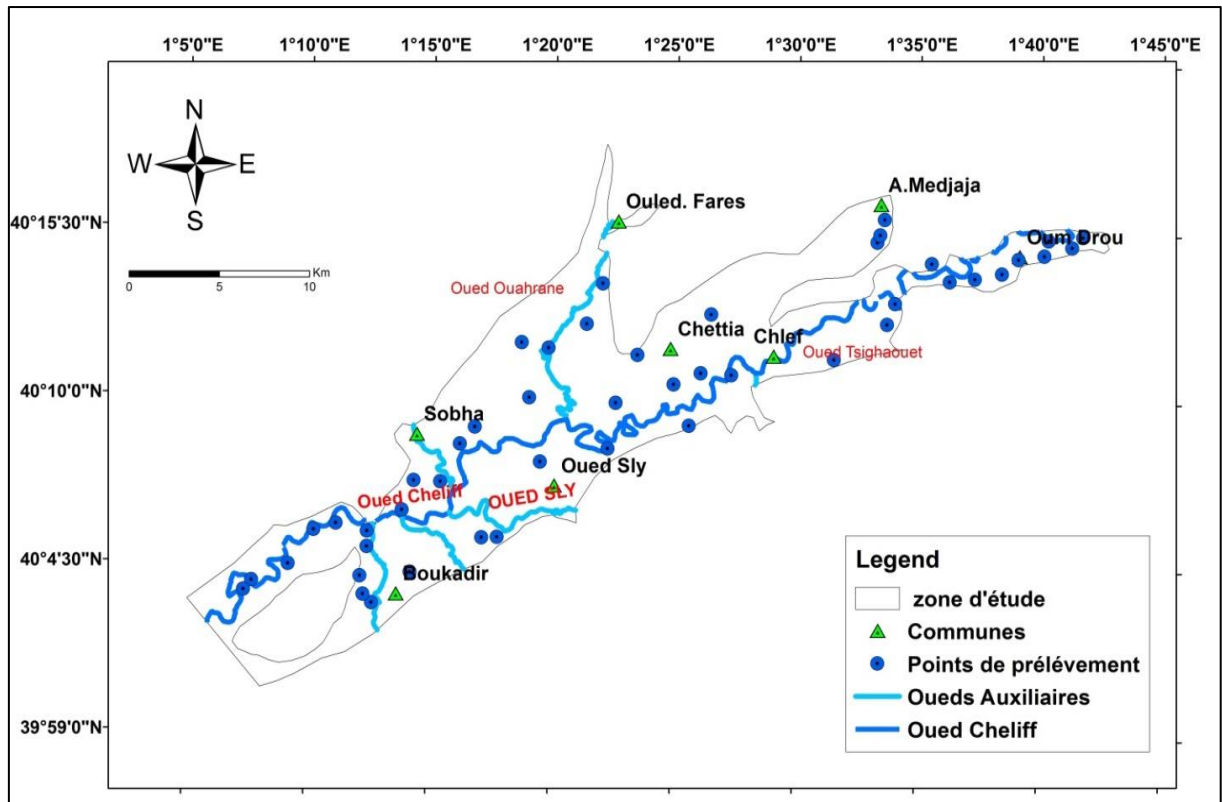


Figure 15. Réseau d'échantillonnage (Mai, 2012).

3.2.2 Mesures in situ

Sur le terrain, nous avons mesuré cinq (05) paramètres physico-chimiques et chimiques. Il s'agit de la Température (T), du pH, de la Conductivité Electrique (CE), des Chlorures (Cl⁻) et des Nitrates (NO₃⁻) à l'aide d'un appareil portatif multiparamétrique offert par la société allemande, appelé « SEBA, MPS-K16 » montré en figure 16.

Le dispositif est conçu en fer raccordé à un fil, où l'eau à analyser est versée dans un bécher pour permettre la mesure des paramètres.



Figure16. Appareil de mesure « SEBAMPS-K16 »

3.3 Méthodes statistiques

3.3.1 Théorie de la géostatistique

La géostatistique désigne l'étude des phénomènes naturels (Journel, 1977). Elle peut s'appliquer à toutes les sciences de la nature et, plus généralement, à n'importe quelle discipline manipulant des données localisées dans l'espace et nécessitant des modèles décrivant la dépendance spatiale entre ces données (Aubry, 2000 ; Douaoui et al., 2006).

Le krigeage est une technique d'interpolation qui s'est développée à partir des années cinquante par le géologue sud-africain D.G. krige (Journel, 1977). Krige a développé une série de méthodes statistiques empiriques afin de déterminer la distribution spatiale de minerais à partir d'un ensemble de forages, mais c'est seulement dans les années soixante que Mathéron (1965) a formalisé l'approche en utilisant les corrélations entre les forages pour en estimer la répartition spatiale. C'est lui qui a baptisé la méthode "Krigeage". Mais Delhomme (1976) est le premier à introduire et à utiliser la géostatistique en hydrologie de surface et souterraine, et à montrer que bon nombre de champs de variables hydrologiques possèdent une structure spatiale et relèvent donc des méthodes géostatistiques (Charges, transmissivité, épaisseur de couches aquifères, lame d'eau précipitée, pollution etc.).

La diffusion dans un espace géographique donné d'un polluant, quel qu'il soit, est un phénomène dont les caractéristiques peuvent se résumer par les traits suivants : il est régi par des lois physico-chimiques complexes dépendant d'une multitude de paramètres locaux d'environnement ; il se déploie dans un espace à deux ou trois dimensions et il est par nature dynamique. Par opposition à la modélisation déterministe (très lourde à mettre en œuvre), la géostatistique choisit délibérément un cadre probabiliste en proposant un modèle comme suite : le phénomène d'observation est considéré comme une réalisation d'un processus aléatoire. Ce processus est représenté par une fonction aléatoire $Z(x, y, t)$ où x et y sont les coordonnées géographiques et où t est le temps.

La fonction aléatoire $Z(x, y)$ doit être davantage spécifiée si on veut à la fois la caractériser à partir des observations (mesures) et l'utiliser pour répondre à des questions telles : quelle est la valeur probable de la concentration en polluants en un point de l'espace dépourvu de mesure ? Quelle est la probabilité pour qu'un seuil de pollution soit dépassé ? Parmi l'ensemble des fonctions aléatoires possibles, la géostatistique se restreint à des fonctions qui sont stationnaires, au moins pour ce qui concerne leurs moyennes et variance (Deraïme et Bobbia, 2003).

Ce qui fait l'originalité du modèle géostatistique par rapport à d'autres modèles, en particulier statistiques, c'est le fait que l'on ne suppose pas à priori que les mesures en deux

points sont non corrélées. C'est la caractérisation de cette corrélation par une fonction de la distance qui est ainsi au cœur de la démarche géostatistique.

La géostatistique présente deux phases :

- la première est l'analyse spatiale de la variable étudiée grâce au variogramme (variographie)
- le second emploi une technique de prédiction spatiale utilisant comme outil le krigeage

3.3.1.1 Variographie

Un certain nombre de termes est utilisé pour décrire un variogramme

- Portée (range) a : La portée est la distance à partir de laquelle les valeurs de la variable entre deux points sont indépendantes (non corrélées) (Douaoui, 1993 ; Walter, 2002).
- Palier (Sill) $\sigma^2 = C_0 + C$: Variance de la v. a. (Var (Z(x))); Écarts les plus grands, en moyenne entre deux variables aléatoires.
- Effet de pépite (nugget effect) C_0 : Variation à très courte échelle, erreurs de localisation, erreurs d'analyse et précision analytique.

$$T(h) = 0 \text{ est } (h) = C_0 \text{ dès que } h > 0 \quad (6)$$

Cela indique que $Z(x)$ et $Z(x+h)$ sont sans corrélation quelle que soit leur distance (h) non nulle (Delhomme, 1976), ce type de modèle s'explique généralement par l'absence d'une structure spatiale, plus fréquemment, par l'existence d'une structure marquée par des erreurs expérimentales ou inférieures au plus petit intervalle d'observation (Voltz, 1986 ; Douaoui, 1993).

3.3.1.2 Krigeage

A/ Notions générales

Le Krigeage est la méthode optimale, au sens statistique, d'interpolation et d'extrapolation. C'est la méthode d'estimation la plus précise. Contrairement à toutes les autres méthodes, elle nous permet aussi de calculer l'erreur d'estimation.

C'est est une technique de prédiction prenant en compte l'information fournie par le variogramme et permettant ainsi une estimation avec précision connue des propriétés de la variable étudiée en des sites non échantillonnés (Walter, 1990 ; Aubry, 2000 ; Walter, 2002 ; Deraysme et Bobbia, 2003). Elle est probabiliste dans la mesure où elle considère que le

champ spatial de la variable étudiée est une réalisation d'une fonction aléatoire (Voltz, 1986 ; Aubry, 2000).

Il définit un estimateur Z^* d'une propriété Z en un point quelconque de l'espace géographique. Cette estimation est faite à partir des observations effectives $Z(x)$ de la propriété étudiée.

Il fournit ensuite un indicateur de la précision de l'estimation faite à travers une variance d'estimation (Walter, 1990 ; Aubry, 2000 ; Walter, 2002)

B/ Différents types de krigeage

1/ Le krigeage ordinaire

La forme la plus simple de cette technique est celle du krigeage linéaire.

2/ Le krigeage d'indicateurs

On a vu précédemment que le krigeage de $Z(x)$ fournissait la meilleure estimation linéaire possible (meilleure au sens de variance d'estimation minimale). Le krigeage fournit également une variance d'estimation qui est fonction de la continuité spatiale, telle qu'exprimée par le variogramme, et de la configuration de l'information disponible. C'est une approche non paramétrique reposant sur une transformation préalable de la variable étudiée en indicatrice prenant la valeur 0 et 1 selon des seuils choisis de la variable (Walter, 2002 ; Douaoui, 2005).

L'idée de base repose sur le fait que l'analyse spatiale par ce type de krigeage se fait non pas sur la variable elle-même mais sur la transformée de cette variable par codage binaire dite fonction indicatrice (Wackernagel, 1993 ; Walter, 1993 ; Douaoui, 2005).

Le krigeage d'indicateurs est utilisé dans le cas d'une variable présentant une variabilité spatiale régionale et locale importante, une loi de distribution qui n'est pas normale et un nombre important de valeurs extrêmes (Walter, 1993 ; Douaoui, 2005).

L'application de ce type de krigeage à la variable Nitrate dans le cas de la nappe alluviale du moyen-Chéouli occidental est donc fortement justifiée vu que l'hétérogénéité spatiale de cet élément est très élevée, mesuré à travers nombre de puits et forages très limité.

Soit Z la variable étudiée avec des réalisations $Z(x_i)$ en des points de coordonnées x_i . Si on considère un seuil donné « c » de cette variable, on peut définir une fonction binaire I appelée fonction indicatrice $I(x_i, c)$ prenant la valeur 0 ou 1 pour tout point échantillonné $Z(x_i)$, telle que:

$$\begin{aligned} I(x_i, c) &= 1 && \text{si } Z(x_i) \leq c \\ I(x_i, c) &= 0 && \text{si } Z(x_i) > c \end{aligned}$$

La procédure de mise en œuvre du krigeage d'indicatrices se fait selon les étapes suivantes:

- Le codage des valeurs observées par rapport à une valeur seuil choisie. On obtient ainsi des variables qui sont codées soit 0, soit 1. Le choix de la valeur seuil dépend généralement de la distribution statistique de la variable, mais dans certains cas, tels que le cas des nitrates, ce sont les limites de nuisance et de la toxicité de la variable qui deviennent déterminantes dans le choix des seuils.
- La détermination de la structure spatiale par le calcul du variogramme des fonctions indicatrices à un seuil donné.

$$\gamma^*(h, c) = \frac{1}{2}N(h) = \sum_{i=1}^{N(h)} [I(x_i, c) - I(x_i + h \pm \Delta h, c)]^2 \quad (7)$$

Où :

$N(h)$: le nombre de couples d'observations distants de $h \pm \Delta h$

- Après l'ajustement du variogramme des fonctions indicatrices à un modèle théorique, on effectue le krigeage linéaire en un point x_0 , des $I(x_i, c)$ tels que :

$$I^*(x_0, c) = \sum_{i=1}^n \lambda_i I(x_i, c) \quad (8)$$

n : le nombre de points expérimentaux pris en compte dans l'estimation

λ_i : le poids affecté aux points expérimentaux x_i

Par cette équation, on obtient une valeur comprise entre 0 et 1 qui est une estimation en un point donné de la probabilité que la valeur Z soit inférieure ou égale à la valeur seuil « c » choisie. En combinant ces estimations, on peut obtenir en tout point la probabilité que la variable soit égale à une valeur seuil donnée.

- La dernière étape consiste à estimer la valeur $z(x_0)$ de la propriété Z en un point quelconque x_0 connaissant sa fonction de densité. Pour cela, on peut soit calculer l'espérance de la valeur de la propriété, soit retenir la valeur seuil dont la probabilité est la plus grande. La précision de l'estimation de la première technique est cernée par le calcul d'une variance d'estimation, alors que celle de la deuxième technique est indiquée par la probabilité associée à cette valeur (Walter, 1993).

3.3.1.3 Cartographie

La cartographie est l'aboutissement final de la géostatistique. Ainsi, après avoir estimé la valeur d'une propriété en tout point d'un domaine, l'obtention d'une carte est aisée.

En général, on procède à l'estimation de la propriété étudiée aux nœuds d'une fine grille carrée couvrant le domaine d'étude. Les résultats obtenus sont alors visualisés :

- Soit en traçant des courbes d'iso valeurs entre les points de la grille ;
- Soit en construisant un bloc-diagramme ;
- Soit en construisant une carte maillée en niveaux gris ou en couleur.

En plus de la carte d'estimation de la propriété, on peut représenter la carte de la variance d'estimation pour visualiser les secteurs où les estimations sont précises de ceux où elles le sont moins (Walter, 1990 ; Douaoui, 1993 ; Aubry, 2000 ; Walter, 2002 ; Douaoui, 2005).

3.4 Système d'Information Géographique SIG

3.4.1. Définition du Système d'Information Géographique

Un SIG est un ensemble de données repérées dans l'espace, structuré de façon à pouvoir en extraire commodément des synthèses utiles à la décision.

Un SIG est un système informatique de matériels, de logiciels et de processus (Tabl. 13) conçu pour permettre la collecte, la gestion, la manipulation, l'analyse, la modélisation et l'affichage de données à référence spatiale, afin de résoudre des problèmes d'aménagement et de gestion.

Tableau 13. Décomposition du SIG

S	SYSTEME	Ensemble d'objet reliés et interagissant dans un but commun
I	INFORMATION	Élément de connaissance qui peut être stocké, traité ou communiqué
S.I	SYSTEME D'INFORMATION	Procédé, chaîne d'opération pour recueillir, stocker, analyser, manipuler et visualiser des données
G	GEOGRAPHIE	Science qui a pour objet la description et l'explication de l'aspect naturel et humain de la surface de la terre
SIG	SYSTEME D'INFORMATION GEOGRAPHIQUE	Ensemble logiciel permettant de gérer toute donnée localisée. Un tel système doit permettre de gérer simultanément les deux types de données, Graphiques et Alphanumériques

3.4.2 Composantes d'un SIG

Le SIG n'est pas constitué seulement d'un logiciel et de bases de données numériques. C'est un ensemble regroupant des moyens humains, matériels et logiciels, doté d'une organisation et d'un fonctionnement spécifiques dans le but de restituer des informations utiles et pertinentes à partir de données saisies et traitées au préalable (Cances, 1992).

A/ Matériel

Les SIG sont utilisables aujourd'hui sur une très large gamme de micro-ordinateurs connectés en réseau ou de façon autonome et ce grâce à la démocratisation de l'outil informatique.

B/ Logiciels

Un logiciel SIG doit gérer les données attributaires et les données graphiques et gérer le lien entre elles, ses principaux composants sont :

- Outil pour la saisie et la manipulation des données graphiques,
- Système de gestion de base de données,
- Outil géographique de requêtes, d'analyse et de visualisation,
- Interface graphique utilisateurs : c'est elle qui permet à l'utilisateur de communiquer avec le système et son degré de sophistication détermine le type d'utilisateur pouvant manipuler le SIG.



Figure 17. Composantes d'un SIG

➤ **Les données**

La donnée est la composante la plus importante d'un SIG, car de l'exploitation de la base de données que les analyses et requêtes peuvent être effectuées.

➤ **Les utilisateurs**

Les utilisateurs ont un rôle non négligeable puisque ce sont les premiers acteurs agissant sur le système. Les SIG s'adressent à un grand nombre d'utilisateurs, depuis ceux qui élaborent et maintiennent le système, jusqu'aux personnes qui exploitent la donnée géographique quotidiennement dans leur travail.

➤ **Les méthodes**

La mise en place d'un système d'information géographique requiert certaines règles et procédures propres à chaque organisation.

3.4.3. Les fonctionnalités techniques d'un SIG

Afin de réaliser les différentes tâches que l'on attend de lui, le SIG possède différentes fonctionnalités. De la définition de H. Pornon : «Un SIG est un ensemble de données repérées dans l'espace, structurées de façon à pouvoir en extraire des synthèses utiles à la décision », découlent les groupes de fonctionnalité suivants : la Saisie, la Gestion, l'Exploitation, l'Edition. Il existe d'autres classifications des fonctionnalités d'un SIG, comme la règle des 5A (Amor, 2000) :

Archivage : structuration et stockage de l'information géographique sous forme numérique.

Acquisition : intégration et échange de données (Import-Export).

Abstraction : modélisation du réel selon une certaine vision du monde.

Analyse : analyse spatiale (calculs liés à la géométrie des objets, croisement de données thématiques...).

Les outils d'analyse :

Requêtes sémantiques (sur les attributs des objets)

Requêtes géométriques ou spatiales

Cartes thématiques (appréhension visuelle du terrain et du problème traité)

Affichage : représentation et mise en forme, notamment sous forme cartographique avec la notion d'ergonomie et de convivialité.

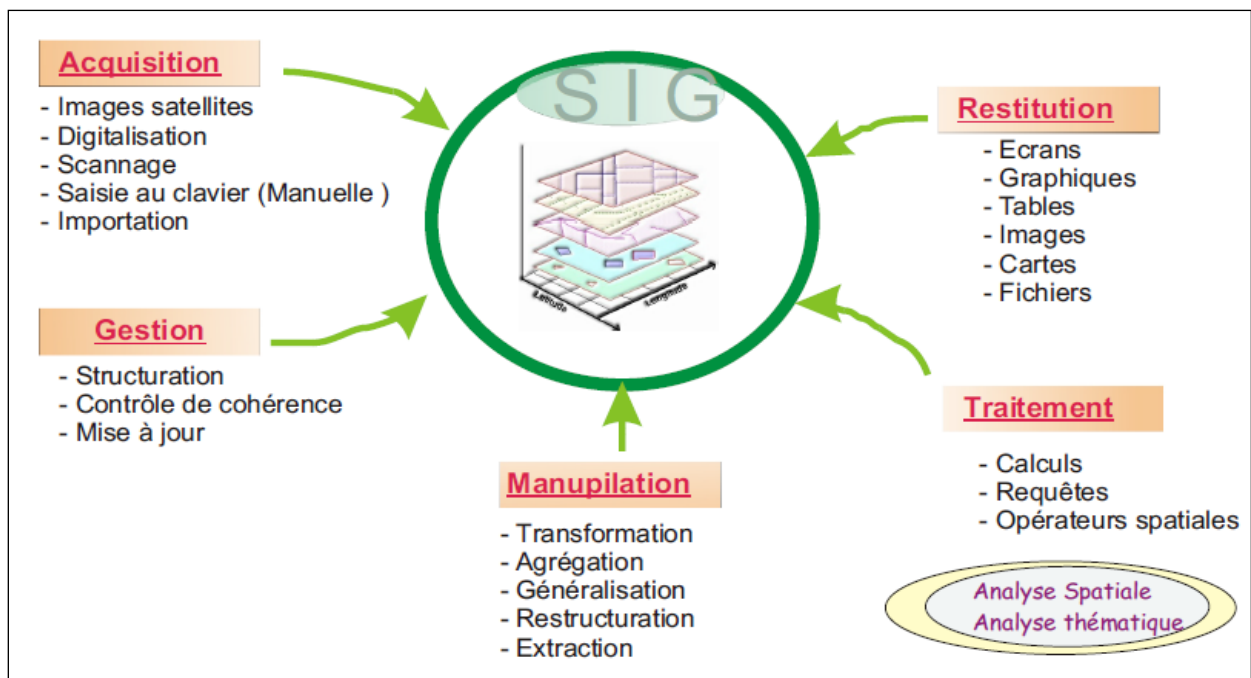


Figure 18. Les fonctionnalités techniques d'un SIG

3.4.4. Les étapes fondamentales pour la mise en place d'un SIG

Première étape : les définitions

Un SIG, c'est :

- une problématique, des besoins,
- des données géographiques et alphanumériques,
- des logiciels spécialisés,
- du matériel,
- et surtout, du personnel et du savoir-faire.

Deuxième étape : l'étude d'opportunité

L'étude d'opportunité doit :

- définir le besoin d'enjeux, de risques, de rapport coût/avantage,
- analyser l'existant (matériel, données, ressources humaines et compétences),
- définir les orientations stratégiques en termes fonctionnels, organisationnels et techniques,
- recommander une solution et l'évaluer.

L'étude d'opportunité va être initiée par une série d'entretiens afin d'obtenir les réponses aux questions suivantes :

- un SIG pour quoi faire ?
- quelles applications précises, dans quels services ?
- quelles données, à quelles échelles, provenant de quelles origines, sous quelles formes ?

- quels sont les partenaires susceptibles de participer à la constitution du SIG, ou avec lesquels le SIG devra être compatible ?
- quelles améliorations attend-on ?
- quels moyens humains faut-il mobiliser ?
- quels moyens matériels ?
- y-a-t-il des données déjà numérisées et récupérables ?
- quels sont les moyens financiers dont on dispose ?

Troisième étape : choix du prestataire

Le système mis en place devra :

- continuer à évoluer (mise à jour des données, intégration des nouveaux thèmes, amélioration ou extension des traitements),
- disposer des moyens financiers et humains suffisants pour assurer ces évolutions, garantir la pérennité des investissements consentis et la permanence des compétences professionnelles acquises.

Quatrième étape : mise en place de la solution

- développement,
- déploiement,
- formation - initiation et formation complémentaires spécifiques,
- recette du système - vérification d'aptitude et vérification de service régulier,
- tierce maintenance applicative - évolutions fonctionnelles et applicatives du SIG.

3.4.5. Intérêt des SIG

De nombreuses organisations qui ont intégré l'usage d'un SIG ont constaté qu'un des principaux bénéfices obtenus, concerne la gestion de leurs propres ressources. Les SIG permettant de lier entre elles toutes sortes d'informations par le biais de la géographie, ils offrent :

- Un accès à l'information plus facile,
- Une réalisation rapide de cartes thématiques,
- Un croisement de données de différentes sources,
- Un meilleur partage de l'information et une meilleure communication entre les différents services.

Qu'est-ce que cela apporte ?

- Les informations sont stockées de façon claire et définitive,
- Gérer une multiplicité d'informations attributaires sur des objets,

Comprendre les phénomènes, prévoir les risques (simulations),
Établir des cartographies rapides,
Localiser dans l'espace et dans le temps,
Réagir rapidement après des évènements ayant un impact sur le territoire,
Calculer des coûts ou des bénéfices,
Associer un plus grand nombre de partenaires aux choix d'aménagement,
Fournir des itinéraires, des plans adaptés.

3.5. Vulnérabilité des aquifères et méthodes de cartographie

La notion de vulnérabilité des nappes souterraines à la pollution intègre les différents facteurs physiques et stables déterminant l'état dans lequel ces nappes se trouvent, dans les conditions naturelles, plus ou moins exposées à la pollution à partir de la surface du sol. Ces facteurs, d'ordre hydrogéologique pour l'essentiel, sont en général appréciables à priori en se basant sur les connaissances géologiques et hydrogéologiques générales.

De nombreuses méthodes de détermination de la vulnérabilité des eaux souterraines ont été développées dans le monde, allant des plus complexes avec des modèles prenant en compte les processus physiques, chimiques et biologiques dans la zone noyée, à des méthodes de pondération entre différents critères affectant la vulnérabilité (Gog et Dassargues, 1998 b).

3.5.1. Concept de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution

Le concept d'évaluation de vulnérabilité est basé sur l'hypothèse que le système, impliquant des sols, les roches et les eaux souterraines, peut offrir un degré de protection contre la contamination des eaux souterraines par "atténuation naturelle". La vulnérabilité est une propriété intrinsèque selon la sensibilité du système montre aux impacts, à la fois naturelles et humaines (UNESCO, 2002).

Dans la littérature, on distingue deux types de vulnérabilité ; la vulnérabilité intrinsèque et la vulnérabilité spécifique (Schnebelen et al, 2002):

- *la vulnérabilité intrinsèque* est le terme utilisé pour représenter les caractéristiques du milieu naturel qui déterminent la sensibilité des eaux souterraines à la pollution par les activités humaines ;
- *la vulnérabilité spécifique* est le terme utilisé pour définir la vulnérabilité d'une eau souterraine à un polluant particulier ou à un groupe de polluants. Elle prend en compte les

propriétés des polluants et leurs relations avec les divers composants de la vulnérabilité intrinsèque.

3.5.2. Critères de vulnérabilité intrinsèque

La vulnérabilité d'une nappe dépend de multiples facteurs intervenant soit sur la nature ou la concentration de la contamination, soit sur son temps de transfert. Elle est évaluée en prenant en compte les caractéristiques du sol, de la zone non saturée et de la zone saturée qui contrôlent le comportement des polluants. L'ensemble des critères de vulnérabilité rencontrés dans la littérature sont exposés ci-dessous :

A/ Critères relatifs aux conditions de surface ou subsurface

La quantité d'eau qui ruisselle et donc ne s'infiltrer pas dépend entre autres de la pente. Les critères de pédologie comme la nature des sols, leur texture, la perméabilité verticale des sols, vont réguler la nature et la quantité d'échanges entre la surface et la zone non saturée (ZNS).

B/ Critères relatifs à la zone non saturée

La profondeur de la nappe libre (l'épaisseur de la Zone Non Saturée) conditionne le temps de transfert d'un polluant jusqu'à la nappe (rétention, stockage, interactions physico-chimiques avec l'encaissant) et donc son éventuelle dégradation en cours de transfert.

L'amplitude de battement de la nappe, dans la mesure où elle est significative, conditionne l'épaisseur du recouvrement de la nappe (sol + ZNS). De ce fait elle peut devenir un critère de vulnérabilité.

La perméabilité verticale de la ZNS dicte le temps de transfert ou même peut empêcher le transfert vertical d'un polluant vers la nappe. La structure de la ZNS (variation de faciès, épaisseur des discontinuités de faciès, position dans le profil vertical, texture, teneur en matières organiques et argile) conditionne la migration de fluides vers la nappe.

C/ Critères relatifs à la zone saturée

Ces critères ne sont pas toujours pris en compte dans la détermination de la vulnérabilité. Certains auteurs considèrent uniquement la facilité et la rapidité suivant lesquelles des matières polluantes d'origine superficielle peuvent atteindre l'eau souterraine et ne prennent pas en compte les conditions hydrodynamiques de la zone saturée. La nappe est alors considérée comme vulnérable, dès l'instant où le polluant l'a atteinte.

Les critères relatifs à la zone saturée sont les suivants :

- Le type de nappe (libre ou captive) joue un rôle important : 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.
- La transmissivité, la perméabilité, le coefficient d'emmagasinement et le gradient hydraulique déterminent la vitesse de migration des polluants dans la nappe.
- La piézométrie et le type de relation entre les eaux superficielles et les eaux souterraines (Drainage ou alimentation) conditionnent la possibilité de contamination des eaux souterraines. Entre les hautes eaux et les basses eaux, les relations eaux superficielles/eaux souterraines peuvent s'inverser.
- Les directions et sens d'écoulement de la nappe déterminent les espaces susceptibles d'être atteints par un polluant une fois que celui-ci a atteint la nappe.
- Le type de système hydrogéologique (transmissif ou inertiel) joue sur les temps de transfert et temps de séjour dans la nappe.
- La recharge, c'est-à-dire la quantité d'eau atteignant la Zone Saturée sur une période donnée (Recharge annuelle nette) constitue aussi un facteur de transfert des polluants vers les eaux souterraines. La quantité d'eau en réserve détermine les conditions de dilution d'un polluant ayant atteint la nappe.

D/ Critères communs au sol, à la Zone Non Saturée et à la Zone Saturée

Le système de fracturation, les discontinuités verticales telles que les failles peuvent augmenter très sensiblement les vitesses d'infiltration depuis la surface vers la nappe. Le bilan hydrique détermine l'infiltration efficace et donc la potentialité d'un polluant à pénétrer le sous-sol. Les principaux facteurs le déterminant sont le climat, l'ETP (Evapotranspiration) et

la quantité de précipitations. $R = \frac{P^3}{3.ETP^2}$ Si $P < 600$ mm

3.5.3 Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines

Les premiers concepts et la méthodologie des cartes de vulnérabilité des eaux souterraines ont été développés en Europe dans le milieu des années 1960 (Zaporozec and Vrba, 1994b). Il s'agissait de montrer que la protection naturelle des nappes est variable suivant la localisation et d'identifier les aires pour lesquelles des mesures de protection devaient être envisagées. A la fin des années 1960 et dans les années 1970, des cartes de vulnérabilité ont été initiées dans plusieurs pays européens (premièrement en France, Tchécoslovaquie et Allemagne) et aux USA.

Les documents cartographiques produits depuis près de trois décennies montrent que les objectifs des cartes de vulnérabilité peuvent être généraux ou, au contraire, beaucoup plus précis et que l'expression cartographique de ces objectifs s'exprime sous des échelles différentes (Landreau, 1996). Il peut s'agir :

- *D'une sensibilisation ou d'une "éducation" à la protection des ressources en eau souterraine* : les documents cartographiques correspondant sont généralement à petite échelle et la communication est privilégiée par rapport au contenu technique de la carte.
- *D'une orientation de politique générale pour la gestion de la qualité des ressources ou pour la police des eaux*. S'agissant d'apporter des éléments d'orientation, le contenu de la carte peut être plus riche que pour l'objectif précédent mais avec une échelle de représentation du même ordre.
- *D'une aide à la décision en matière d'aménagement*. Par aide à la décision, il faut entendre "document permettant d'orienter la décision" lorsqu'on est au stade de l'élaboration de scénarios possibles d'aménagement. Des démarches de planification peuvent être adjointes à l'aide à la décision. Cela peut être, par exemple, le choix de zones à priori favorables ou défavorables à l'implantation de stockage de déchets. Le choix de l'implantation définitive ne se fait bien évidemment pas sur la base de ce document mais suite à des études complémentaires plus détaillées.

La carte de vulnérabilité, en association le plus souvent avec d'autres documents, sert à préciser les secteurs dans lesquels doivent porter des études complémentaires pour implanter l'aménagement prévu au mieux et en toute connaissance de cause.

- *D'un outil pour l'aménagement ou pour la protection des ressources en eau et des captages*. Ce document, associé à d'autres, doit permettre de prendre une décision "définitive".

3.6. Méthodes de cartographie de la vulnérabilité des aquifères

De nombreuses méthodes de détermination de la vulnérabilité des eaux souterraines ont été développées dans le monde, allant des plus complexes avec des modèles prenant en compte les processus physiques, chimiques et biologiques dans la zone noyée, à des méthodes de pondération entre différents critères affectant la vulnérabilité (Gog et Dassargues, 1998 b).

Elles peuvent être classées en trois grandes catégories :

- *Les méthodes de cartographies à index* : basés sur la combinaison de cartes de divers paramètres d'une région (critères de vulnérabilité), en donnant un index numérique ou une valeur à chaque paramètre. La combinaison des cartes se fait au moyen de logiciels de traitement multicritères (SIG, par exemple) ;

- *Les modèles de simulation* : ils consistent à trouver une solution numérique à des équations mathématiques représentant le processus de transfert de contaminants (Schnebelen 2002). Ils donnent une image de vulnérabilité spécifique de la nappe ;
- *Les méthodes statistiques* : elles sont basées sur une variable qui dépend de la concentration en contaminant ou d'une probabilité de contamination. Ces méthodes intègrent des données sur la distribution des contaminants sur la zone d'étude et fournissent des caractéristiques sur les probabilités de contamination sur la zone d'étude. Elles donnent une image de la vulnérabilité spécifique de la nappe.

Les méthodes de **cartographie à index** comportent deux types d'approche : les systèmes hiérarchisés et les systèmes paramétrés. (N. Schnebelen et al, 2002).

- *La méthode des systèmes hiérarchisés* est basée sur la comparaison d'une zone donnée avec les critères représentant les conditions de vulnérabilité d'autres zones (autres bassins ou autres systèmes aquifères). Elle est généralement utilisée pour évaluer la vulnérabilité de contextes hydrogéologiques variés à moyenne ou grande échelle (régionale ou nationale);

- *La méthode des systèmes paramétrés* repose sur la sélection de paramètres (ou critères) considérés comme représentatifs pour estimer la vulnérabilité d'une eau souterraine. Chaque critère a une gamme de variation naturelle définie qui est subdivisée en intervalles discrétisés et hiérarchisés. Un index est attribué à chaque intervalle, reflétant le degré de sensibilité relative à une contamination.

Les systèmes paramétrés peuvent être classés en trois principaux groupes : Systèmes matriciels, systèmes indexés et méthodes de pondération et d'indexation des paramètres. Chacun est adapté à un objectif différent, respectivement : petite échelle d'étude, échelle moyenne d'étude, mais non prise en compte de l'importance relative des critères de vulnérabilité, échelle moyenne d'étude et prise en compte de l'importance relative des critères de vulnérabilité.

3.6.1. Méthodes de cartographie à index avec pondération

1/ Méthode DRASTIC

La méthode DRASTIC, développée par les services de l'Agence américaine de protection de l'environnement USEPA (ALLER et al., 1987), est une méthode d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque verticale à la pollution des aquifères par systèmes paramétriques; le principe commun de ces systèmes consiste à sélectionner préalablement les paramètres sur lesquels se base l'évaluation de la vulnérabilité. Chaque paramètre est subdivisé en intervalles

de valeurs significatives et affecté d'une cotation numérique croissante en fonction de son importance dans la vulnérabilité (voir détails en annexe 1).

2/ Méthode SI (méthode d'Indice de Susceptibilité)

Développée au Portugal par [Ribeiro \(2000\)](#), elle estime la vulnérabilité verticale spécifique à la pollution agricole (essentiellement par les nitrates et également par les pesticides). Cette méthode prend en considération cinq paramètres. Les quatre premiers sont identiques aux quatre paramètres déjà utilisés dans la méthode DRASTIC (**D** : la profondeur de la nappe, **R** : la recharge efficace de l'aquifère, **A** : la lithologie de l'aquifère, et **T** : la pente topographique du terrain).

Les cotes correspondantes aux différentes classes de ces paramètres, dans la méthode DRASTIC, ont été également conservées. Un cinquième nouveau paramètre a été introduit : le paramètre occupation des sols (OS). La classification utilisée pour ce paramètre est la classification CORINE Land Cover ([EUROPEAN COMMUNITY, 1993](#)) est détaillée en (annexe 1).

3/ Méthode AVI

Développée par l'Institut de Recherche National d'Hydrologie (National Hydrology Research Institute - NHRI) à Saskatoon, Saskatchewan (Canada), la méthode de l'index de vulnérabilité des couches aquifères (Aquifer Vulnerability Index -AVI) détermine un critère de protection des eaux souterraines. AVI mesure la vulnérabilité selon la résistance hydraulique (c) à l'écoulement vertical de l'eau opposée par les formations géologiques situées au-dessus de la couche aquifère (voir détails en annexe 1).

4/ Méthode GOD

Ce système a été développé par Foster en 1987 et a pour but l'estimation rapide de la vulnérabilité d'un aquifère. Il est basé sur l'identification de trois critères :

- Type de nappe (Groundwater occurrence) ;
- Type d'aquifère en termes de facteurs lithologiques (Overall aquifer class) ;
- Profondeur de la nappe (Depth to groundwater table).

Le processus de la méthode est détaillé en annexe 1).

5/ Méthode EPIK

C'est la première méthode dédiée spécifiquement aux aquifères karstiques sensus stricto (Doerfliger, 1996 ; Doerfliger et Zwahlen, 1997). 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. Un des avantages de cette méthode est de traduire la sensibilité des eaux souterraines vis à vis de tout type de contaminant. La méthode est systématique puisqu'elle propose une analyse détaillée du bassin d'alimentation de la source karstique découpé en un maillage régulier. La méthodologie est détaillée en (annexe 1).

6/ Méthode SINTACS

C'est la méthode appliquée dans la présente étude et dont le principe sera détaillé dans ce qui suit.

a/ Définition de la méthode

La méthode **SINTACS** est dérivée de la méthode **DRASTIC**, développée en Italie, au début des années 1990 par Civita, de manière à s'adapter à la cartographie à plus grande échelle compte tenu de la grande diversité hydrogéologique de l'Italie (Petelet et al. 2000).

Les paramètres de caractérisation de la vulnérabilité qui ont été retenus dans cette approche sont les mêmes que ceux de la méthode **DRASTIC**, soit en italien :

- **S**: Soggiacenza (profondeur de la nappe);
- **I**: Infiltrazione (infiltration);
- **N**: Azione del Non Saturo (zone non saturée);
- **T**: Tipologia della Copertura (sol);
- **A**: Carratteri Idrogeologici dell' Acquifero (caractéristiques de l'aquifère) ;
- **C**: Conducibilita Idraulica (conductivité hydraulique);
- **S**: Acclività della Superficie Topographica (Topographie)

Cette méthode permet d'utiliser, en même temps et dans des cellules différentes, des facteurs de pondération variables selon les situations (Schnebelen et al.,2002). L'index final résultant de cette méthode est divisé sous forme de pourcentage puis d'intervalles définis sur la base de 500 tests. Ces intervalles sont regroupés en six classes de vulnérabilité.

SINTACS utilise donc les sept mêmes paramètres que **DRASTIC** mais est plus flexible au niveau du système d'indexation et de pondération.

La spécificité de cette méthode consiste au fait qu'elle propose cinq scénarios :

- Scénario « Impact Normal » : scénario relatif aux aquifères constitués par des sédiments non consolidés avec une profondeur de la nappe pas très élevée, localisés dans des aires à sols épais. Les zones relatives à ce scénario correspondent aux régions stables, de point de vue occupation des sols, avec existence ou non de terres cultivées, une utilisation faible de pesticides, de fertilisants et d'irrigation, et des périmètres urbains très dispersés ;
- Scénario « Impact Sévère » : correspond aux mêmes types d'aquifères soumis à une occupation des sols intensive, avec des terres cultivées à forte utilisation de pesticides, de fertilisants et d'irrigation, des implantations industrielles et urbaines denses, et des dépôts liquides et solides de déchets;
- Scénario « Drainage important à partir d'un réseau superficiel » : scénario relatif aux aires où il y a une forte infiltration vers l'aquifère à partir d'un réseau superficiel d'eau ;
- Scénario « Terrain très karstifié » ;
- Scénario « Terrain fissuré ».

Chaque critère est cartographié avec un index, appelé aussi note (n), allant typiquement de 1 à 10. Un facteur de pondération (p) est ensuite appliqué aux différents critères afin de relativiser leur importance respective en termes de vulnérabilité.

L'index de vulnérabilité final (ID) est la somme pondérée des sept paramètres selon la formule suivante :

$$ID = D_c \times D_p + R_c \times R_p + A_c \times A_p + S_c \times S_p + T_c \times T_p + I_c \times I_p + C_c \times C_p \dots \dots \dots (9)$$

P. Etant le poids du paramètre (varie de 1 à 5).

C. La cote associée (varie de 1 à 10).

Les cartes SINTACS permettent de visualiser le degré relatif de vulnérabilité d'un secteur de la zone étudiée. Le potentiel de pollution augmente dans le même sens que l'index. Les notations accordées aux sept paramètres de la méthode SINTACS sont présentées dans le tableau 14. La notation 10 correspond au degré de vulnérabilité le plus élevé.

Tableau 14. Notations accordées aux paramètres SINTACS.

D Distance de la nappe		R Recharge	
Valeurs (m)	Notation	Valeurs (mm)	Notation
0-1,5	10	25,5	9
1,5-4,5	9	17,5-25,5	8
4,5-9	7	10-17,5	6
9-15	5	5-10	3
15-22	3	0-5	1
22,5-30	2		
>30	1		
A Nature de la zone saturée		S Nature du sol	
Calcaire karstique	10	Mince ou absent	10
Sable et gravier	8	Sables	9
Grés massif	6	Limons sableux	6
Métamorphique altéré	4	Limons	4
Métamorphique	3	Limons silteux	3
Massive shale	2	Argiles	1
T Topographie (pente)		I infiltration de la couche vadoze	
Valeurs (%)	Notation	Calcaire karstique	10
0 à 2	10	Sable et gravier	9
2 à 6	9	Sable et gravier avec silt et argile	8
6 à 12	5	Grés	6
12 à 18	3	Calcaire	6
>18	1	Silt et argile	1
C Perméabilité			
Valeur (m/s)	Notation		
$>9,4.10^{-4}$	10		
$4,7.10^{-4}$ à $9,4.10^{-4}$	8		
$32,9.10^{-5}$ à $9,4.10^{-4}$	6		
$14,7.10^{-5}$ à $3,9.10^{-5}$	4		
$4,7.10^{-5}$ à $14,7.10^{-5}$	2		
$4,7.10^{-7}$ à $4,7.10^{-5}$	1		

Les poids attribués aux différents paramètres dans les différentes versions SINTACS sont présentés dans le tableau 15. Quatre classes de vulnérabilité peuvent être identifiées selon les valeurs des indices de vulnérabilité (Tabl. 16).

Tableau 15. Poids attribués aux paramètres SINTACS dans les différents scénarios de la méthode

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

Tableau 16. Critères d'évaluation de la vulnérabilité dans la méthode SINTACS

Degré de Vulnérabilité	Indice de Vulnérabilité
Faible	< 106
Moyen	106 – 186
Elevé	187 – 210
Très élevé	>210

b/ Élaboration de la carte de vulnérabilité de la Nappe du moyen Cheliff occidental

La carte de vulnérabilité finale sera le résultat de la superposition des cartes thématiques. La méthode utilisée est le système de classes pondérées et le système de classes (Rating System RS). Toutes les cartes sont réalisées à l'aide du système d'information géographique par le biais du logiciel **Arc Gis10.2**. Les logiciels **SIG** facilitent la gestion et la manipulation de données à référence spatiale et automatisent les tâches de cartographie classique (changement d'échelle, changement de projection et création de cartes thématiques).

La méthode prend en compte les propriétés des polluants et leurs relations avec les divers composants de la vulnérabilité intrinsèque.

Pour l'application de cette méthode aux données de la zone d'étude, on a choisi le scénario « impact sévère » qui concorde fortement avec les conditions d'occupation du sol liées à une utilisation intensive de fertilisants.

Chaque paramètre a été subdivisé en intervalles de valeurs significatives et a été affecté d'une cotation numérique croissante en fonction de son importance dans la vulnérabilité.

c/ Validation de la carte de vulnérabilité spécifique aux nitrates

Toute carte de vulnérabilité élaborée doit être testée et validée par des mesures et d'analyse de données chimiques des eaux souterraines (Isabel et al., (1990); Champagne et Chapuis, (1993); Mohamed, (2001); Jourda et al., (2006); Hamza et al., (2007) ; Kouamé (2007), Gabriel Etienne et al., (2009)).

La carte de vulnérabilité spécifique aux nitrates dans la zone du moyen Cheliff occidental a été testée et validée par les valeurs des concentrations des nitrates observées dans les eaux de la nappe alluviale lors de la campagne d'échantillonnage effectuée en Mai 2012 par comparaison de la répartition spatiale des nitrates dans ces eaux avec la distribution des classes de vulnérabilité.

CHAPITRE IV

QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES
DE LA PLAINE DU MCO ET ANALYSE
GEOSTATISTIQUE DES NITRATES

CHAPITRE 4. QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES DE LA PLAINE DU MCO ET ANALYSE GEOSTATISTIQUE DES NITRATES

Introduction

L'eau souterraine tiens sa composition des différents terrains traversés, des minéraux rencontrés et du temps et des conditions de transit dans les formations. Ainsi, sa composition chimique dépend en grande partie du type de roche encaissante, des évolutions hydrodynamiques des écoulements de la nappe, de la profondeur de la circulation et de la zone climatique (Dakoure, 2003).

Dans le présent chapitre, deux aspects principaux vont être abordés :

- la qualité des eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental à travers les mesures effectuées sur terrain des principaux paramètres chimiques et physico-chimiques durant une période de l'année hydrologique 2011/2012 avec présentation de la distribution spatiale de leurs teneurs.

-l'analyse temporelle du paramètre nitrate basée sur les mesures mensuelles effectuées sur les eaux des points d'eau en nombre de 38 sauf pour la dernière campagne (Mai 2012) où le nombre fût augmenté à 48 pour répondre aux exigences de l'application de la géostatistique à l'analyse spatiale de ce paramètre.

4.1 Qualité des eaux souterraines de la plaine du MCO

4.1.1 Paramètres physico-chimiques

4.1.1.1 Potentiel d'Hydrogène (pH)

Ce paramètre mesure la concentration des protons H^+ contenus dans l'eau, et donc l'acidité ou l'alcalinité de l'eau sur une échelle logarithmique de 0 à 14.

Habituellement, les valeurs du pH se situent entre 6 et 8,5 dans les eaux naturelles (Chapman et al.,1996). Il diminue en présence des teneurs élevées en matière organique et augmente en période d'étiage lorsque l'évaporation est importante (Meybeck et al., 1996). Les valeurs du pH des eaux de la nappe alluviale du moyenne cheliff ne montrent pas de variations notables, avec des valeurs variant de 6,7 à 8,9 (Tabl. 17) et qui restent dans l'intervalle de la norme de potabilité fixée par le Conseil des Communautés Européennes (CCE), probablement dû à la couverture sableuse ou argileuse qui l'isole de l'air.

Tableau 17. Variations du pH

Mois Paramètres statistiques	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Min	6,7	6,7	6,8	6,7	6,7	6,8
Max	8,9	8,4	8,5	8,5	8,7	8,6
Moy	7,2	7,3	7,4	7,4	7,4	7,4
Norme : 6,5 < pH < 9,5						

4.1.1.2 Température

La température naturelle joue un rôle primordial dans la solubilité des sels surtout des gaz ; et dans l'augmentation de l'activité bactérienne vu qu'elle régit la quantité d'oxygène dissous dans l'eau. Plus la température de l'eau est élevée et moins l'oxygène sera capable de se maintenir en solution, le manque d'oxygène étant l'un des indices de la pollution thermique.

Pour les eaux souterraines du secteur étudié, la température varie entre un minimum de 10 et un maximum de 25°C et la moyenne dépasse de très peu 20°C (Tabl. 18).

Bien que les températures des eaux de la nappe paraissent élevées, et ceci à cause des formations argileuses qui couvrent l'aquifère et l'isolent de l'influence extérieure, elles restent néanmoins inférieures à 25°C (température à ne pas dépasser dans une eau destinée à la consommation humaine d'après le Conseil des Communautés Européennes (Rodier, 1996)).

Tableau 18. Variations de la température (°C)

Mois Paramètres statistiques	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Min	15	10,8	13,4	16,5	16,3	16,7
Max	20,6	20,9	21,2	20,8	22,9	25,7
Moy	17,8	17,7	18,08	19,1	20,1	20,3

4.1.1.3 Conductivité électrique

La minéralisation globale de l'eau peut être déterminée soit par la conductivité électrique (méthode rapide), soit par la teneur en ions dissous obtenue par sommation des concentrations des anions et des cations car celles-ci sont fortement corrélées dans toutes les formations aquifères (Dakoure, 2003). La répartition spatiale de ce paramètre à l'échelle de la zone d'étude (Fig. 49) montre que la basse vallée de l'oued Ouahrane ainsi que l'extension sud-ouest sont caractérisées par les plus fortes valeurs ce qui confirme les résultats obtenus par Bettahar et al., (2008a).

La conductivité électrique est un paramètre important en hydrogéologie ; sa variation (Tabl. 19) est liée, à température constante, aux modifications de la minéralisation des eaux.

Tableau 19. Variation de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Mois Paramètres statistiques	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Min	4,5	775	452	1108,1	995,8	1211
Max	21334,4	19707	19001	19651,9	19035,8	19770,2
Moy	4467,4	4508,6	4251,03	4592,6	4299,8	4077
écart type	3076,5	3463,3	3412,3	3466,4	3340,9	2856,3
CV (%)	68	76	80	75	77	70
Norme : 2000						

Les résultats obtenus montrent que 82% des points de prélèvement enregistrent des valeurs moyennes de conductivité électrique supérieures à la norme de potabilité, et ceci pour toutes les campagnes, avec un CV variant entre 68 et 80%.

La répartition spatiale de ce paramètre à l'échelle de la zone d'étude (Fig. 19) montre que la basse vallée de l'oued Ouahrane ainsi que l'extension sud-ouest sont caractérisées par les plus fortes valeurs. Ces valeurs élevées pourraient être dues à la dissolution des formations évaporitiques du Dahra et trias anté- nappes de l'Ouarsenis (Achour, 1997) ainsi qu'à la dissolution des minéraux silicatés (Douaoui et al., 2007).

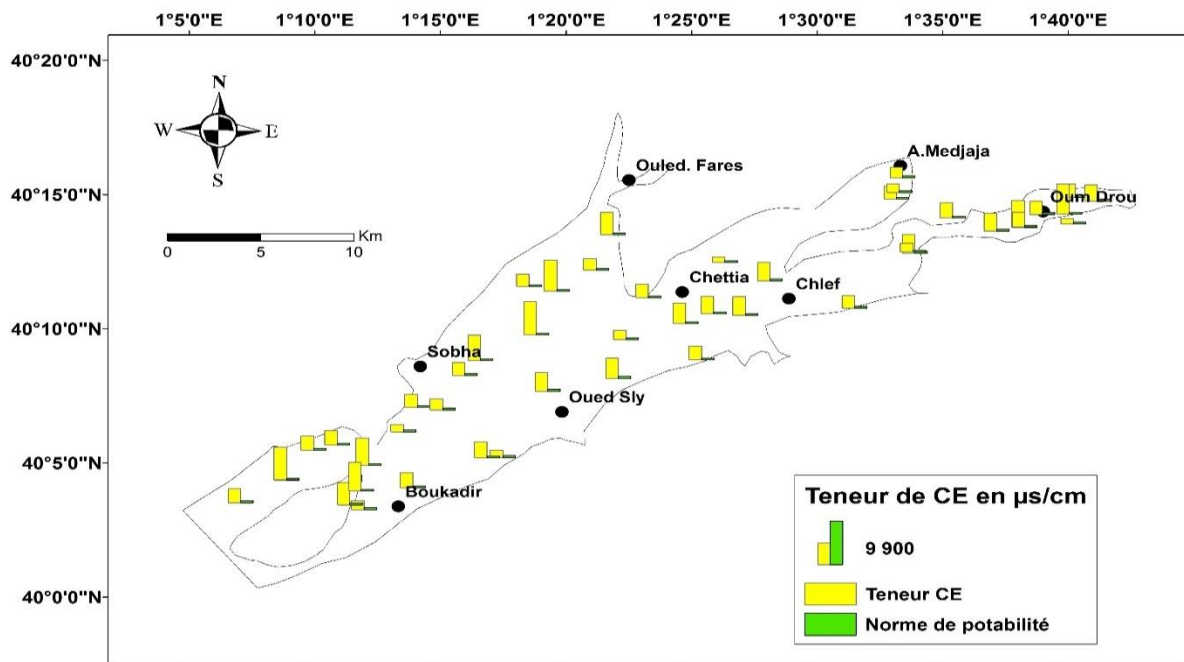


Figure 19. Evolution spatiale de la conductivité électrique.

4.1.2 Paramètres chimiques

4.1.2.1 Chlorures

Les chlorures sont considérés comme les migrateurs les plus actifs, ils sont présents dans les types génétiques des eaux souterraines. Naturellement, les chlorures peuvent avoir deux origines : les apports atmosphériques et la dissolution des évaporites salés.

Dans la zone d'étude, les chlorures évoluent avec une moyenne du 1468,7 mg/l, valeur très élevée par rapport à la norme de potabilité (200 mg/l). La présence importante de cet élément dans les eaux souterraines de la plaine sont diverses (Hennia & Bettahar, 2011) :

- la nature lithologique de l'aquifère alluvial ;
- Le contact permanent des eaux souterraines avec le substratum marneux ;
- La présence de niveau argileux qui s'intercale dans les alluvions.

L'évaporation intense due au climat semi-aride de la région pourrait aussi conduire à l'augmentation de la concentration en chlorures. Une augmentation également due aux caractéristiques spéciales de cet élément qui ne rentre pas dans les phénomènes de précipitation chimique, ne s'adsorbe pas par les formations géologiques et qui est très mobile. Ce paramètre migre à la même vitesse que les nitrates qui, tous deux, ne sont ni détruits ni relargués au fur et à mesure de leur migration (El Tabach, 2005).

L'origine anthropique des chlorures liée, aux eaux usées (Achour, 1997) et aux ordures ménagères (Tahraoui Douma, 2006), ne peut être négligée dans la zone d'étude.

Les concentrations sont données dans le tableau 20.

Tableau 20. Variation des concentrations en chlorure (mg/l)

Mois Paramètres statistiques	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Min	72,6	233,2	248,05	238,9	318,06	156,7
Max	5800,7	7822,4	5746,2	6247,2	6586,4	4216,8
Moy	1181,5	1468,7	1109,1	1244,6	1315,8	709,1
écart type	871,9	1439,7	1036,3	1134,9	1163,6	624,1
CV (%)	73	98	93	91	88	88
Norme : 200						

La quasi-totalité (95%) des échantillons présente des concentrations en chlorure dépassant de très loin la norme de potabilité avec une moyenne qui varie entre 709 et 1468 mg/l environ. Les coefficients de variation sont assez élevés dénotant de la grande variabilité dans les teneurs de cet élément. La figure 20 montre la répartition spatiale de cet élément.

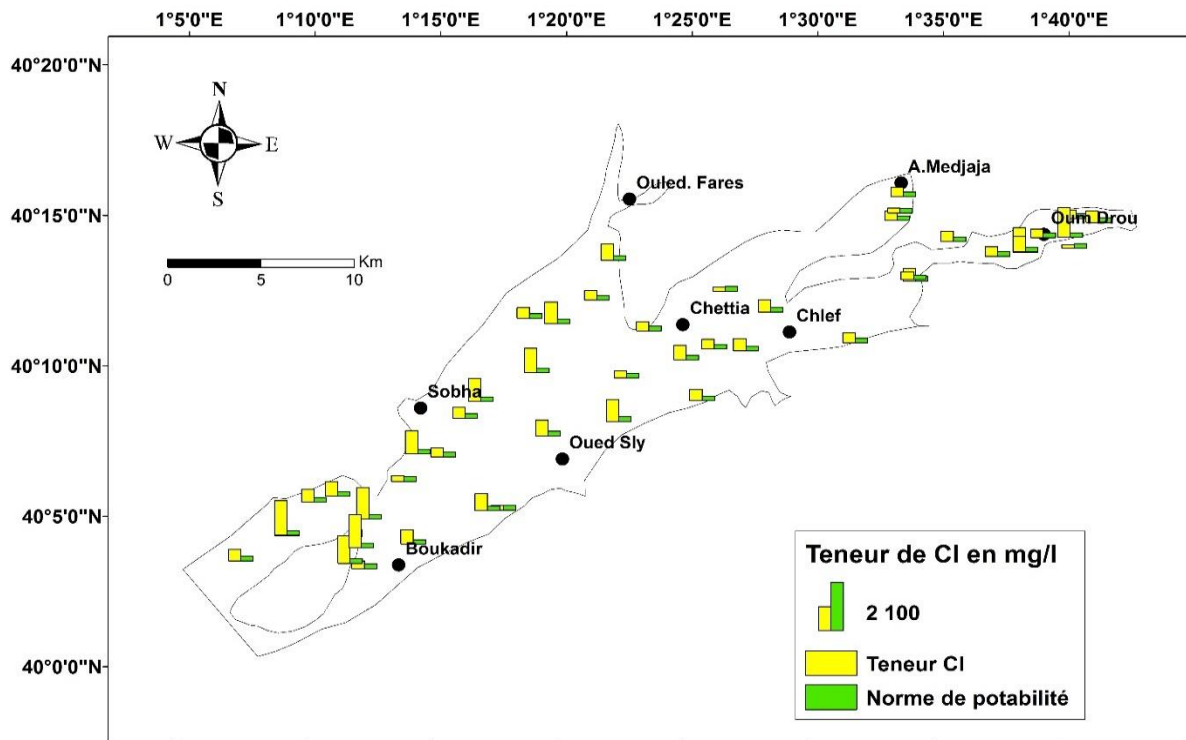


Figure 20. Evolution spatiale des chlorures

Les fortes teneurs en chlorures s'observent particulièrement au sud-ouest de la plaine. Une abondance qui pourrait être attribuée géologiquement à la dissolution des formations évaporitiques.

4.1.2.2 Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, c'est une forme très soluble. Les concentrations moyennes sont presque toutes supérieures à la norme, avec un CV supérieure à 100% (Tabl. 21), ce qui atteste de son origine anthropique liée principalement à l'application des engrais azotés (Bettahar et al., 2009). L'élevage, les rejets d'eaux usées et les décharges publiques peuvent constituer une autre origine des nitrates dans la zone d'étude (Bettahar, 2009) et dont la mobilité est assez spectaculaire. En effet, tout excès de nitrate au niveau du sol et non absorbé par la plante trouve son chemin vers les eaux souterraines quand les conditions pédoclimatiques y sont favorables.

Tableau 21. Variation des concentrations en nitrates (mg/l)

Mois Paramètres statistiques	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai
Min	1	30,2	0,5	0,5	0,8	2,9
Max	500,5	200,6	393,3	353,2	363,4	367,5
Moy	92,6	43,8	56,98	50,1	47,4	71,5
écart type	108,4	44,3	78,4	69,1	65,4	80,9
CV (%)	110	101	130	130	130	110
Norme : 50						

La répartition spatiale des nitrates correspondant à la campagne Mai 2012 est montrée par la figure 21. Les valeurs les plus élevées sont observées au sud-ouest de la plaine particulièrement en bas de versant

Le centre de la vallée montre de faibles concentrations en nitrates (inférieures ou proches de la norme de potabilité) dû à l'existence des formations argileuses qui empêchent l'infiltration des nitrates vers la nappe (Bettahar, 2009). De plus, ces zones cultivées en arboriculture subissent une fertilisation raisonnée et sont irriguées à partir des eaux de barrages (Sidi Yacoub et Oued Fodda) dont la teneur en nitrates reste inférieure à 10 mg/l (ABH-CZ, 2002).

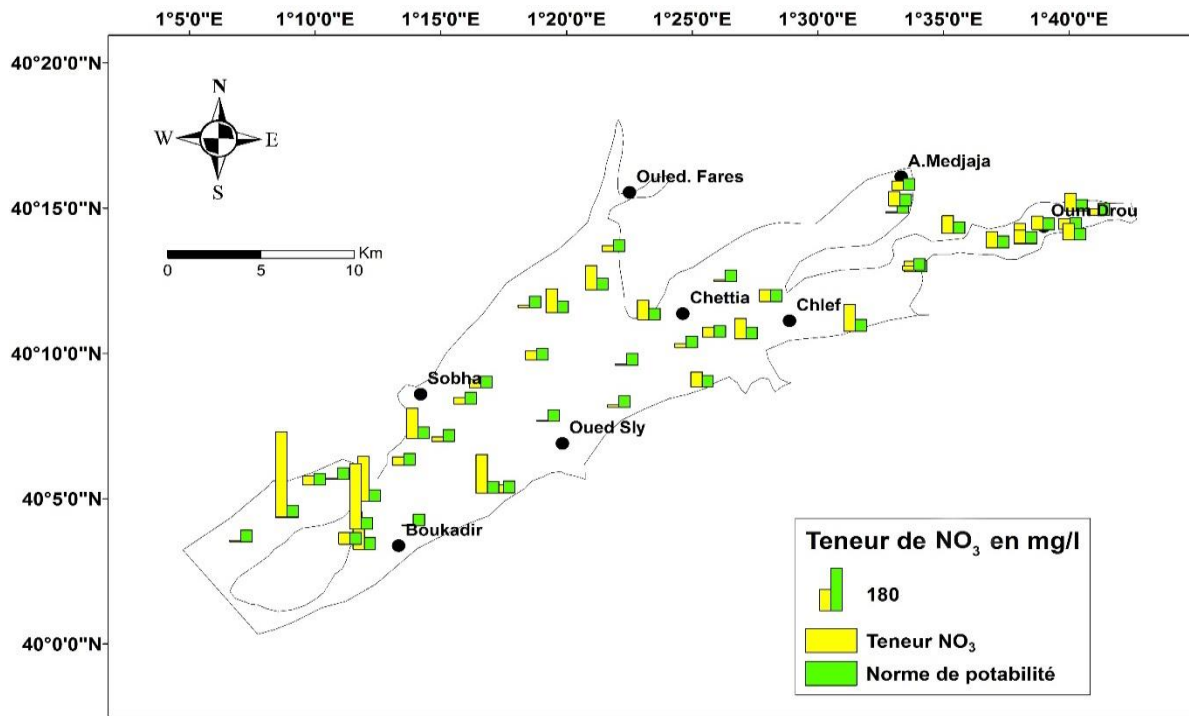


Figure 21. Evolution spatiale des Nitrates (Mai, 2012)

4.1.3 Evolution temporelle du taux de nitrates dans les eaux de la nappe

Les données correspondent aux mesures effectuées durant les mois de décembre, janvier, février, mars, avril et mai de l'année 2011/2012.

Quatre classes de concentrations en nitrate sont distinguées pour ces campagnes (Fig. 22) :

- Inférieures à 25 mg/l (représentée en bleu) : eau de qualité optimale pour être consommée.
- Entre 25 et 50 mg/l (représentée en vert) : eau de qualité acceptable pour être consommée.
- Entre 50 et 100 mg/l (représentée en orange) : eau non potable, déconseillée aux nourrissons et femmes enceintes, nécessite un traitement de potabilisation avant distribution.
- Supérieures à 100 mg/l (représentée en rouge) : eau déconseillée pour toutes les catégories de population, la potabilisation est impossible.

La figure 52 montre des pourcentages de puits échantillonnés offrant des eaux de qualité optimale à acceptable pour la consommation qui varient respectivement de 40 à 20% au moyenne. Au contraire, le pourcentage de puits dont les eaux sont excessivement chargées en nitrate reste faible pour l'ensemble (autour de 14%).

Le nombre de puits offrant des eaux non potables (> 50 mg/l) tourne autour de 44% au moyenne de l'ensemble des puits échantillonnés. Un pourcentage qui ne peut être négligé si on considère les divers usages de ces eaux liés principalement à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation.

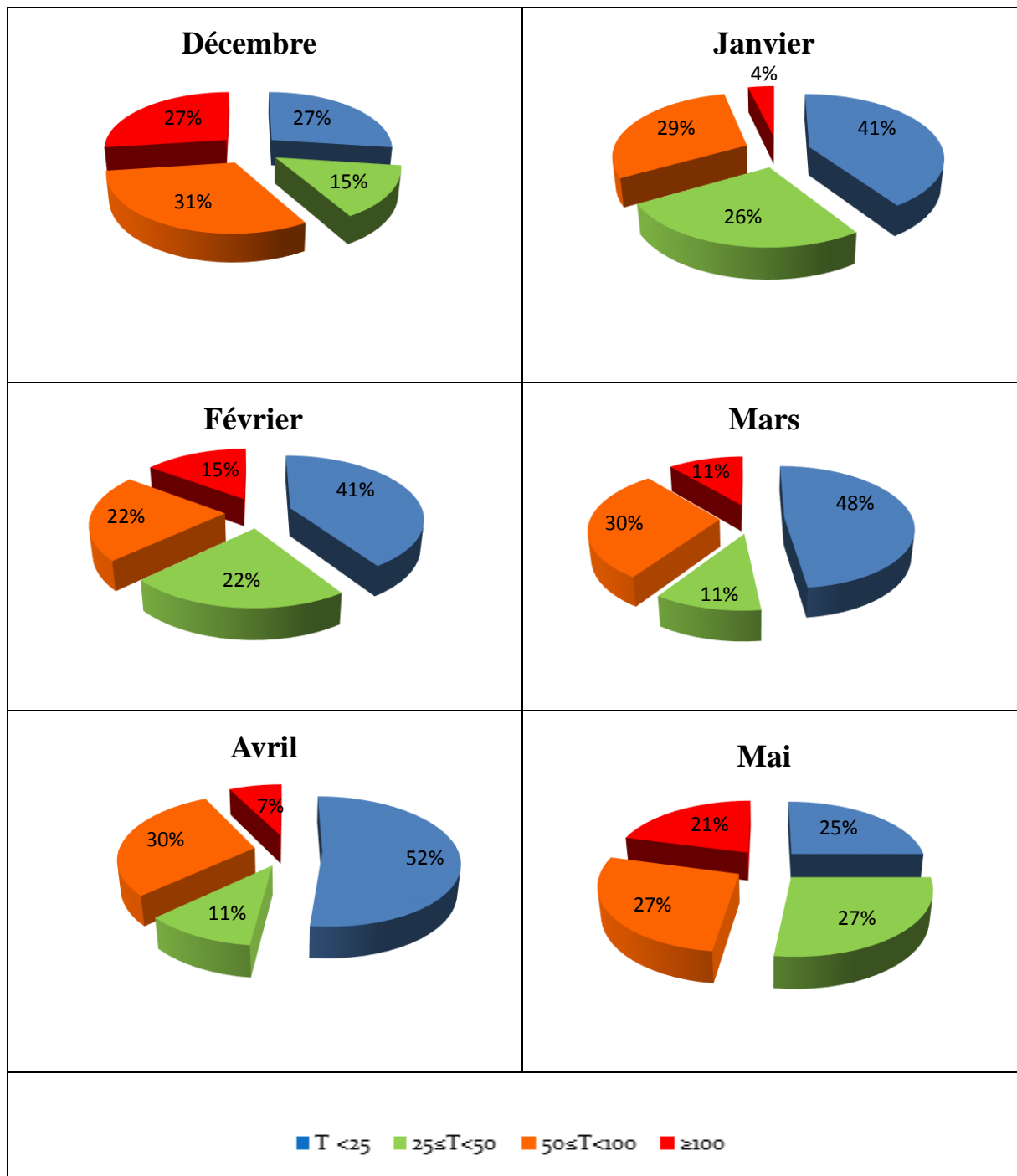


Figure 22. Taux de répartition des nitrates dans la plaine du moyen Cheliff occidental

La tendance globale de l'évolution des concentrations en nitrate des eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental déduite d'un long suivi (1992/2004) traduit aussi une dégradation temporelle progressive de la qualité de ces eaux (Achite & Bettahar, 2011).

En continuité à la description de l'évolution temporelle des nitrates dans la zone d'étude, une description spatiale s'avère importante. Dans ce but, les données des mesures de nitrate effectuées en mai 2012 sur un ensemble de 48 points d'eau ont été exploitées pour mener l'analyse spatiale de ce paramètre par le biais de la géostatistique.

Cette analyse permettra d'établir un zonage dans la région d'étude selon les différents degrés de contamination par les nitrates.

4.2 Analyse géostatistique des nitrates

En statistiques spatiales, les données sont collectées en des lieux dont on a relevé la position géographique dans le but d'utiliser cette information spatiale dans la modélisation statistique. En particulier, on cherche à modéliser ce que l'expérience courante nous enseigne sur le fait que deux données proches géographiquement tendent à être similaires en valeur. Cette modélisation va nous permettre de réaliser des prédictions spatiales ou de tester des hypothèses en intégrant explicitement cette dépendance spatiale dans les calculs.

La géostatistique qui permet de décrire la structure spatiale d'une variable dans l'espace géographique est appliquée dans notre cas pour l'estimation spatiale des nitrates.

Les objectifs visés par ce paragraphe sont :

- L'analyse de la variabilité spatiale des nitrates à l'échelle de la plaine du moyen Cheliff occidental par le biais de la variographie ;
- L'application de deux approches géostatistiques d'estimation (Krigage ordinaire et krigage d'indicatrices) pour la présentation cartographique des nitrates au niveau de la plaine.

4.2.1 Analyse statistique descriptive des données

La moyenne trouvée pour l'ensemble des 48 échantillons est égale à 71,5 mg/l ; une valeur qui dépasse de peu la norme de potabilité (50 mg/l). Si la valeur minimale est égale à 2,9 mg/l, enregistrée au niveau du puits nommé PZC14 localisé à Oued Sly traduisant la présence d'une qualité d'eau optimale pour la consommation, il existe par contre des teneurs de nitrate excessivement élevées avec un maximum de 367,5 mg/l enregistré à un puits situé à Boukadir.

4.2.2 Variographie

La figure 23 présente le variogramme expérimental moyen, ajusté par un modèle sphérique avec un effet de pépite de 4010 (mg/l)^2 qui représente pratiquement la moitié de la variance, traduisant ainsi une variabilité locale élevée (Douaoui et al., 2006) qui ne sera pas sans conséquence sur la qualité des estimations.

L'occupation de sol très diversifiée si l'hypothèse des erreurs expérimentales est à écarter vu que les mesures aient été faites in situ avec un appareil considéré comme très précis sera la cause de la valeur élevée de l'effet de pépite à l'échelle de la zone d'étude.

En effet, en plus de l'activité agricole intense à différentes spéculations et différentes pratiques (fumure et irrigation), la part de l'élevage n'est pas à négliger, ainsi que l'assainissement autonome et les décharges. Ceci pourrait contribuer à l'augmentation de l'hétérogénéité spatiale des nitrates (Bettahar, 2009).

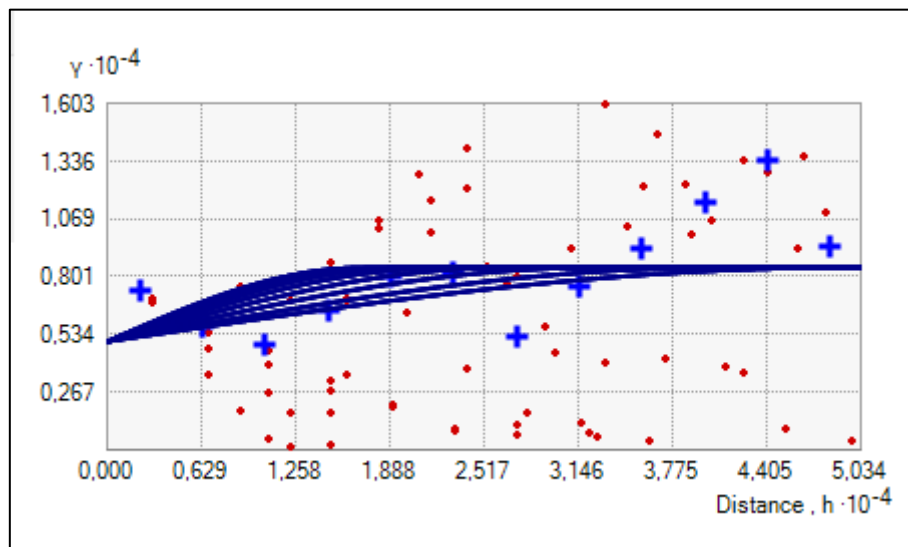


Figure 23. Variogramme moyen des nitrates estimé par l'ensemble des points et ajustement à un modèle sphérique

4.2.3 Cartographie des nitrates

A/ krigeage ordinaire

Un effet de pépite très élevé ainsi que l'existence de plusieurs plages spatiales de nitrate selon les différentes régions de la vallée du moyen Cheliff occidental traduit une variabilité parcellaire importante ayant des incidences négatives sur l'estimation des nitrates.

La figure (24 a) représente spatialement la qualité d'estimation. Les valeurs faibles des écarts types moyens couvrent pratiquement la totalité de la plaine dénotant d'une bonne répartition d'échantillonnage.

Les écarts élevés sont concentrés dans la basse vallée de l'oued Ouahrane (Ouled Farés) et en aval de Boukadir coïncidant avec une faible densité d'échantillonnage.

La carte des nitrates établie, par Krigeage ordinaire (Figure 24b), pour les données de la campagne du mois de mai de l'année 2012 montre que les zones les plus affectées ($\text{NO}_3^- > 50$ mg/l) sont les communes de chettia, Sobha, et la basse vallée de l'oued Ouahrane, celles pour lesquelles le niveau d'intensification de la fertilisation azotée (zones de maraîchage) est le plus fort, et les alluvions anciennes et les sols de piémont non tirsifiés sont caractérisés par les plus fortes perméabilités ($K = 10$ cm/h) (Bettahar, 2009).

La sensibilité de ces sols au phénomène de lessivage des nitrates est, par conséquent, très élevée. Dans ces mêmes zones, les pratiques d'élevage sont les plus intensives et les taux de raccordement aux réseaux d'assainissement les plus faibles (Hennia & Bettahar, 2012). Quant à l'extension sud-ouest (aval Oued Sly et cuvette de Boukadir), elle abrite des eaux à fortes teneurs en nitrates malgré la texture très fine de ses sols ; ceci est dû à l'accumulation de la pollution suivant le sens d'écoulement de la nappe de l'amont vers l'aval hydraulique (Bettahar, 2009).

Le centre de la plaine formé d'un profil argileux épais qui surmonte l'aquifère et un sous-sol de texture fine dont la perméabilité varie entre 0,5 et 2 cm/h (voir chap. 2 parag. Contexte hydrogéologique) présente des teneurs plus faibles. De plus, l'infiltration annuelle enregistrée est assez faible (25 mm), une particularité des zones semi-arides, Ceci pourrait atténuer fortement la propagation des nitrates en profondeur (Cheloufi et Jacquin, 2000). La nature des eaux d'irrigation joue à son tour un rôle dans la variation des concentrations des nitrates dans cette partie de la plaine où la majorité des terrains cultivés en arboriculture fruitière (agrumiculture en particulier) est irriguée par les eaux des barrages de Sidi Yacoub et de Oued Fodda dont les concentrations en nitrate oscillent autour de 10 mg/l (ABH-CZ, 2002) qui jouent donc le rôle de diluant.

Ces faibles concentrations se retrouvent aussi dans les eaux souterraines qu'abritent le domaine de Ouled Djillali et le secteur de Bled Es Saoula à l'ouest et jusqu'à la bordure sud de part et d'autre de la commune de Oued Sly. Les sols de ces secteurs soumis périodiquement à un engorgement qui se traduit souvent par une tirsification (Scet Agri,

1984b), sont dotés d'une très faible conductivité hydraulique qui rend probablement le lessivage de tout polluant, notamment les nitrates, rare (Bettahar et al., 2010).

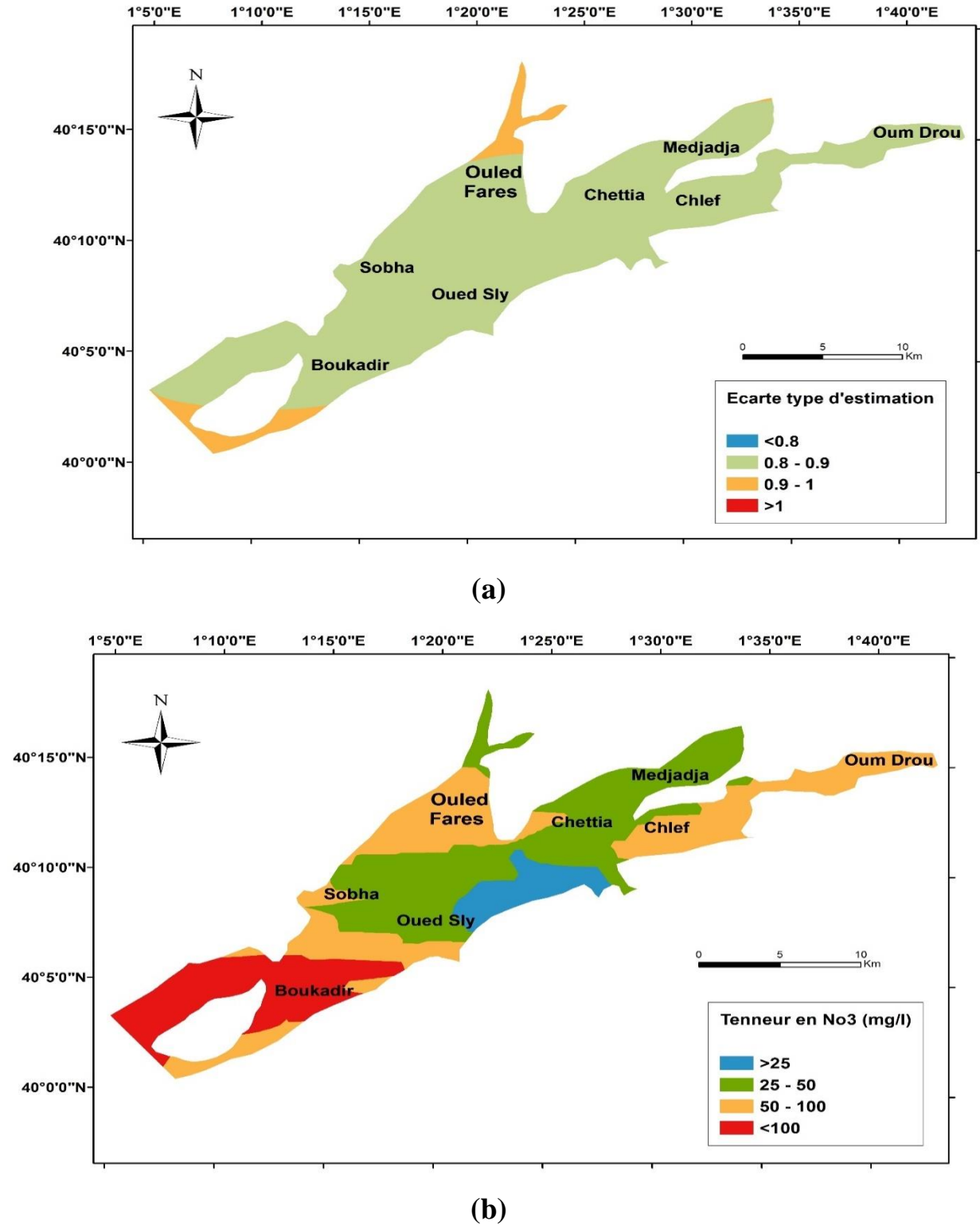


Figure 24. Carte (a) des écarts types d'estimation des nitrates et (b) des nitrates estimée par krigeage ordinaire

B/ Krigeage d'indicatrices

Dans le but d'une meilleure évaluation de la pollution nitratée dans la plaine, nous avons appliqué le krigeage d'indicatrice qui est une approche non paramétrique reposant sur une transformation préalable de la variable étudiée en indicatrice prenant la valeur 0 et 1 selon des seuils choisis de la variable (Walter, 2002 ; Douaoui, 2005). Ce choix est lié à la caractéristique de la variable NO_3 qui présente une variabilité spatiale locale et régionale importante, en plus d'un nombre non négligeable de valeurs extrêmes.

Afin de pouvoir confronter les résultats du krigeage d'indicatrices avec ceux du krigeage ordinaire, les valeurs de nitrate retenues doivent nous permettre d'avoir les quatre classes de nitrate retenues dans la partie variabilité temporelle (< 25, 25-50, 50-100, > 100 mg/l).

Dans cette optique, la transformation des valeurs de NO_3 en fonctions indicatrices a été faite pour trois valeurs seuil de NO_3 : >25 mg/l, > 50 mg/l, > 100 mg/l.

L'estimation spatiale des fonctions indicatrices pour les trois seuils de nitrate retenus nous a permis d'avoir une estimation pour chacune en tout point échantillonné de la plaine. Ces estimations représentent la probabilité que les nitrates dépassent le seuil de NO_3 fixé en un point considéré.

La différence entre les estimations des fonctions indicatrices pour deux valeurs seuils consécutives permet de calculer en tout point la probabilité correspondant aux classes de nitrate retenues. La valeur de la classe de NO_3 retenue est celle de la valeur seuil dont la probabilité est maximale. Ces points étant les réalisations d'une variable aléatoire discrète notée X. Comme les seuils ont été calculés aux valeurs supérieures, le calcul se fait tel que:

$$\text{Probabilité (X=z}_c\text{)} = \text{Probabilité (X} \geq z_c\text{)} - \text{Probabilité (X} \geq z_{c+1}\text{)} \quad (10)$$

où z_c et z_{c+1} représentent deux valeurs seuils consécutives de NO_3 .

En combinant les valeurs estimées correspondant aux différentes classes des nitrates, on obtient une version discrétisée de la fonction de répartition qui représente l'espérance mathématique du rang du seuil des nitrates au point échantillonné. Cette combinaison se fait de la façon suivante :

$$E(Z) = Z_c + 2 Z_{c+1} + 3 Z_{c+2} + 4 Z_{c+3} + 5 Z_{c+4} \quad (11)$$

1/Variographie des fonctions indicatrices

Les variogrammes moyens expérimentaux des fonctions indicatrices correspondant aux trois seuils retenus (Fig. 25), ajusté chacun à un modèle sphérique, montrent trois cas par rapport à la discontinuité à l'origine :

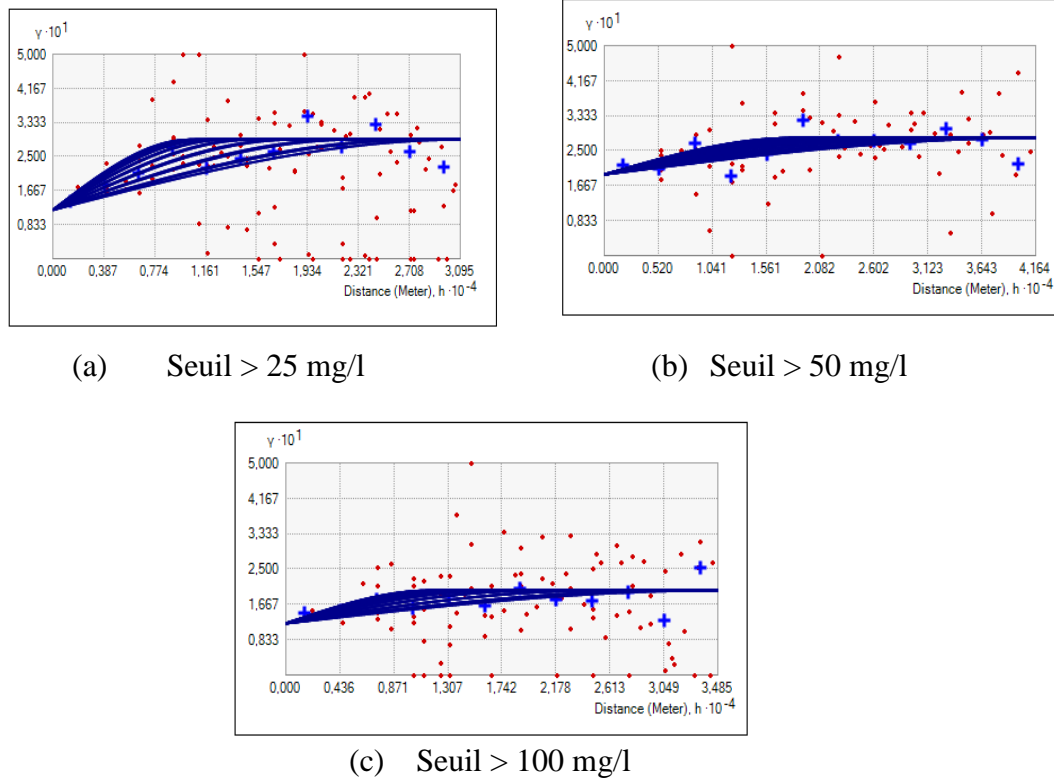


Figure 25. Variogrammes expérimentaux moyens des fonctions indicatrices aux seuils des classes de NO_3

- La figure 25a correspondant au seuil de $\text{NO}_3 > 25 \text{ mg/l}$ montre un effet de pépite de 0.840 (mg/l)^2 , considéré comme faible. La variance spatiale est un peu plus élevée indiquant la présence d'une structure spatiale. Le palier est atteint à une portée de 3250 m après un accroissement linéaire.

- Au contraire, un effet de pépite plus élevé (1.700 (mg/l)^2) est enregistré pour le seuil de $\text{NO}_3 > 50 \text{ mg/l}$ (Fig.25b) et qui n'est pas loin de la variance totale, l'autocorrélation est donc très faible et le variogramme est très proche d'un comportement aléatoire.

- Un effet de pépite plus faible pour le seuil de $\text{NO}_3 > 100 \text{ mg/l}$ (Fig. 25c) mais qui est presque égal à la variance totale induisant une faible autocorrélation spatiale. Son palier est atteint après une distance de 12960 m, soit la valeur la plus élevée de portée.

2/ Estimation spatiale des fonctions indicatrices

Les cartes des fonctions indicatrices sont représentés par les fourchettes de probabilité retenues ; 0-0,25 mg/l (risque très faible), 0,25-0,50 mg/l (risque faible à moyen), 0,50-0,75 mg/l (risque élevé), 0,75-0,1 mg/l (risque très élevé).

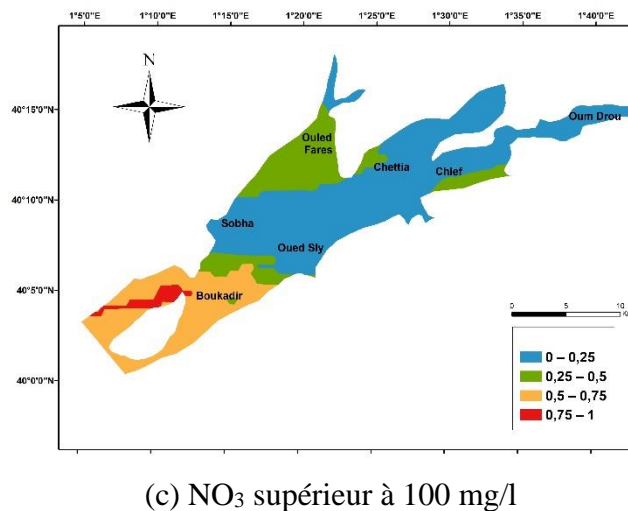
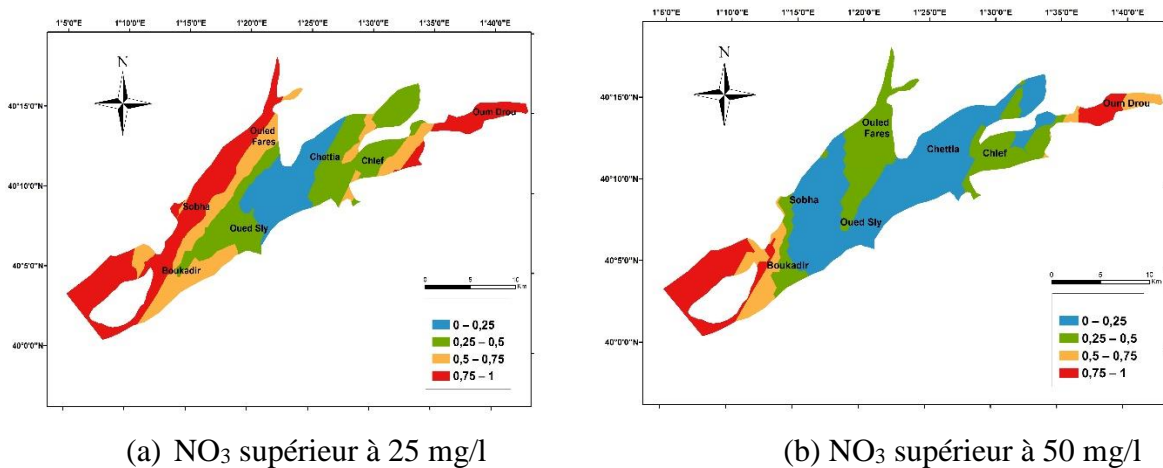


Figure 26. Estimation par krigeage d'indicateurs où la probabilité que les nitrates soient supérieurs à différents seuils

La première classe qui représente un risque très faible de contamination des eaux souterraines ($< 0,25\text{mg/l}$) est négligeable et couvre la partie centrale (chlef et chettia) (Fig. 26a), pour la deuxième classe elle couvre chettia, Chlef, Medjadja et Oued sly (Fig. 26b), et la troisième classe (Fig. 26c) elle couvre presque la totalité en ôtant Boukadir et sobha.

En prenant la probabilité (0,5mg/l) représente un risque de contamination, il apparaît alors que les extensions sud-ouest (à l'aval de Boukadir et Sobha), Ouled fares et Oum Drou abritent des eaux à teneurs en nitrate non conformes à la norme de potabilité. La première zone constitue l'aval hydraulique de la zone d'étude où l'accumulation des nitrates pourrait être très importante, quant à la seconde et à la troisième, elles représentent des pôles non négligeables de maraîchage sur des sols de forte perméabilité (Bettahar, 2009).

3/ Variogramme moyen de la fonction de répartition

Après le calcul des valeurs de l'espérance mathématique des nitrates exprimant les rangs des classes de NO_3 , on a obtenu un variogramme moyen expérimental qui s'ajuste à un modèle sphérique avec un effet de pépite de $0,580 \text{ (mg/l)}^2$, un palier de $0,966 \text{ (mg/l)}^2$ et une portée de 1575 m (Fig. 27).

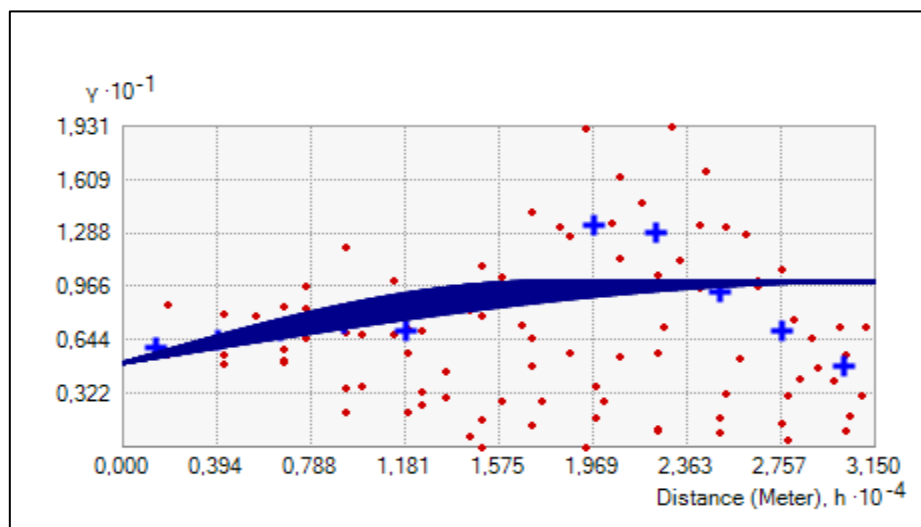
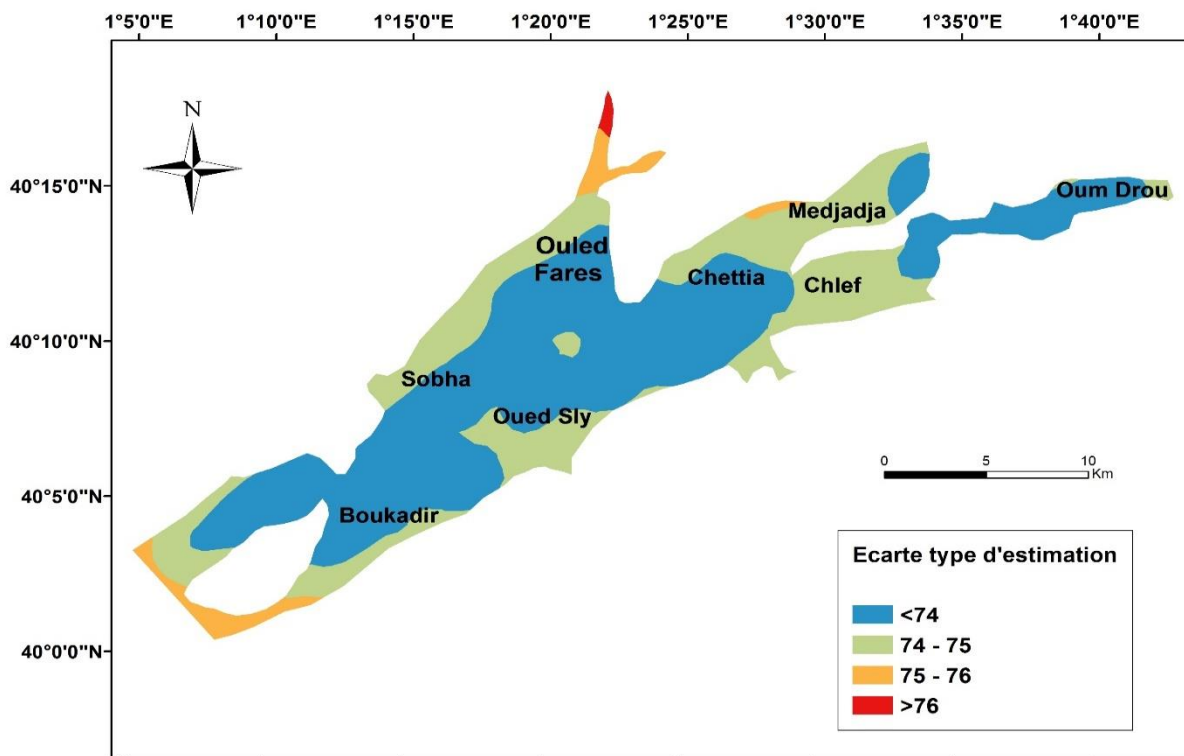


Figure 27. Variogramme moyen de l'espérance mathématique des nitrates

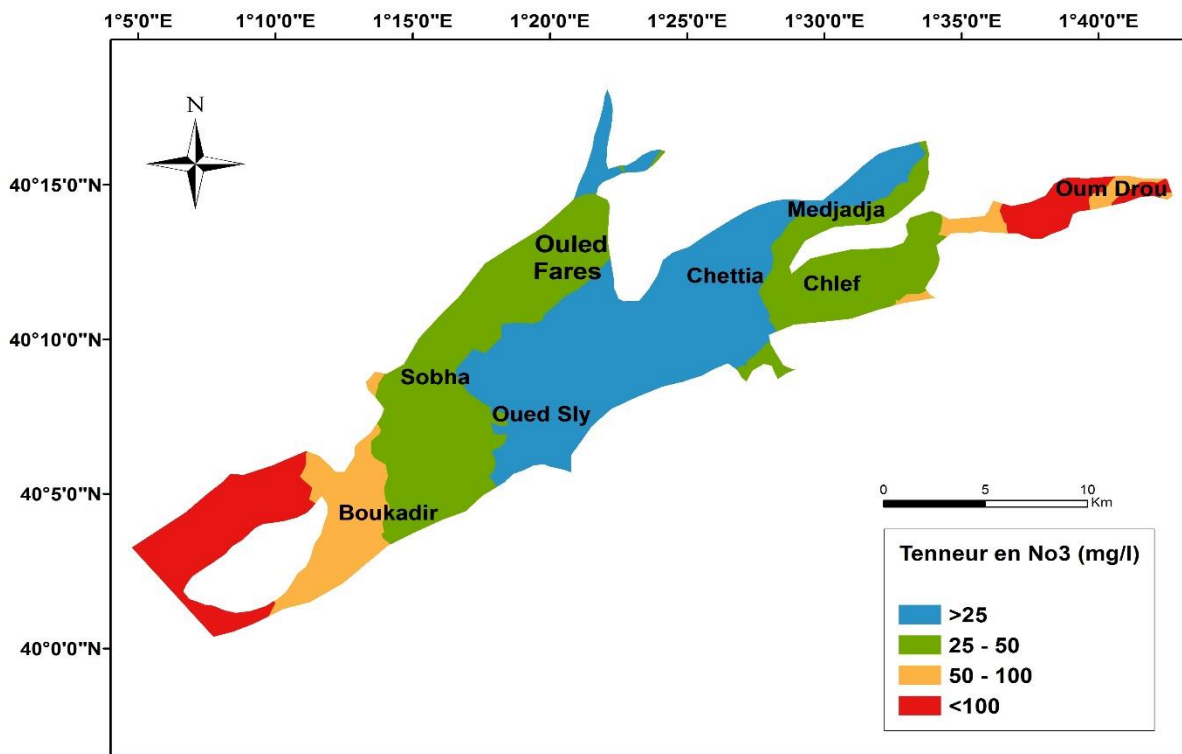
4/ Estimation des classes de nitrate

L'estimation des classes est montrée par la figure (28a), la valeur de l'écart type le plus élevée se trouve dans la basse vallée de l'oued Ouahrane qui coïncide avec la faible densité d'échantillonnage. La distribution géographique (Fig. 28b) des classes 50-100 et $> 100 \text{ mg/l}$ est presque la même que celle obtenue par krigeage ordinaire avec une amélioration dans les surfaces des valeurs élevées (la classe 50-100 mg/l) au profit de celles des valeurs excessivement élevées (la classe $> 100 \text{ mg/l}$).

La distribution spatiale des nitrates dans la plaine du moyen Cheliff reflète celle obtenue dans la plaine du haut Cheliff (Richa et al., 2015) où les conditions pédoclimatiques, les paramètres hydrodynamiques ainsi que les pratiques agricoles sont pratiquement similaires. En effet, les apports d'azote apportés sur les sols de cette plaine issus de différentes origines (atmosphère, fertilisation, irrigation) sont attribués, pour une grande part, aux engrais azotés de fond ou de couverture, appliqués sur toutes les spéculations à savoir l'arboriculture, le maraîchage et la céréaliculture.



(a)



(b)

Figure 28. Carte (a) des écarts types d’estimation et (b) de l’espérance mathématique des nitrates

C/ Comparaison entre les deux krigeages (ordinaire et d’indicatrices)

Pour les deux types de krigeages la qualité d’estimation repose sur des critères de validation et une comparaison entre les superficies estimées pour chaque type.

Le tableau 22 montre une meilleure estimation de la variable nitrate par le krigeage d’indicatrices suite aux trois critères (EM, ESM et RESQM) favorables à ce dernier contre un seul critère (REQM) favorable au krigeage ordinaire.

Tableau 22. Validation statistique de la qualité de l’estimation

	EM	REQM	ESM	RESQM
K. ordinaire	0.06	0.8	0.07	0.01
K. d’indicatrices	0.02	0.99	0.05	0.01

Erreur moyenne (EM), racine quadratique de l’erreur moyenne (RQEM), erreur standardisée moyenne (ESM), racine de l’erreur standardisée quadratique moyenne (RESQM).

La figure 29 montre les superficies affectées par classe de nitrate des deux types de krigeage.

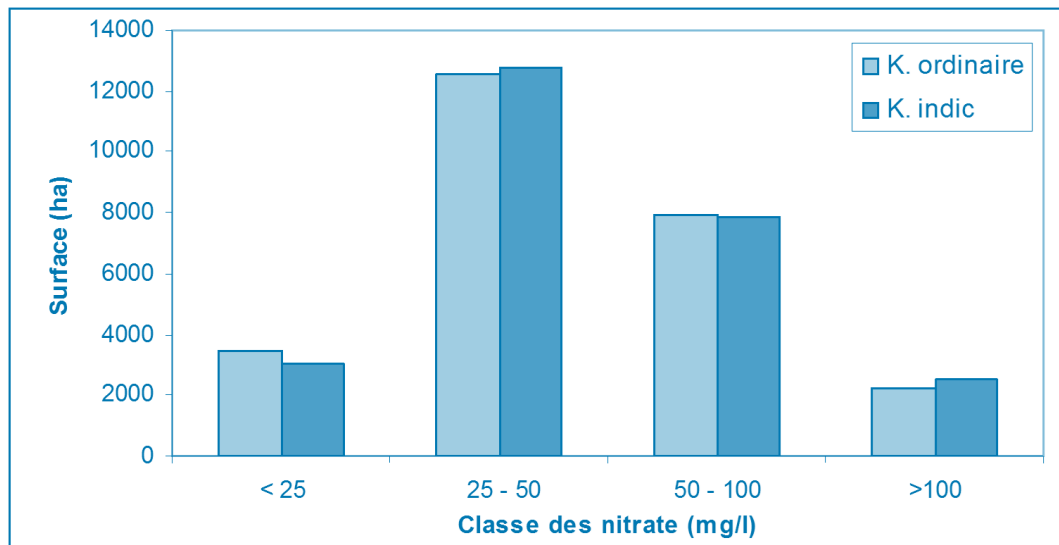


Figure 29. Comparaison entre les superficies des classes des nitrates du krigeage ordinaire et d'indicatrices

- la classe des zones non polluée des nitrates représente 13% de la superficie totale du moyen cheliff occidental qui est de 26210 ha, alors que le krigeage d'indicatrice représente 11%.
- La classe de NO_3 25- 50 pour le krigeage ordinaire représente 46% de la superficie totale du MCO alors que le krigeage d'indicatrice représente 47%.
- La classe de NO_3 50- -100 représente pour le krigeage ordinaire 30% de la superficie totale et 29% pour le krigeage d'indicatrice.
- La classe de la zone très polluée $\text{NO}_3 >100$ mg/l représente 9% de la superficie totale et 10% pour le krigeage d'indicatrice.

Conclusion

La majorité des points d'eau faisant objet d'échantillonnage présentent des teneurs élevées en nitrates dépassant la norme de potabilité (50 mg/l).

L'évolution des concentrations en nitrate pour la période 2011-2012 des eaux de la nappe alluviale de la vallée du moyen Cheliff occidental traduit une dégradation de la qualité de ces eaux destinées pour la consommation et/ou pour l'irrigation.

L'hétérogénéité élevée des nitrates dans la vallée du moyen Cheliff occidental se traduit par un coefficient de variation très élevé, un effet de pépite de (1.700 (mg/l)^2) plus

élevé pour le seuil de $\text{NO}_3 > 50 \text{ mg/l}$ et une variance spatiale importantes, ce qui rend difficile la cartographie des nitrates.

La carte des nitrates établie par krigeage d'indicatrices au seuil supérieur à 50 mg/l montre que les zones qui ont un risque très faible (0-25%) et faible à moyen (25-50%) de contamination par les nitrates couvrent le centre de la vallée où l'irrigation de l'arboriculture fruitière (agrumiculture en particulier) se fait à partir des eaux des barrages de Sidi Yacoub et de Oued Fodda dont les concentrations moyennes en nitrate restent faibles et oscillent autour de 10 mg/l (ABH-CZ, 2002). De plus, la fertilisation azotée appliquée à cette spéculature reste raisonnée par rapport à celle appliquée aux cultures maraîchères concentrées sur les piémonts de la vallée.

Si les cartes établies (par les deux approches) montrent clairement la situation actuelle de l'état qualitatif de la nappe alluviale du moyen Cheliff du point de vue pollution nitratée, il sera nécessaire d'identifier, spatialement toujours, les zones qui favorisent cette pollution en vue de prendre les mesures adéquates pour y faire face. Ceci se réalisera à travers l'établissement de la carte de vulnérabilité qui fera objet du chapitre suivant.

CHAPITRE V

CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE
A LA POLLUTION DE LA PLAINE DU MCO
- APPLICATION DE LA METHODE SINTACS -

CHAPITRE 5. CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE A LA POLLUTION DE LA PLAINE DU MOYEN CHELIFF OCCIDENTAL -APPLICATION DE LA MÉTHODE SINTACS-

Introduction

L'importance des eaux souterraines est reconnue depuis longtemps, mais le potentiel de la nappe phréatique soit contaminée à la suite d'activités humaines ou à proximité de la surface terrestre a seulement été reconnu ces dernières années. Avant 1980 environ, on pensait que les sols servis comme des filtres, empêchant les substances nocives déposées à la surface de migrer vers le bas et atteindre les eaux souterraines. Aujourd'hui on sait que les sols et les autres couches intermédiaires ont une capacité finie de filtrer et de retarder, et ainsi de protéger l'eau souterraine.

La disponibilité des eaux souterraines en qualité acceptable est devenue un défi difficile à relever dans de nombreuses régions du monde mais plus particulièrement dans la nôtre à cause de la sévérité du climat et de la pollution (domestique, industrielle, agricole), ce qui fragilise et rend ces zones vulnérables aux différents facteurs de contamination.

La notion de vulnérabilité des nappes souterraines à la pollution intègre les différents facteurs physiques et stables déterminant la mesure dans laquelle ces nappes se trouvent, dans les conditions naturelles, plus ou moins exposées à la pollution à partir de la surface du sol. Ces facteurs, d'ordre hydrogéologique pour l'essentiel, sont en général appréciable a priori en se basant sur les connaissances géologiques et hydrogéologiques générales; aussi la vulnérabilité à la pollution peut faire l'objet d'une cartographie de classification qui constitue en même temps la méthode d'expression et de diffusion des informations la plus commode vis-à-vis de diverses catégories d'utilisateurs soucieux ou responsables de la prévention de la pollution, mais non spécialistes en hydrogéologie.

Le présent chapitre a pour but de réaliser une carte de vulnérabilité intrinsèque basée sur des paramètres pédoclimatiques de la zone et hydrodynamiques de la nappe. La méthode adoptée est la méthode SINTACS précédemment décrite en chapitre 3.

5.1 Elaboration des couches thématiques des sept paramètres SINTACS

5.1.1 Profondeur de la nappe

La profondeur de la nappe représente la distance verticale traversée par un contaminant à la surface du sol pour atteindre la nappe (rétention, stockage, interaction physicochimiques avec l'encaissant) et donc sa possible dégradation en cours de transfert.

Généralement, la protection de l'aquifère augmente avec la profondeur de la nappe.

Pour la détermination de ce paramètre, les niveaux statiques de 48 forages à l'échelle de la zone d'étude ont été relevés. Une interpolation de ces données a permis d'élaborer la carte relative à la profondeur variant entre un minimum de 0,7 m et un maximum de 54 m. Les notations et pondérations sont mentionnées dans le tableau 23.

Tableau 23. Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre Profondeur de la nappe (S)

Classe	Côte	Poids	Côte x poids = indice
0 à 2	10	5	50
2 à 4	9		45
4 à 6	8		40
6 à 8	7		35
8 à 11	6		30
11 à 14	5		25
14 à 18	4		20
18 à 25	3		15
25 à 33	2		10
> 33	1		5

La carte des profondeurs de la nappe (Fig. 30) a été établie en utilisant la méthode d'interpolation par krigeage ordinaire. Elle met en évidence une variabilité spatiale marquante et montre dix classes allant de 0 à 54 m.

Ainsi, la zone de très faible profondeur de (0 à 4 m) caractérise le Sud-Est de la plaine (Oum Drou), celle de faible profondeur (14 à 25 m) le Sud-Ouest (Sobha et Boukadir) traduisant ainsi une vulnérabilité élevée. Au contraire, une grande partie du centre de la plaine abrite des eaux à forte profondeur (18 à 25 m). Quant aux monts de Medjadja, Oued Ouahran et Chettia, la profondeur d'eau y est la plus forte (33 m) rendant ainsi les terrains moins vulnérables.

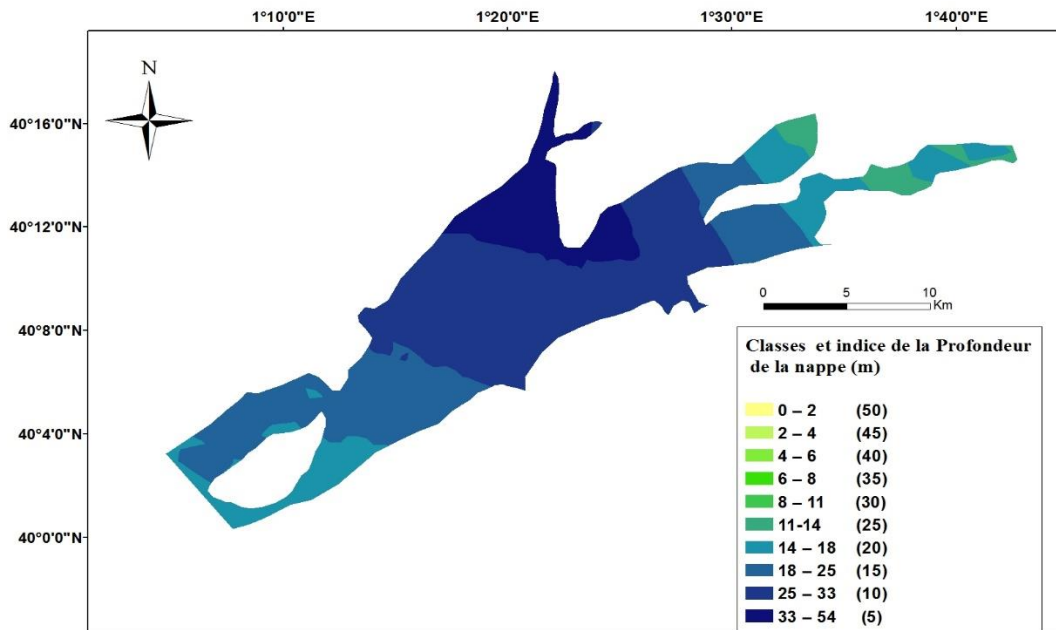


Figure 30. Carte des classes et indices de la profondeur de la nappe

5.1.2 Recharge efficace ou Infiltration de la nappe

Elle définit la quantité de l'eau par unité de surface qui s'infiltré et atteint la zone saturée. Elle dépend du climat (précipitations et ETP), mais également de la topographie et de la nature des formations. Cette eau constitue un facteur de transfert des polluants vers les eaux souterraines en traversant la zone vadoze. Généralement, plus la quantité d'eau est importante, plus la possibilité de contaminer la nappe est élevée.

Avec 25 mm/an de recharge évaluée par le bilan de Thornthwaite, la zone d'étude et selon la carte de recharge moyenne des eaux souterraines est classée dans la catégorie de valeurs 0-50 mm/an. Une notation de 9 est lui est alors attribuée. Les notations et pondération du facteur recharge efficace sont mentionnées dans le tableau 24 ci-dessous:

Tableau 24. Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre infiltration (I)

Classe (mm)	côte	poids	indice
0-50	9	5	45

La figure 31 montre une seule tendance avec un indice unique, vu que l'infiltration sur l'ensemble des sols de la plaine du moyen Cheliff occidental est supposée constante et dont la valeur reste assez faible pour constituer un facteur déterminant dans la pollution nitratée comme cela va être confirmé dans le dernier chapitre.

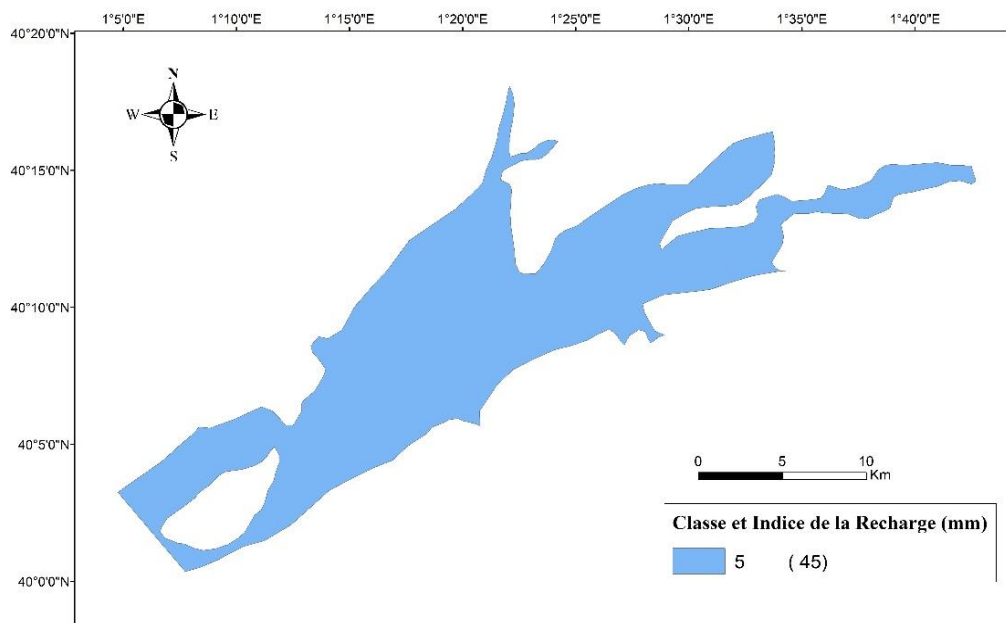
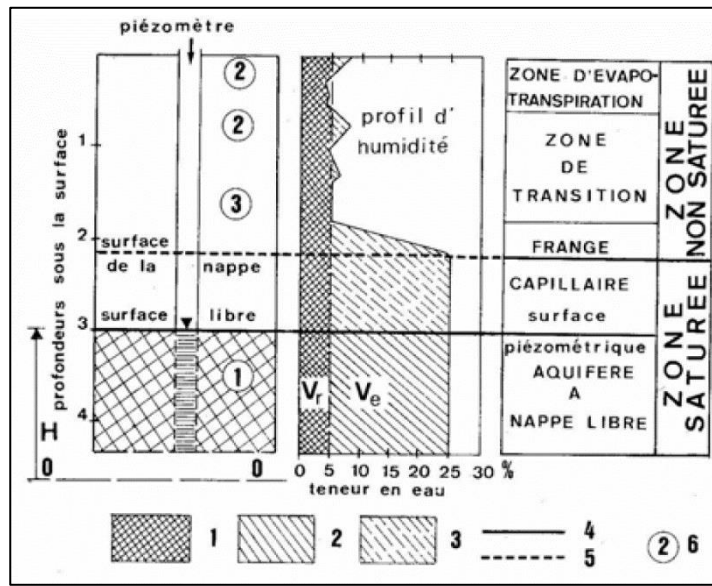


Figure 31. Carte des classes et indices de l'infiltration de la nappe (recharge efficace)

5.1.3 Zone Non Saturée

La zone non saturée (ZNS) est la zone du sous surface d'une nappe libre. A cet endroit, la quantité d'eau gravitaire est temporaire, elle est en transit. Elle est composée de trois parties distinctes en fonction de leur teneur en eau (Fig. 32) :

- une zone d'évapotranspiration qui est soumise à d'importantes variations de la saturation en eau
- une zone de transition où la teneur en eau correspond à la capacité de rétention du sol ;
- la frange capillaire qui, en plus de la percolation per descensum (post-dépositionnels) (recharge) correspond à l'eau de la nappe remontant par ascension capillaire.



1 : Eau de rétention	3 : Eau capillaire
2 : Eau gravitaire	4 : Surface piézométrique ou surface libre
	5 : Surface de la nappe

Figure 32. L'eau dans le sol (Hydrogéologie, G. Castany, 2000 in BRGM ; 2005).

Les formations constituant la zone non saturée de l'ensemble des puits échantillonnés sont déterminées à partir des coupes géologiques présentées en annexe 2. Cinq (05) types de formation sont observés (argileux, argile et gravier, sableux, limoneux, argileux-sableux) dont les indices SINTACS sont déduits du tableau 25 et présentés en figure 33.

Tableau 25. Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre Zone Non Saturée (N)

Classe	Côte	Poids	Indice
Argileux	1	4	4
Argile et Gravier	5		20
Sableux	4		16
Limoneux	3		12
Argileux-Sableux	6		24

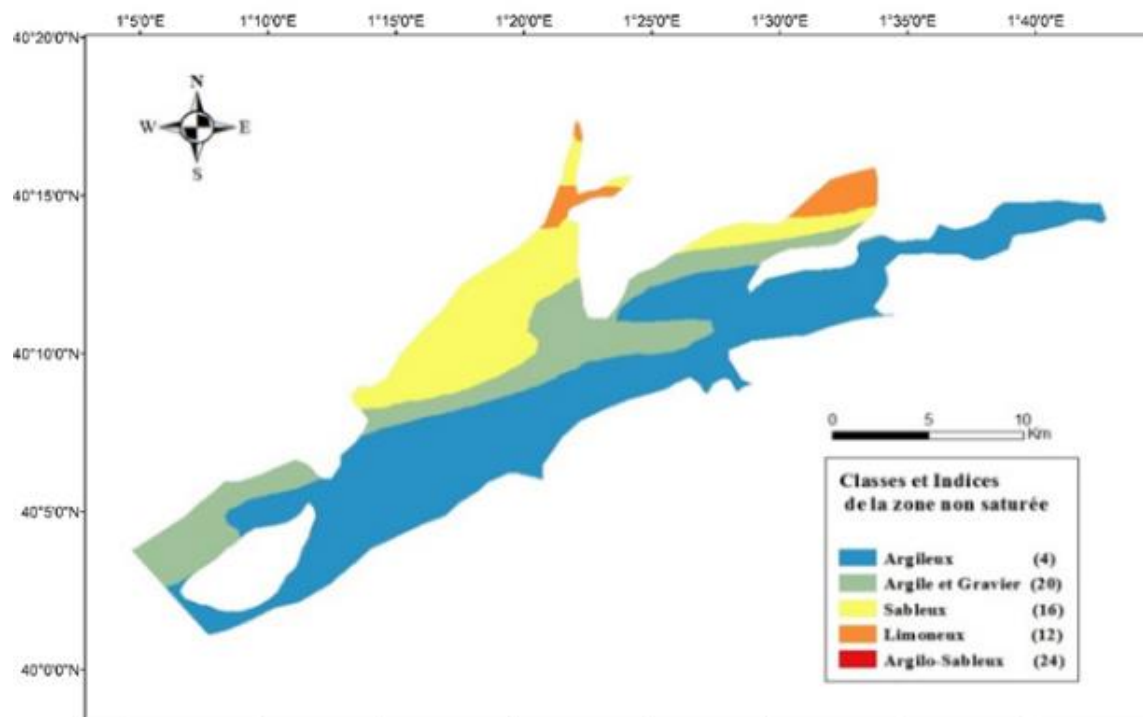


Figure 33. Carte des classes et indices de la Zone Non Saturée

La figure 33 montre que la formation argileuse couvre plus de la moitié de la plaine sur la bordure sud et au centre. Ceci n'est pas sans conséquence sur le transfert des polluants vers l'horizon aquifère qui se retrouve, par conséquent, limité.

Les formations les plus perméables (sables) caractérisent particulièrement la basse vallée de l'Oued Ouahrane et le Nord-Est (Medjadja). C'est sur ces terrains que les conditions de lessivage des polluants, notamment les nitrates, sont les plus favorables.

Le reste de la plaine présente une formation variée en Zone Non Saturée (argile et gravier) qui est beaucoup plus concentrée à Chettia et Sobha.

5.1.4 Type de sol (T)

Le sol joue un rôle important dans la protection des eaux souterraine. Les caractéristiques du sol contrôlent les mouvements descendants des contaminants. L'activité chimique et microbiologique est intense (oxydation, réduction...). De nombreux corps sont modifiés chimiquement, les polluants organiques peuvent être métabolisés et minéralisés. En effet, la présence de matériaux fins (argiles, silts et limons) et de la matière organique dans le sol diminue la perméabilité intrinsèque, et retarde la migration des contaminants, par les processus physico-chimiques à savoir : adsorption, échange ionique, oxydation, biodégradation (HEMIDI,2013).

Les types de sol de la plaine ont été déterminés à partir des coupes géologiques des forages (dont quelques exemples en annexe 3). Les formations prédominantes sont de type argileux et argilo- limoneux dont les indices SINTACS sont montrés dans le tableau 26 et présentés spatialement en figure 34.

Tableau 26. Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre sol (T)

Classe	Côte	Poids	Indice
Argileux	1	5	5
Argilo- limoneux	3		15

La figure 34 montre clairement que le centre de la plaine est constitué principalement de sols argileux contrairement à ceux de la basse vallée de l'oued Ouahrane, Medjadja et Boukadir qui sont à texture argileux-limoneux.

La couche argileuse au centre retarde la migration des nitrates en profondeur et contribue ainsi à la protection de la nappe alluviale du MCO. En effet, les cartes des nitrates établies en chap. 4 montrent les teneurs les plus faibles en cette zone.

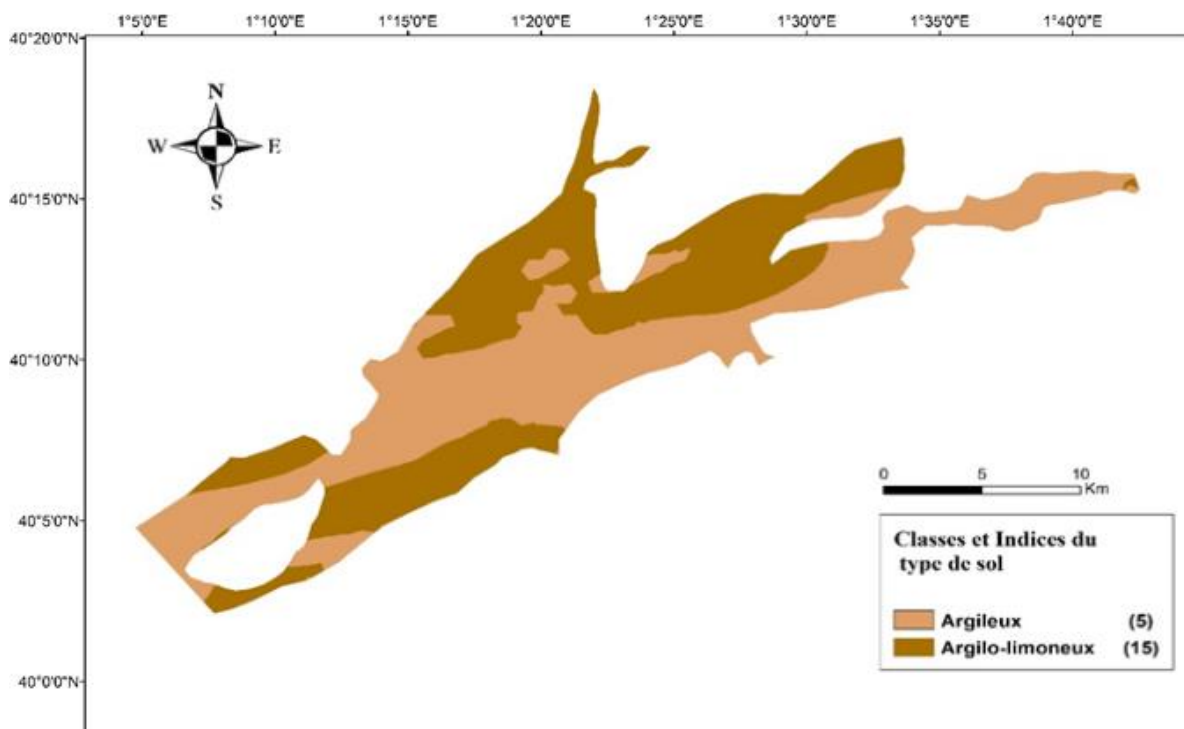


Figure 34. Carte des classes et indices du Type de sol.

5.1.5 Milieu Aquifère (A)

Le paramètre milieu aquifère désigne la lithologie de l'aquifère et il intervient dans le piégeage des polluants, entre autre les nitrates, échappés au pouvoir d'absorption du sol (HEMIDI., 2013).

L'identification de ce paramètre a été basée sur les logs et les coupes lithologiques des forages réalisés dans la zone d'étude (voir annexe 4). Il est à constater que le matériau aquifère de la nappe est constitué essentiellement d'argile-calcaire et galet-gravier. Les indices SINTACS correspondant à ce paramètre ont été estimés selon la notation illustrée dans le tableau 27 et présentés spatialement en figure 35.

Tableau 27. Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre Milieu Aquifère (A)

classe	côte	pois	indice
Argile et Calcaire	7	3	21
Galet et Gravier	6		18

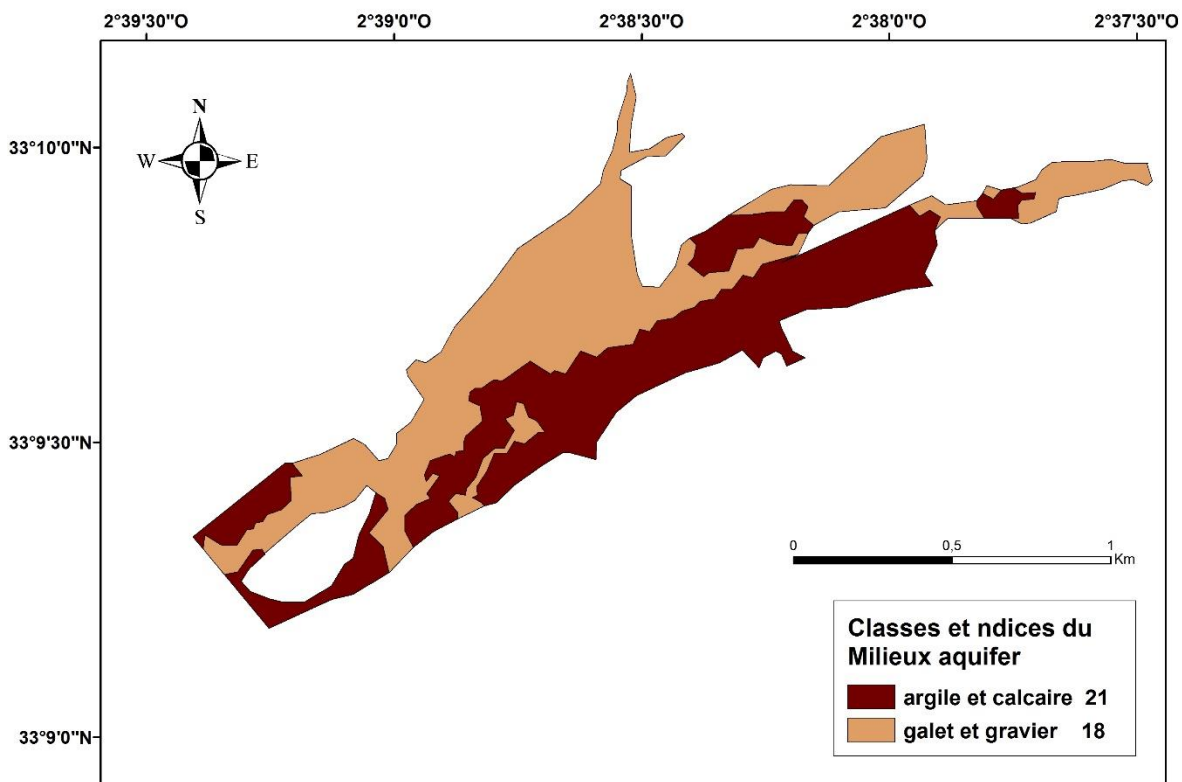


Figure 35. Carte des classes et indices du Milieu Aquifère.

La figure 35 montre que la bordure sud de la nappe est constituée pratiquement d'argile et calcaire. Si la nature lithologique des formations en cette zone n'a pas d'effet direct sur les nitrates, elle l'est certainement sur d'autres éléments tels que le calcium (Ca) et les bicarbonates (HCO₃). Le reste des formations de la nappe est à texture grossière (galet et gravier) et ceci peut largement contribuer au transfert horizontal des nitrates.

5.1.6 Conductivité Hydraulique (A)

La conductivité hydraulique de la couche aquifère nous renseigne sur la vitesse de migration des polluants et leur dispersion dans la nappe du point d'injection à la surface, jusqu'à la zone saturée et, par conséquent, leurs concentrations dans la nappe aquifère. Plus ce paramètre est important, plus le transfert des polluants est rapide (HEMIDI, 2013).

Les valeurs de la conductivité hydraulique sont déduites des résultats des quatorze (14) essais de pompage effectués à l'échelle de la nappe d'étude et obtenues par interprétation de l'équation d'approximation logarithmique de Jacob (Hennia, 2007). Les indices SINTACS déduits du tableau 28 pour les différentes classes, ne peuvent être attribués directement à l'ensemble des puits échantillonnés vu que les classes de ces derniers ne sont pas connues. Une carte d'indices a été alors établie par krigeage (Fig. 36) pour pouvoir estimer ce paramètre pour l'ensemble des points d'eau concernés.

Tableau 28. Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre Conductivité Hydraulique (C)

Classe (10 ⁻⁵ m/s)	côte	poids	indice
0,047 à 4,7	1	2	2
4,7 à 14,7	2		4
14,7 à 32,9	4		8
32,9 à 9,4	6		12

Quatre classes de conductivité hydraulique ont été distinguées et indexées selon le modèle SINTACS (Fig. 36). Les valeurs les plus élevées se retrouvent sur des aires de la bordure sud où les formations calcaires prédominent. Le transfert des nitrates dans cet espace vers le centre ou vers l'aval hydraulique y serait certainement des plus rapides. Les valeurs les plus faibles occupent une partie de la basse vallée de l'oued Ouahrane et Medjadja.

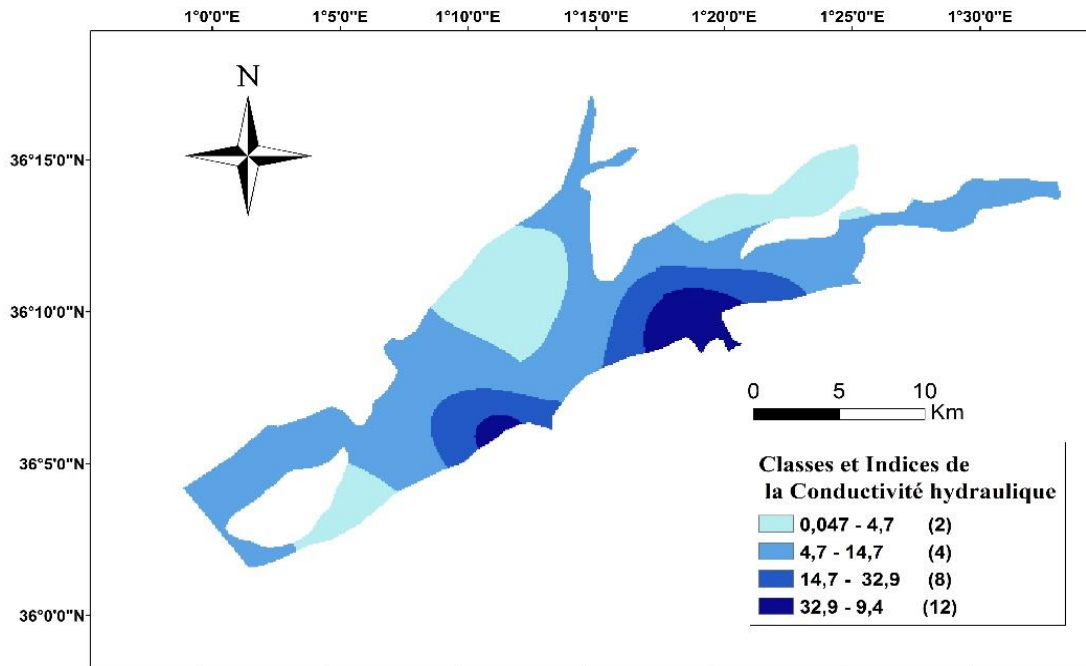


Figure 36. Carte des classes et indices de la Conductivité Hydraulique.

5.1.7 Topographie (Pente) (S)

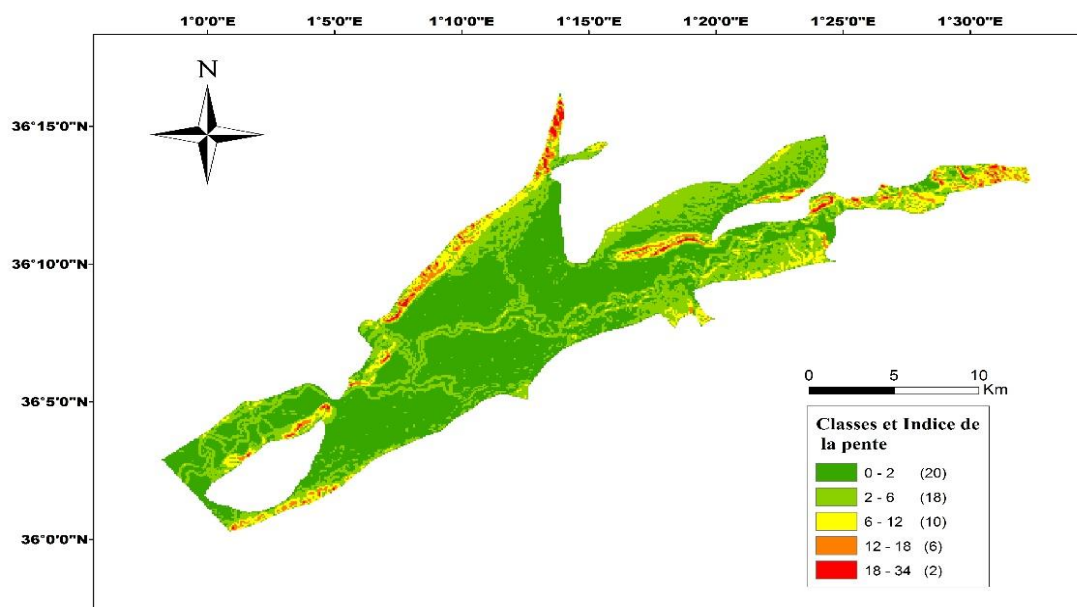
Ce paramètre traduit l'aptitude au ruissellement et à l'infiltration des eaux superficielles vers la nappe et reflète donc la capacité de ces eaux à introduire des agents polluants vers la nappe (HEMIDI.,2013). En effet, Plus la pente des terrains est grande, plus le ruissellement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible. En revanche, une zone à faible pente a une tendance à retenir l'eau pendant une longue période, cela permet un plus grand potentiel de migration des contaminants.

Sur le plan local, on a réalisé une carte des pentes (Fig. 37) basée sur la carte topographique de la wilaya de Chlef sur la base de la carte des pentes de bassin hydrographique Zahrez et par l'emploi du logiciel ArcGis 10.2.2.

La quasi-totalité de la zone d'étude (à l'exception des reliefs) est caractérisée par une très faible pente comprise entre 0 et 2 %. Ceci favorise l'infiltration plutôt que le ruissellement et donc une éventuelle pollution qui se produit à la surface serait ainsi entraînée vers la nappe. Les notations et pondérations de ce paramètre sont mentionnées sur le tableau 29.

Tableau 29. Valeurs de l'indice SINTACS du paramètre de Pente (S)

Classe (%)	côte	poids	indice
0 - 2	10	2	20
2 - 6	9		18
6 - 12	5		10
12 - 18	3		6
18 - 34	1		2

**Figure 37.** Carte des classes et indices de la Pente

5.2 Elaboration de la carte de vulnérabilité à la pollution de la plaine du MCO

La méthode SINTACS nous a permis de calculer les indices de vulnérabilité qui représentent une évaluation du niveau de risque de contamination dont l'augmentation va dans le même sens que la valeur de l'indice. La répartition spatiale de ces indices a été faite grâce au Système d'Information Géographique (SIG) faisant ressortir une carte synthétique dite de vulnérabilité à la pollution (Fig. 38). L'intérêt de cette carte réside dans le fait qu'elle étend le champ de vision sur l'ensemble de la plaine et ne se limite donc pas aux endroits où la pollution a touché les eaux souterraines aux lieux de mesure. Elle permet ainsi la prise de mesures de protection.

La carte de vulnérabilité de la plaine du MCO est obtenue par superposition des cartes thématiques dont l'indice SINTACS (ID) final est le résultat de la somme des produits entre les notes et poids de chaque facteur :

$$IDf = \Sigma (\text{Notes} * \text{Poids}) \quad (12)$$

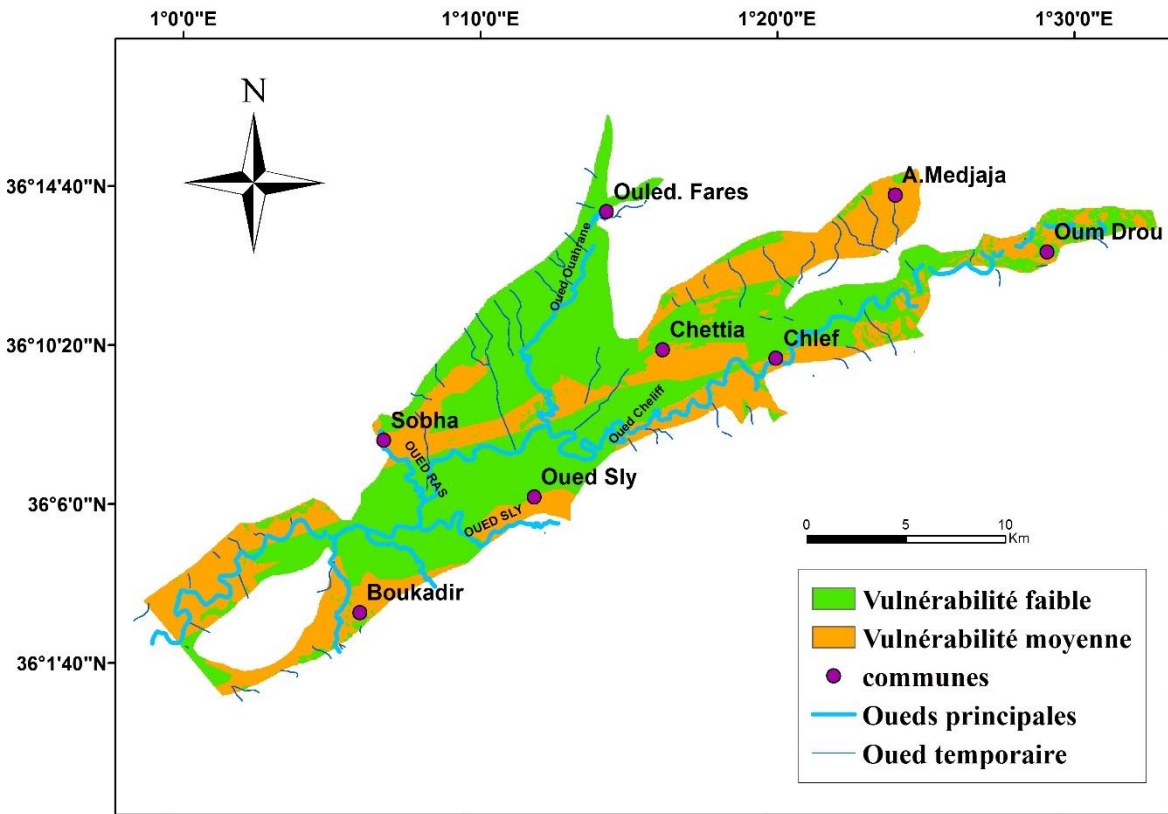


Figure 38. Carte de la vulnérabilité à la pollution de la plaine du moyen Cheliff occidentale.

Il est à constater que cette carte montre deux classes de degré de vulnérabilité à l'échelle de la plaine :

- Classe à faible degré de vulnérabilité dont l'indice SINTACS général est < 106 . Cette classe couvre presque la totalité de la plaine où les sols sont à texture argileuse et argilo-limoneuse caractérisés par les perméabilités les plus faibles. Les formations de la zone non saturée dans cette partie de la plaine présentent aussi une texture fine (argileuse) et les profondeurs d'eau y sont assez élevées (atteignant 25 m). l'ensemble de ces facteurs constitue un toit protecteur pour l'horizon aquifère et empêche ou du moins atténue le

lessivage des polluants en l'occurrence les nitrates en présence d'une infiltration assez faible caractérisant cette zone semi-aride.

Classe à degré de vulnérabilité moyen dont l'indice SINTACS général varie de 106 à 186. Cette classe se localise principalement vers Sobha, Boukadir, Medjadja et Chlef où les formations de la zone non saturée sont constituées, pour une grande partie, d'argile-gravier et de sable. De plus ces sols de piémonts (Medjadja et les extensions Est et Ouest), sont à perméabilité globalement bonne (de l'ordre de 10 cm/h). Même si on note des fois des variations importantes sur un même site, la perméabilité peut passer de 11 cm/h à 2 cm/h ou de 17 cm/h à 3 cm/h traduisant ainsi les hétérogénéités des sols, ceci n'affecte pas la structure et la porosité qui restent bonnes, induisant une bonne infiltration des polluants.

Conclusion

La cartographie de la vulnérabilité à la pollution de la plaine du moyen Cheliff occidental, par la méthode SINTACS, a permis de renforcer les résultats obtenus par la cartographie des teneurs en nitrates à l'échelle de la nappe alluviale qu'abrite cette plaine par les deux méthodes de krigeage. En effet, les tendances globales sont pratiquement similaires et on retrouve deux zones marquantes du point de vue facteurs favorables au lessivage des nitrates et aires caractérisées par les plus fortes teneurs en cet élément.

Ainsi, le centre de la plaine est généralement moins vulnérables à la pollution vu la nature des sols et de la ZNS à texture assez fine ainsi que la profondeur d'eau qui est généralement élevée. Ceci est traduit, au niveau de la nappe, par des concentrations de nitrates qui restent conformes à la norme (< 50 mg/l).

Au contraire, les bordures de la plaine, particulièrement Est et Sud-Ouest, montrent une certaine vulnérabilité (moyenne) vu la nature des sols dont la perméabilité reste importante et les profondeurs assez faibles.

A ces facteurs naturels qui semblent déterminants dans la vulnérabilité à la pollution de la plaine du MCO, s'ajoutent les pratiques agricoles qui semblent eux plus déterminants dans la contamination de la nappe alluviale par les nitrates.

CHAPITRE VI

APPORTS D'AZOTE ET FACTEURS
DE TRANSFERT DES NITRATES
DANS LA PLAINE DU MCO

CHAPITRE 6. APPORT D'AZOTE ET FACTEURS DE TRANSFERT DES NITRATES DANS LA PLAINE DU MCO

Introduction

L'augmentation générale des teneurs en nitrate est en grande partie attribuée aux activités agricoles, qui ont connu de profondes modifications. En effet, l'utilisation généralisée de fertilisants (azotés en particulier) et l'augmentation du volume d'effluents d'origine animale à la suite du développement des élevages provoquent un excédent d'azote dépassant les capacités d'utilisation par la végétation. Celui-ci est entraîné vers les nappes (Somlette, 1998) et provoque un accroissement des concentrations en nitrate dans les eaux. Ceci engendre une pollution incontrôlable du fait de son caractère purement diffus.

6.1 Situation agricole en Algérie

La superficie totale de l'Algérie s'élève à 238 millions d'hectares dont 191 millions sont improductifs. La surface agricole est de 8,2 millions d'hectares dont presque la moitié est habituellement mise en jachère. Les cultures herbacées couvrent 3,8 millions d'hectares (FAO, 2005). La polyculture est concentrée dans la riche zone pluvieuse du nord du pays. On y cultive céréales, légumes et fruits et y pratique l'élevage semi-intensif, produisant surtout du lait et de la viande.

L'Algérie compte un million d'exploitations dont 70% ont une surface inférieure à 10 ha. L'exploitation individuelle prédomine, avec 83% du nombre total des exploitations occupant un quart de la surface agricole utile.

Le pays est riche en ressources naturelles dont deux des principales matières premières nécessaires à la fabrication des engrais, le phosphate naturel et le gaz naturel. La fabrication des engrais azotés et phosphatés satisfait non seulement les besoins du marché intérieur mais permet aussi l'exportation. La gamme des produits fabriqués inclue le nitrate d'ammonium, l'urée, les superphosphates et les engrais composés binaires et ternaires.

Pendant les deux dernières décennies, une attention croissante a été prêté aux effets défavorables pour l'environnement de la sous-utilisations et de l'utilisation excédentaire des éléments nutritifs des cultures.

L'utilisation efficace des éléments nutritifs des plantes, que ce soit à partir des engrais minéraux ou d'autres sources, implique une responsabilité partagée de beaucoup de segments

de la société, y compris les organismes internationaux, les gouvernements, l'industrie des engrais, la recherche agricole et les organismes de conseil, les commerçants et les agriculteurs.

Compte tenu du manque de bases de données et/ou de publications se rapportant à la fertilisation d'une manière générale et à l'utilisation des engrais par culture en particulier, il n'a pas été possible d'accéder à certaines informations. L'utilisation des engrais par l'agriculture n'est pas connue exactement, sauf pour les agriculteurs chargés du programme d'intensification des céréales et pour les agriculteurs cultivant la pomme de terre.

Pour les céréales, les engrais les plus utilisés sont l'ammonitrate (33,5%) puis le TSP; pour les engrais NPK et PK, la moyenne de rendement avoisine les 1200 kg, alors que des pointes à 5000 kg sont souvent obtenues.

La moyenne conseillée d'utilisation des deux principaux engrais (N et P₂O₅) oscille entre 50 et 100 kg d'éléments nutritifs pour les deux types d'engrais.

Cependant, cette pratique n'est pas généralisée. Elle n'est effective que chez les agriculteurs avertis et uniquement au niveau des zones «potentielles» et pour une diversité de cultures annuelles assez conséquente.

L'utilisation des engrais est sûrement la technique qui a contribué le plus à l'augmentation des rendements des céréales. Il en est de même pour la pomme de terre, où on assiste à une utilisation intensive de l'engrais NPK 15.15.15 et dont les rendements oscillent entre 15 et 40 tonnes par hectare en fonction des zones et des degrés d'intensification et de conduite. La superficie allouée à la pomme de terre est certes réduite par rapport aux céréales (100 000 ha par rapport à 3,5 millions d'ha) mais elle est très consommatrice d'engrais.

Pour l'arboriculture, certains agriculteurs pratiquent une fertilisation plus ou moins adéquate, mais la plus part des agriculteurs utilisant l'engrais NPK 15.15.15 comme engrais de fond et l'Urée 46% comme engrais de couverture.

Dans toutes les conditions, l'engrais azoté reste le plus utilisé, probablement de par son effet instantané et remarquable sur les cultures de céréales et dont l'impact sur la culture est mesurable (visible), à l'inverse des autres engrais dont l'effet sur les cultures n'est pas apparent.

6.2 Situation agricole dans la plaine du moyen Chélif occidental

6.2.1 Enquête de terrain sur les pratiques agricoles

Nous avons mené en année 2012 de nombreux entretiens avec les agriculteurs du périmètre du moyen Cheliff occidental auprès de leurs exploitations pour une collecte détaillée des

différentes pratiques agricoles. Ce périmètre qui couvre plus de 27000 ha de superficie, est partagé entre trois spéculations principales : l'arboriculture, le maraîchage et les céréales.

Dominée par l'agrumiculture, notamment par la production d'oranges, l'arboriculture est en première position d'importance. Elle est concentrée dans la partie centrale du périmètre et plus particulièrement sur la rive droite de l'oued Cheliff. Elle est irriguée partiellement en goutte à goutte et 80% en gravitaire à partir des lâchers des barrages de Sidi Yacoub sur l'Oued Sly, Boukadir et Sobha et du barrage de l'Oued Fodda, affluent droit de l'oued Cheliff.

Le maraîchage, en deuxième position d'importance, est localisé principalement à proximité des bordures de la zone d'étude (l'Abiadh Medjadja, Ouled Fares, Sobha, Oued Sly et Oum Drou). La pomme de terre est la principale spéculation occupant 70% de la surface implantée. La culture des cucurbitacées et plus particulièrement le melon, la pastèque et la laitue est très cultivée surtout par le secteur privé car ils s'adaptent aux conditions climatiques de la région. L'artichaut, une plante sensible au froid et qui s'adapte aux sols salés, reste relativement rare sur le périmètre et se localise à Oued Sly et Boukadir.

Ces cultures maraîchères sont irriguées par aspersion, par les eaux de puits individuels dont les concentrations en nitrate dépassent de loin, pour la majorité, le seuil de potabilité (50 mg/l) (Bettahar et Douaoui, 2007).

Quant aux céréales, ils se concentrent aussi sur les piedmonts et sont répartis entre le blé qui occupe 90% de la superficie et l'orge (10%). Ils s'étendent aux dépend des cultures maraîchères, de la pomme de terre en particulier, sur une superficie variant de 500 ha à 800 ha. Après récolte de la pomme de terre saison, les céréales font place et sont, par conséquent soumis au même mode d'irrigation.

L'enquête a porté, par la suite sur les détails des pratiques culturales dans le périmètre, à savoir la nature des fertilisants utilisés, les doses réellement épandues par culture, les dates de fertilisation, les modes d'irrigation, les taux d'irrigation par saison et par année, ainsi que la nature des eaux d'irrigation du point de vue source. Des données ayant servi par la suite au calcul des apports d'azote par année sur les sols de la plaine du MCO.

6.2.2 Description du périmètre du moyen Chélif occidental

La plaine du moyen Chélif occidental, comme toutes les plaines du Chélif, est à vocation agricole, et le périmètre couvre une superficie de 27000 ha.

La superficie des terrains agricoles, enregistrée en année 2012, couvre 10100 ha dont 37,4 % sont effectivement irrigués d'après l'ONIDC.

La figure 39 montre la répartition spatiale des zones agricoles pour chaque spéculation basée sur des données recueillies sur terrain dans le cadre de l'enquête décrite précédemment.

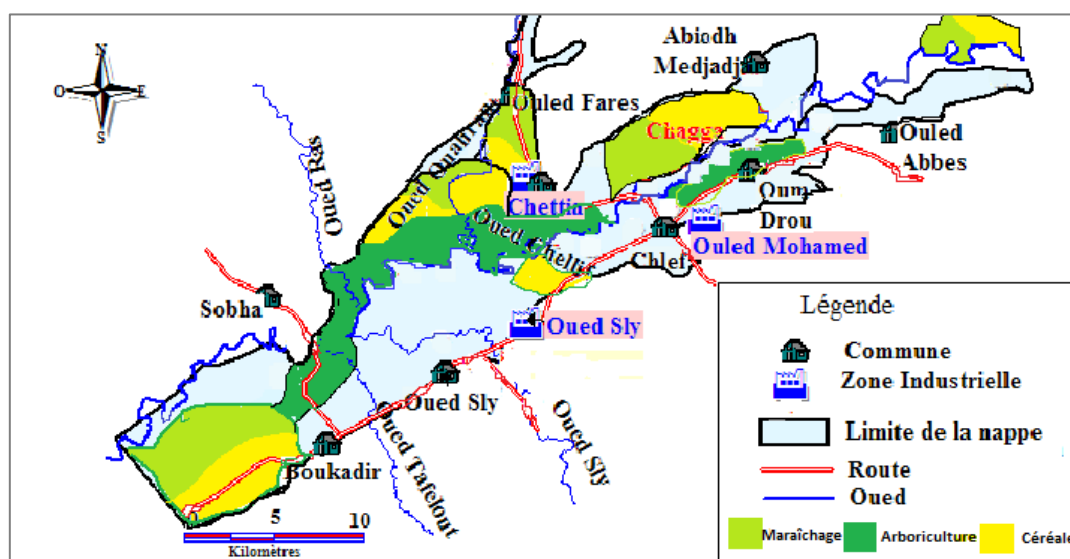


Figure 39. Répartition spatiale des spéculations dans le périmètre du moyen Cheliff occidental (d'après l'enquête menée sur terrain)

L'arboriculture est la spéculation la plus importante du périmètre puisqu'elle représente plus de 38,61% des superficies irriguées. Elle est dominée par l'agrumiculture. Elle est concentrée dans la partie centrale du périmètre sur la rive droite de l'oued Cheliff.

Le maraîchage occupe une seconde position d'importance (34,56%) et est localisé principalement à proximité des bordures de la zone d'étude (l'Abiadh Medjadja, Ouled Fares, aval Boukadir). Les principales spéculations sont par ordre d'importance décroissante :

- la pomme de terre occupe environ 60% de la surface,
- les cucurbitacées, particulièrement la pastèque et le melon qui s'adaptent bien aux conditions climatiques existantes. Ils sont très cultivés par le secteur privé,
- l'artichaut, une plante sensible au froid et qui s'adapte aux sols salés, reste relativement rare sur le périmètre.

Les céréales représentent 26,56% et s'étendent aux dépends des cultures maraîchères, de la pomme de terre en particulier. En effet, après récolte de la pomme de terre saison, les céréales font place. Leur répartition sur les domaines du périmètre est la suivante :

- blé dur : 90%
- orge : 10%

La répartition des superficies des spéculations existantes au niveau des différentes communes de la zone d'étude est montrée sur la figure 40.

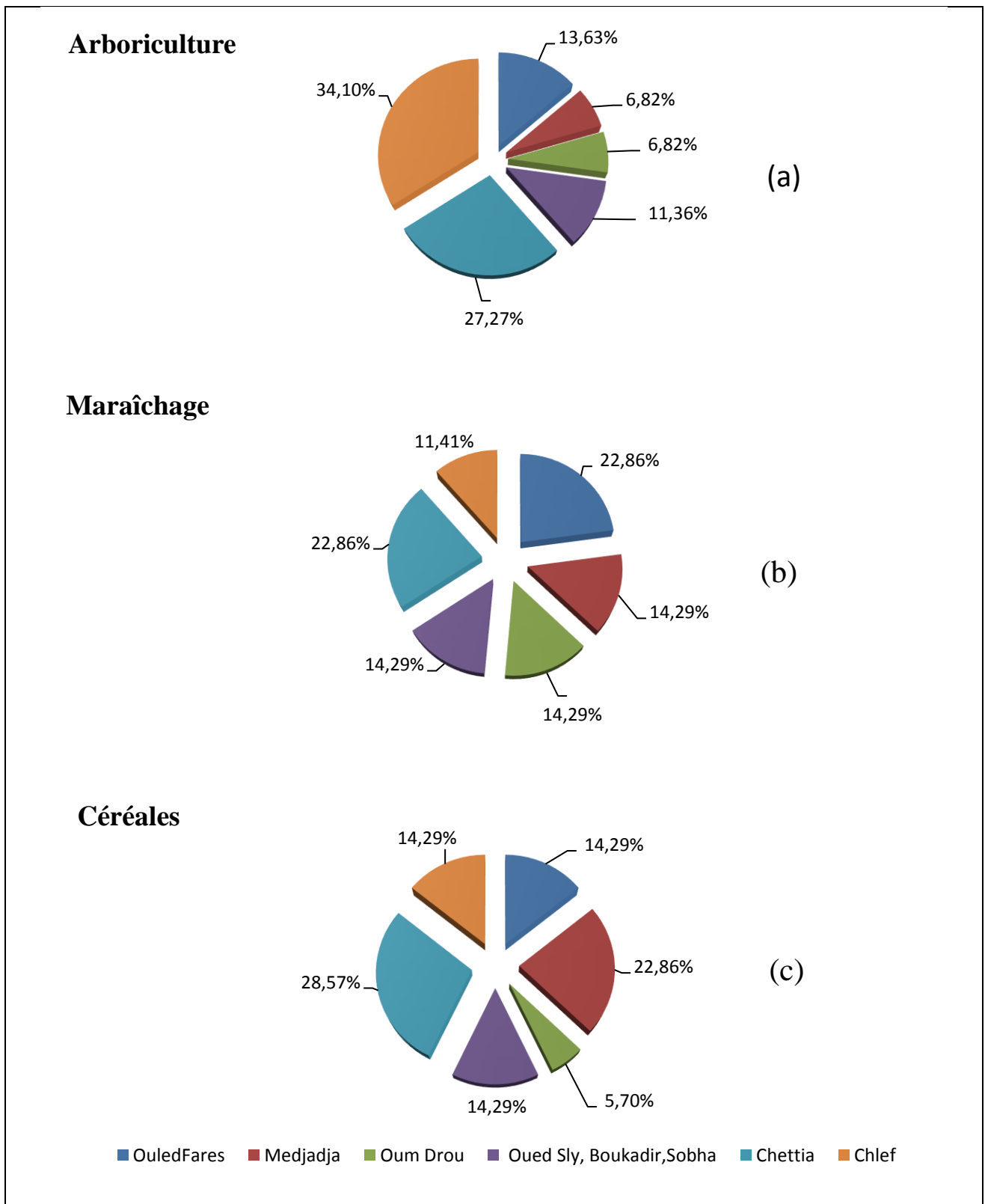


Figure 40. Taux de répartition des spéculations à l'échelle des différentes zones du périmètre du MCO

6.2.3 Apports d'azote sur le périmètre du moyen Cheliff occidental

6.2.3.1 Apports d'azote par les engrais

Deux types d'engrais sont utilisés dans le périmètre du moyen Cheliff :

A/ Les engrais phospho-potassiques

Par convention, ils sont exprimés en oxydes d'éléments nutritifs (P_2O_5 , K_2O). Exemples :

- PK 0.20.25, engrais de fond utilisé en arboriculture.
- T.S.P Super phosphate 46% ($Ca(H_2PO_4)_2$), engrais de fond utilisé en céréaliculture pendant le semis et contient 46% de P_2O_5 .

B/ Les engrais artificiels azotés

B.1) Engrais complets

Ces engrais apportent, dans des proportions bien définies, les éléments nécessaires à la fertilisation des surfaces cultivables. Ils ont toujours été utilisés dans le périmètre d'étude, en arboriculture et au maraîchage comme engrais de fond. Leur composition est précisée en général sous forme de trois nombres représentant les teneurs en azote, acide phosphorique et potasse. Les NPK les plus utilisés dans le périmètre sont le 12.12.18 (jusqu'à 1997), le 10.10.10 (de 2000 à 2004 dont le prix est assez élevé) et le 15.15.15 (utilisé à ce jour). La composition de ce dernier est :

- 15% d'azote (N), dont :
 - 4,7% d'azote nitrique à l'état de KNO_3 et NH_4NO_3
 - 10,3% d'azote ammoniacal à l'état de NH_4Cl et NH_4NO_3
- 15% d'acide phosphorique soluble dans l'eau et du citrate de superphosphate,
- 15% de potasse soluble (K_2O) à l'état de KNO_3 et de KCl d'acide.

Les engrais complets contiennent également environ :

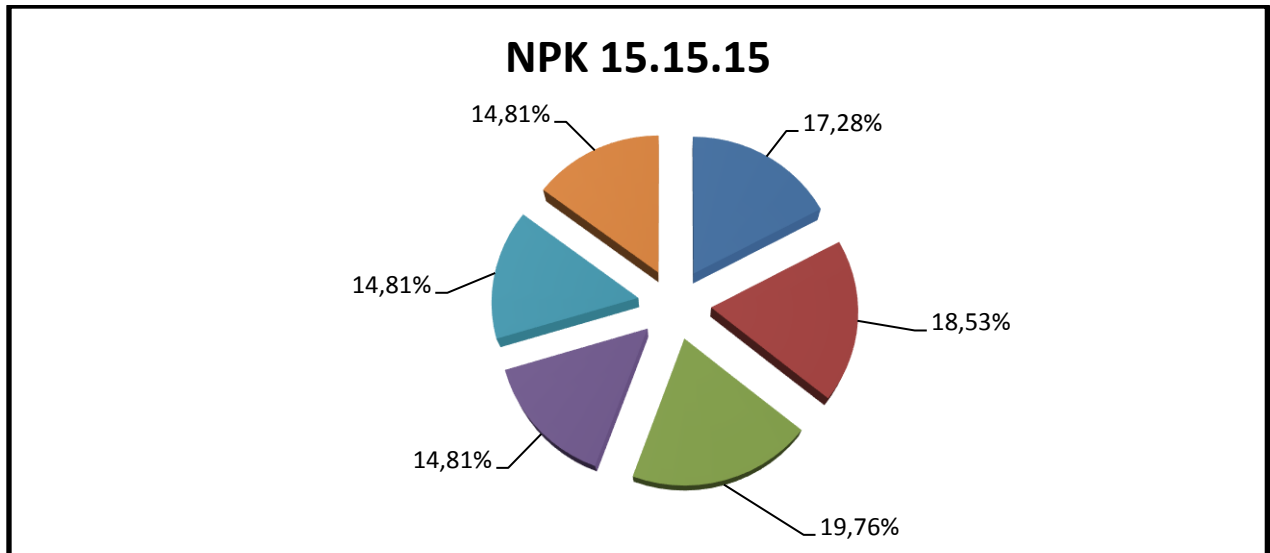
- 20% de CaO
- 17% de SO_3^-

B.2) Urée (46 %)

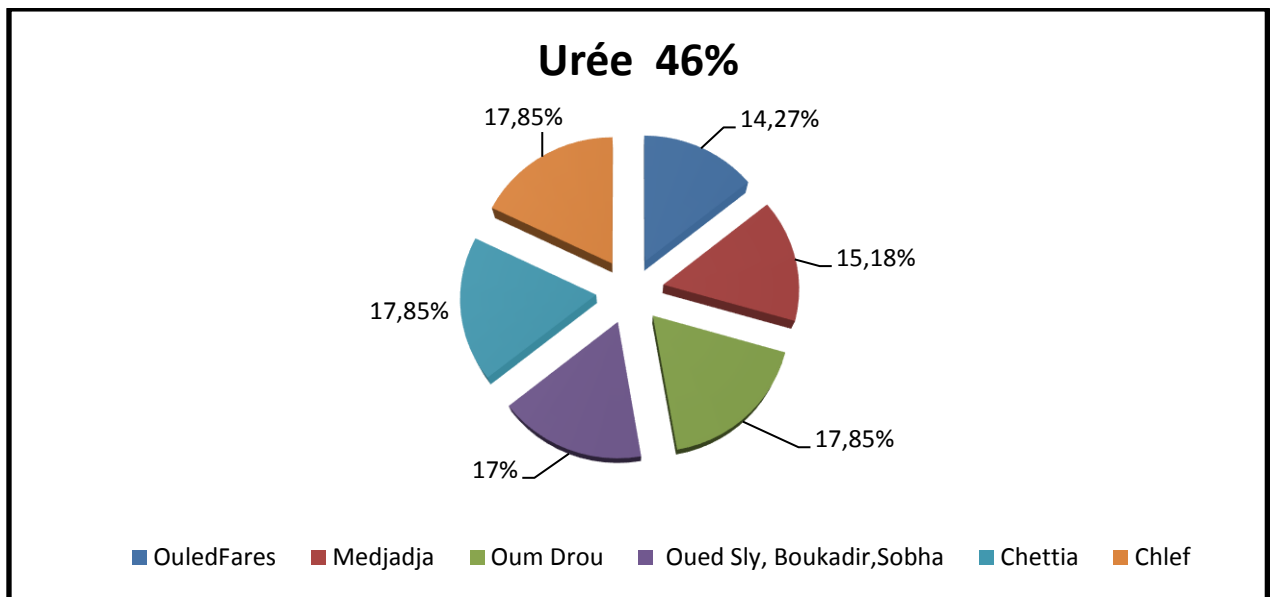
L'urée ($CO(NH_2)_2$) contient 46% d'azote. Il est utilisé comme engrais de couverture dans l'arboriculture et les céréales.

Les doses d'engrais épandues réellement par les agriculteurs sur les surfaces des différentes spéculations sont déduites toujours de l'enquête personnelle menée sur terrain durant l'année d'étude.

Les taux de consommation des engrais à base d'azote, de fond ou de couverture, au niveau des différentes communes de la zone d'étude sont présentés sur la figure 41.



(a) engrais de fond



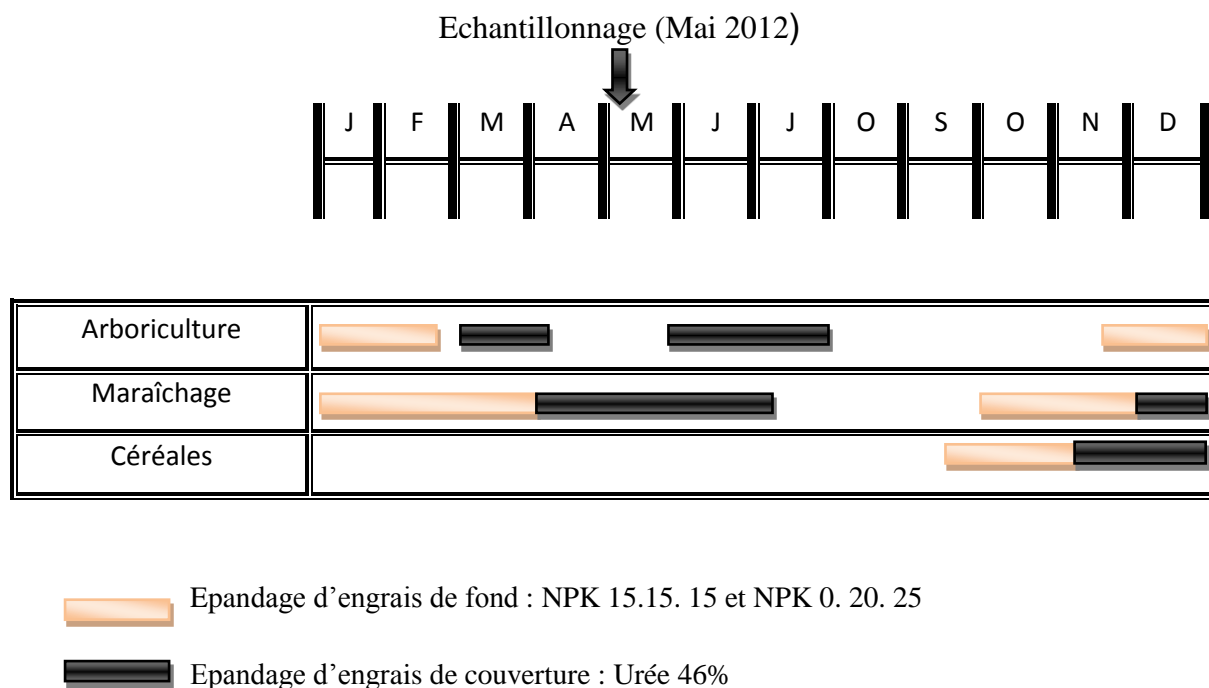
(b) engrais de couverture

Figure 41. Taux de consommation d'engrais à base d'azote

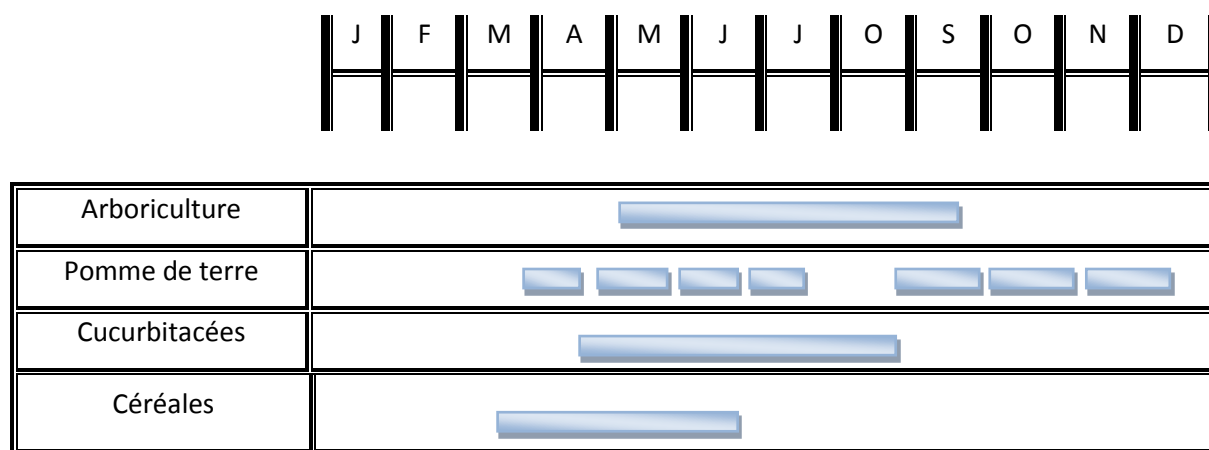
La figure 41 montre aussi que la consommation d'engrais minéral à base d'azote quel que soit sa nature, de fond ou de couverture, est la plus élevée au niveau de la commune de Oum Drou (aux environs de 20 et 18% respectivement). En effet, les agriculteurs dans cette zone utilisent jusqu'à 8 Qx/ha de NPK 15.15.15, alors que dans les autres zones ce taux varie de 5 à 7 Qx/ha. Cette variation de quantité d'engrais est reliée à la nature du sol.

L'enquête a porté, par la suite sur les détails des pratiques agricoles dans le périmètre (Fig. 42), à savoir le calendrier de fertilisation pour les deux types d'engrais à base d'azote

appliqués (de fond et de couverture) ainsi que le calendrier d'irrigation pour les différentes spéculations du périmètre.



(a) Calendrier de fertilisation



(b) Calendrier d'irrigation

Figure 42. Pratiques agricoles dans le périmètre du MCO

(D'après l'enquête de terrain menée en 2012)

Il est clair que les pratiques étaient similaires pour la majorité des agriculteurs ; ainsi, la pomme de terre par exemple, reste la plus grande consommatrice de fertilisants azotés avec des doses pratiquement égales dans la quasi-totalité des exploitations.

Les céréales, montrent une plus faible consommation d'engrais. Les modes d'irrigation adoptés semblent valables pour tous, l'irrigation est menée par gravité pour l'arboriculture et les cucurbitacées et par aspersion pour la pomme de terre et les céréales.

Les engrais chimiques industriels et en particulier le NPK 15.15.15 sont prédominants pour la quasi-totalité des exploitations avec des doses moyennes annuelles de 700 kg/ha pour le maraîchage, et jusqu'à 1000 kg/ha pour la pomme de terre, utilisé comme engrais de fond.

D'autres engrais comme l'urée (46%) qui est utilisé comme engrais de couverture avec des doses allant de 50 kg/ha pour les céréales à 500 kg/ha pour l'arboriculture et jusqu'à 600 kg/ha pour le maraîchage.

Les quantités d'azote apportées par les engrais appliqués dans le périmètre du moyen Cheliff occidental sont calculées en multipliant les doses d'azote par culture par les surfaces d'épandage correspondantes (Tabl. 30 et Fig. 43).

Tableau 30. Quantités d'azote apportées par les engrais azotés sur le périmètre du MCO

Zones		Superficies des cultures (ha)			Quantités totales d'azote (T/an)
		Maraîchage	Arboriculture	Céréales	
Ouled Fares		800	600	500	337
Medjadja		500	300	800	217,25
Oum Drou		500	300	200	240,25
Oued sly, Boukadir et Sobha		500	500	500	239,4
Chettia		800	1200	1000	522,8
Chlef		400	1000	500	299
Taux et types d'engrais utilisé (kg/ha/an)	NPK 15.15.15	517,5	0,00	0,00	
	Urée (46%)	1196	1035	276	
				Total	1855,7

La répartition des taux d'azote apportés sur les sols des différentes communes du périmètre du MCO est montrée sur la figure 43. La basse vallée de l'oued Ouahrane (Chettia et Ouled Fares) semble bénéficier des plus grandes quantités d'azote d'engrais minéraux à base d'azote

(28 et 18% respectivement). Au contraire, la commune de Medjadja a droit aux plus faibles quantités.

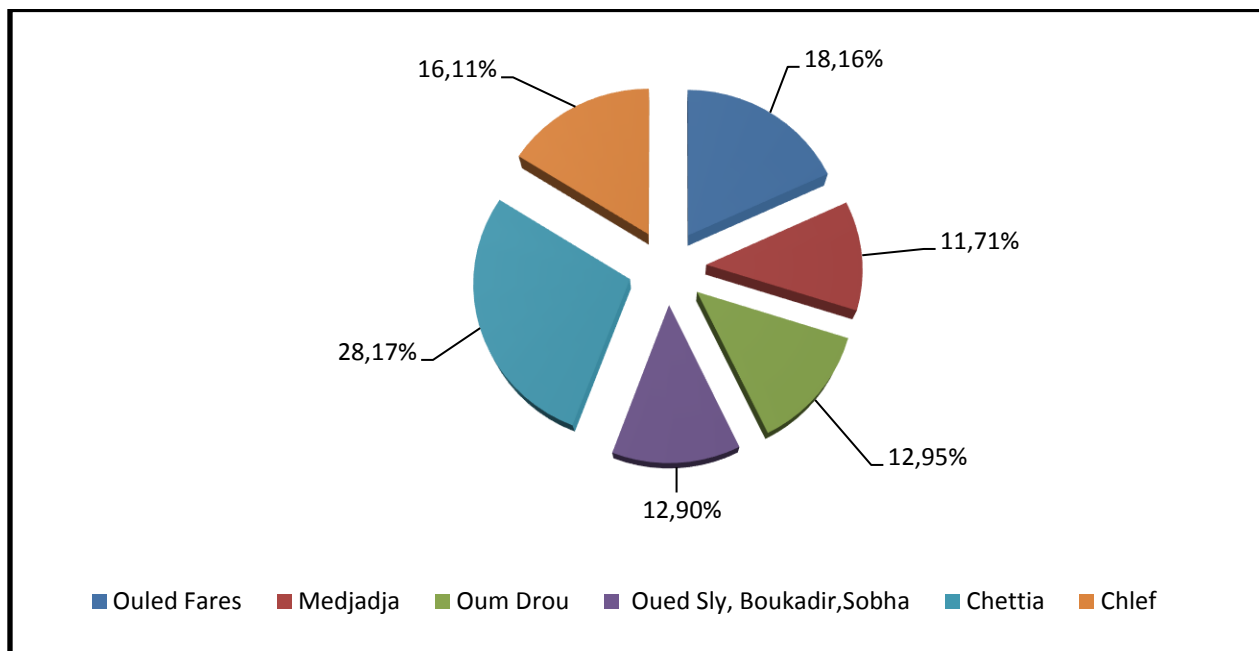


Figure 43. Taux d'apport d'azote minéral à partir d'engrais dans le périmètre du MCO

6.2.3.2 Apports d'azote par l'eau d'irrigation

La réduction massive d'eau superficielle durant les années 90 a conduit les responsables du secteur hydraulique à réserver l'eau des barrages en priorité pour la servie de l'arboriculture.

Les eaux souterraines assurent l'irrigation dans le périmètre de presque 80 % des superficies irriguées. Cependant, elles couvrent totalement (100%) les zones de Ouled Fares et Medjadja en irrigation (Fig. 44), partiellement (75%) la commune de Oum Drou le reste d'irrigation est assuré par le Barrage de Oued Fodda. Une même répartition (70% d'eau souterraine et 25% d'eau de surface à partir du barrage Sidi yacoub) caractérisent les communes d'OuedSly, Boukadir, Sobha et Chettia. Quant à la commune de Chlef, 60% de ses terres est irrigué par les eaux souterraines, le reste est irrigué par le barrage Sidi yacoub.

Il est à remarquer que l'eau souterraine a pris un rôle important pour le développement et la diversification de la production agricole, ce qui est logique du point de vue de la gestion de la ressources : lorsque les eaux souterraines sont accessibles, elles constituent une protection de premier ordre contre les aléas du climat et la faible fiabilité de nombreux systèmes de distribution dans les périmètres irrigués.

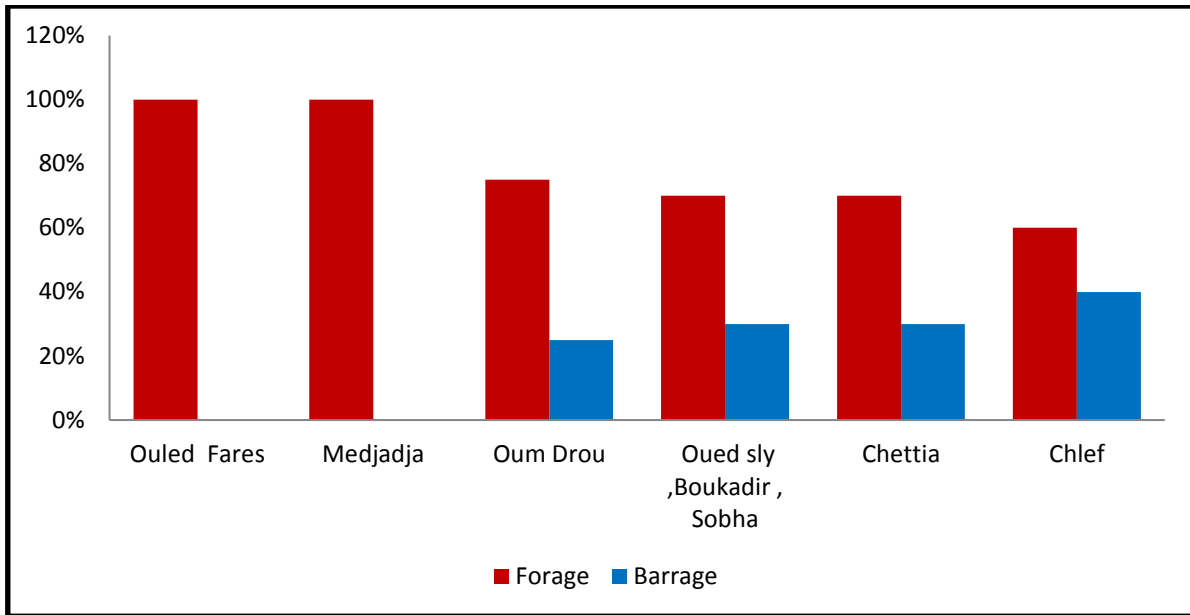


Figure 44. Taux d'irrigation des zones agricole dans le Périmètre du MCO

La figure 45 montre la répartition des eaux d'irrigation à partir de puits dont la charge en nitrate n'est pas à négliger dans l'estimation des apports d'azote à partir de cette source et ce sur les différentes spéculations du périmètre du moyen Cheliff occidental.

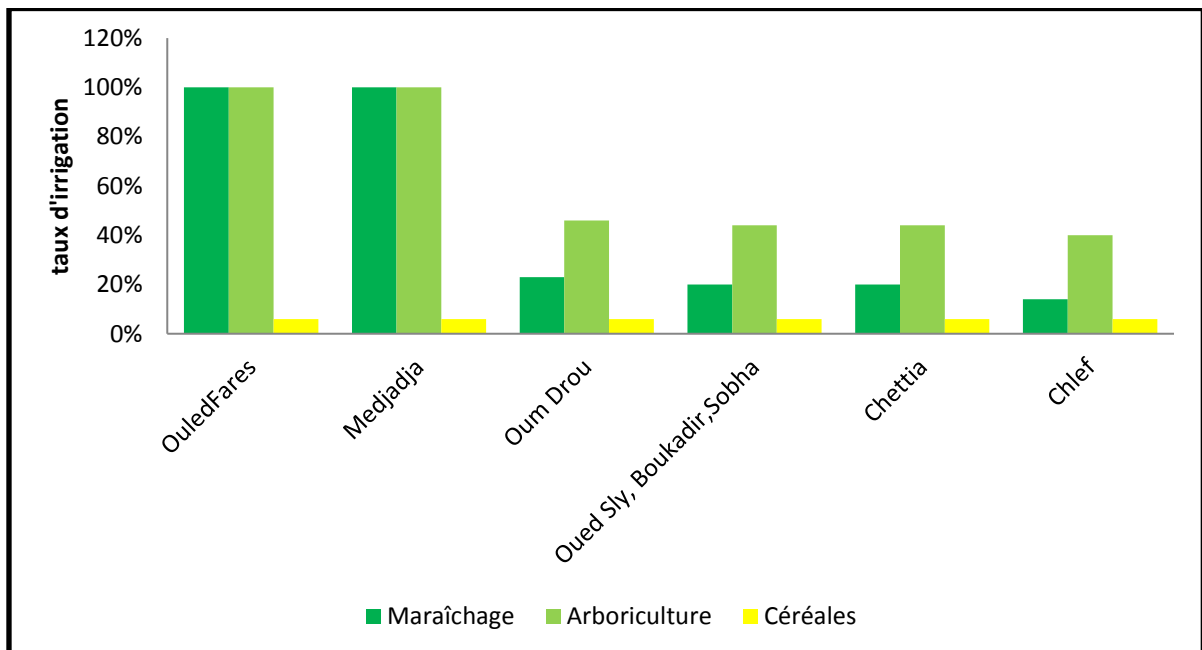


Figure 45. Taux d'irrigation à partir des eaux souterraines (Forages)

Les communes d'Ouled Fares et Medjadja semblent bénéficier d'un apport supplémentaire important d'azote pour les deux spéculations majeures du périmètre, à savoir le maraîchage et l'arboriculture.

Quant aux surfaces céréalières, elles sont irriguées pour 94% à partir des eaux de pluie, mais pendant les périodes de sécheresse un taux de 6% d'irrigation est assuré par les eaux des puits chargés en nitrate et peuvent de ce fait enrichir les sols de ces surfaces en azote.

Le maraîchage et surtout la pomme de terre constitue 70% des cultures maraîchères et est irrigué à raison de 3200 m³/ha/an. Les cucurbitacées constituent le reste et sont irrigués à raison de 1200 m³/ha/an. Quant aux céréales, ils sont irrigués à raison de 1000 m³/ha/an. Si on admet seulement une teneur de 50 mg/ de l'eau de puits, nous pourrions estimer la quantité d'azote apportée par cette eau (Tabl. 31) en utilisant la formule ci-après (Martin, 2003):

$$X_N = \frac{[NO_3^-] \times Q_{\text{irrig}}}{4,43 \times 10^2} \quad (13)$$

X_N : La quantité d'azote annuelle apportée par l'eau d'irrigation (kgN.ha⁻¹.an⁻¹),

$[NO_3^-]$: représente la concentration en nitrate de l'eau de puits (mg/l),

Q_{irrig} : Quantité annuelle d'eau d'irrigation (mm.an⁻¹),

Le chiffre 4,43 correspond au rapport de masses molaires NO₃⁻/N.

L'apport en nitrate par l'eau d'irrigation pourrait représenter une économie importante en fertilisants azotés pour l'agriculteur qui devrait profiter au maximum des nitrates gratuits présents dans cette eau.

Tableau 31. Quantités d'azote minéral apportées au sol à partir d'eau d'irrigation

Zones	Superficies des cultures (ha)			Quantités totales d'azote(T/an)
	pomme de terre	Cucurbitacées	Céréales	
OuledFares	400	160	500	14 ,898
Medjadja	300	150	800	21,896
Oum Drou	250	125	200	12,979
Oued sly, Boukadir et Sobha	175	75	300	10,722
Chettia	400	200	1000	28,442
Chlef	200	100	500	14,221
Taux d'irrigation (m ³ /ha/an)	3200	1200	1000	
Total				103,13

La répartition des taux d'azote apportés sur les sols des différentes communes du périmètre du MCO par l'eau d'irrigation est montrée sur la figure 46. Chettia et Medjadja semblent bénéficier des plus grandes quantités d'azote (28 et 21% respectivement).

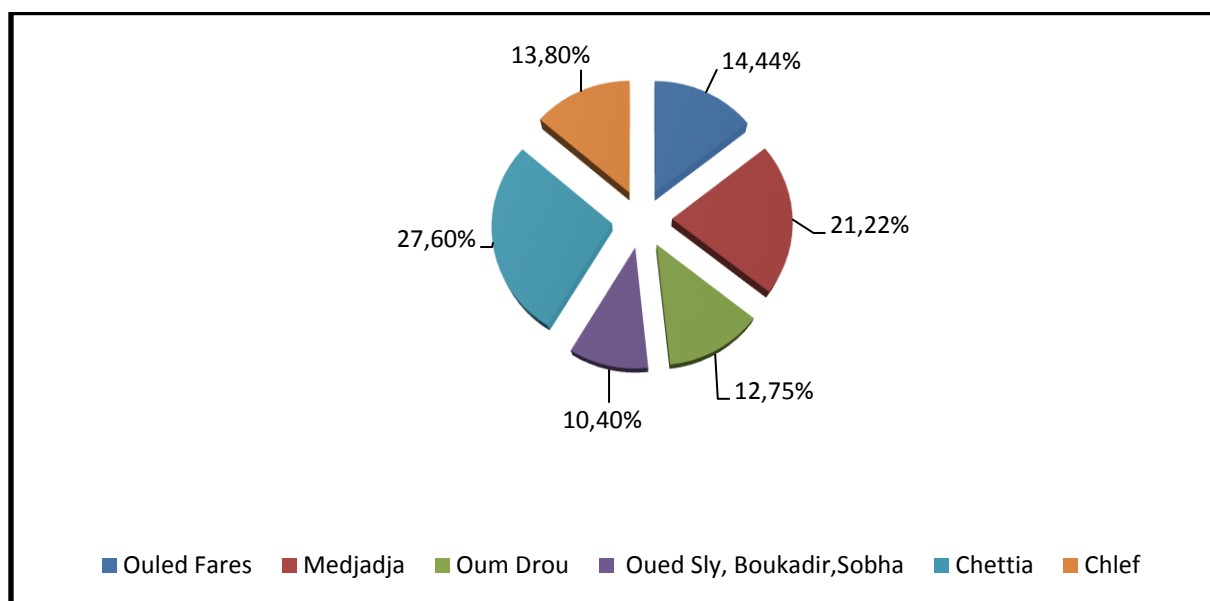


Figure 46. Taux d'apport d'azote minéral à partir de l'eau d'irrigation dans le périmètre du MCO

La répartition d'apports d'azote par les engrais et l'eau d'irrigation est présentée en figure 47

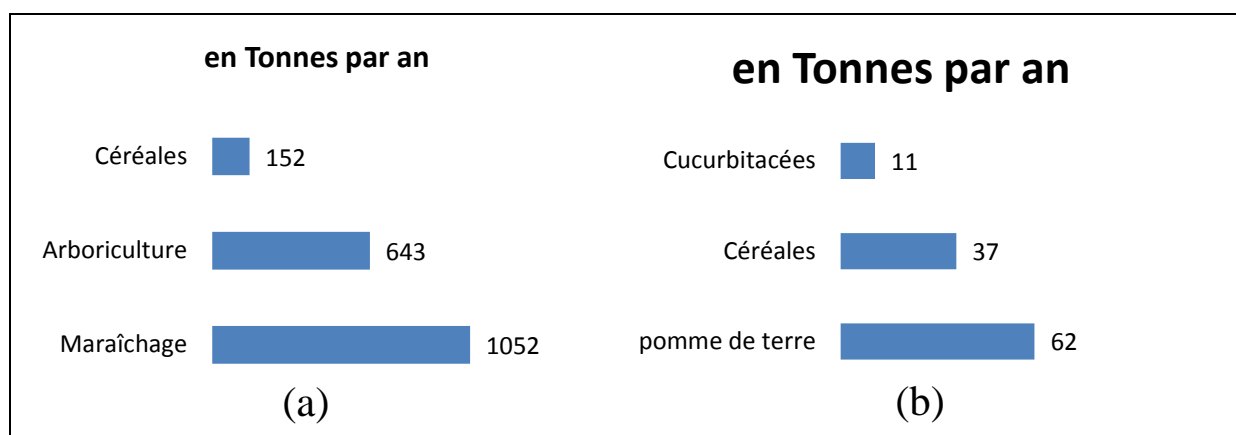


Figure 47. Apports d'azote minéral à partir (a) d'engrais et (b) d'eau d'irrigation dans le périmètre du MCO

L'azote minéral apporté sur les sols cultivés en Maraîchage constitue plus de 67% du total apporté sur le périmètre par la fertilisation minérale (Fig. 47a).

L'irrigation de la pomme de terre apporte au sol plus de 65% du total d'azote minéral provenant de cet usage (Fig. 47b).

6.2.3.3 Apports d'azote minéral total sur les zones du périmètre du MCO

L'estimation des quantités totales d'azote produit par épandage d'engrais minéraux et par l'eau d'irrigation, est présentée sur le tableau 32 ci-dessous et les taux sont présentés sur la figure 48.

Il apparaît d'après ces résultats que la basse vallée de l'oued Ouahran (Chettia et Ouled Fares) reçoit les quantités les plus importantes d'azote (27 et 17% correspondant à 551 et 352 T/an respectivement).

Tableau 32. Quantités d'azote apportées par les engrais minéraux et l'eau d'irrigation sur le périmètre du MCO

Zones	Quantités totales d'azote (T/an)		
	Engrais minéraux	Eau d'irrigation	Total
OuledFares	337	14 ,898	351,898
Medjadja	217,25	21,896 ??	239,146
Oum Drou	240,25	12,979 ??	253,229
Oued sly, Boukadir et Sobha	239,4	10,722 ??	304,122
Chettia	522,8	28,442 ??	551,242
Chlef	299	14,221 ??	313,221
Total	1855,7	103,13 ??	1958,83

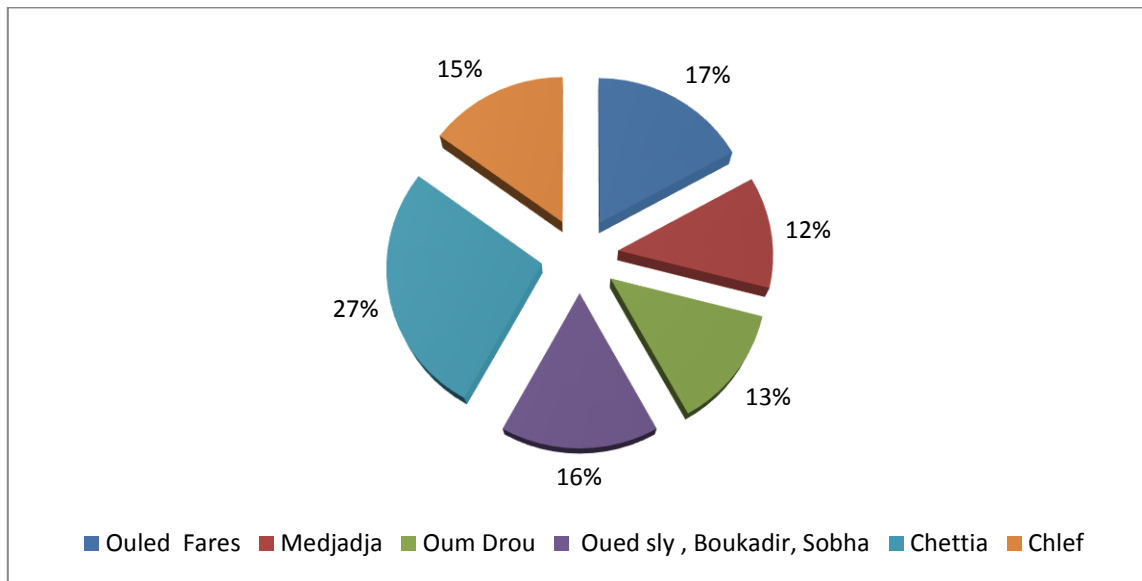


Figure 48. Taux d'apport d'azote minéral total dans le périmètre du MCO

La répartition spatiale de ces apports est montrée sur la figure 49 ci-dessous.

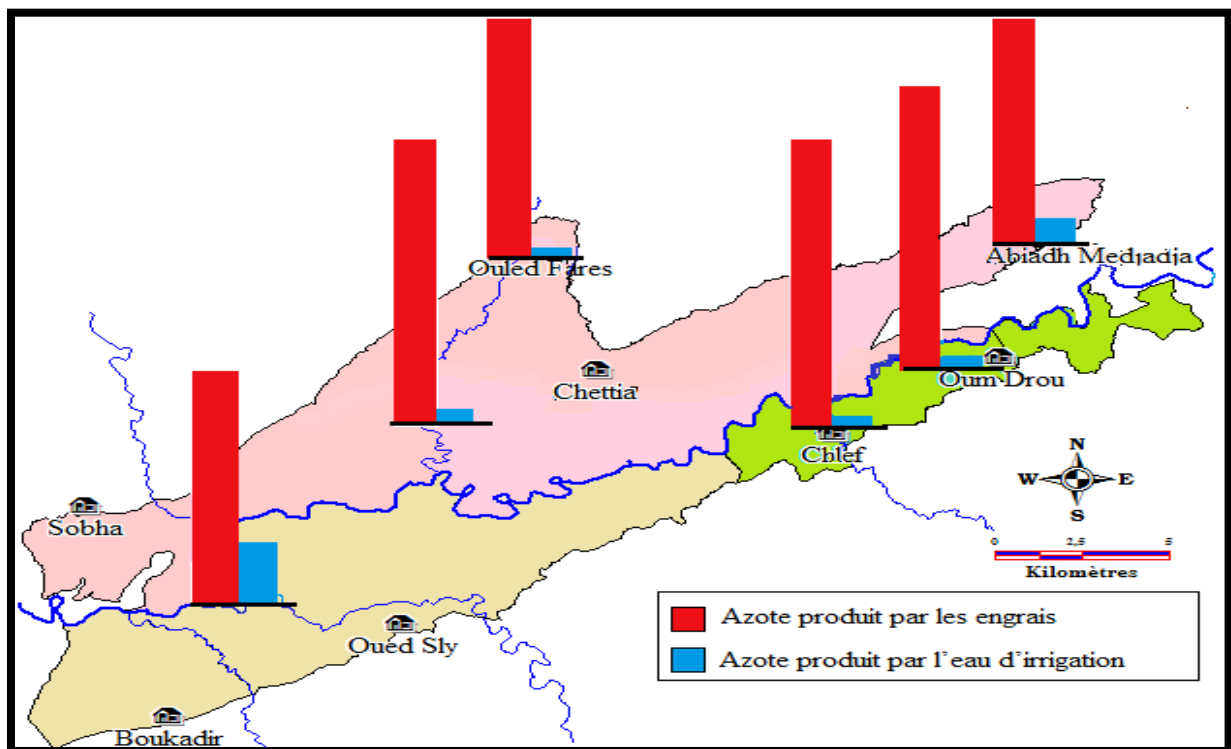


Figure 49. Répartition spatiale des apports d'azote sur les sols du périmètre du MCO (année 2012)

6.2.3.4 Quantification de l'apport total en azote sur le périmètre du MCO

Les quantités totales d'azote apportées par épandage d'engrais minéraux et par l'eau d'irrigation sur les sols du périmètre du moyen Cheliff occidental pour l'année 2012 sont montrées sur la figure 50. Il est clair que l'apport d'azote par les engrais dans la zone d'étude est prédominant puisqu'il constitue 94,74% du total.

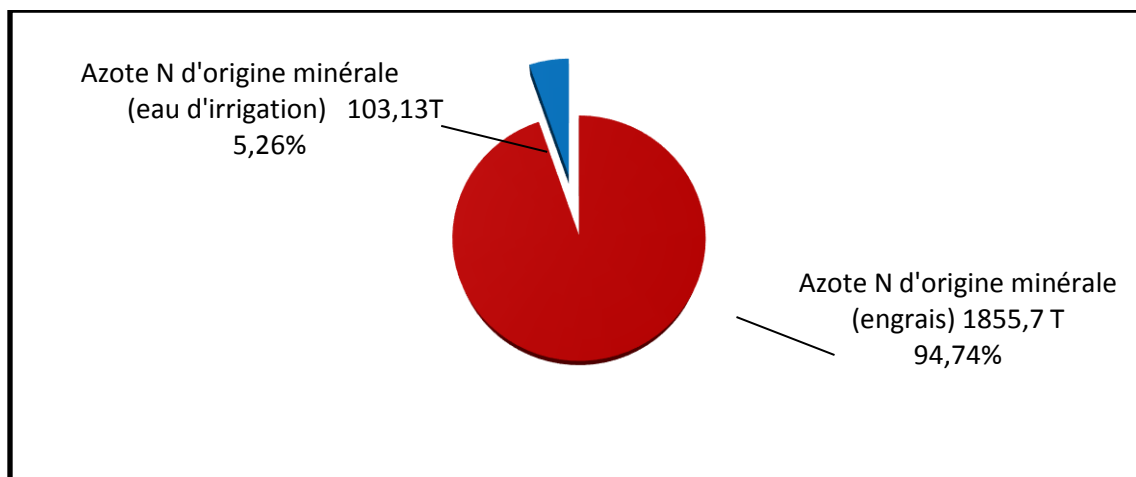


Figure 50. Apport d'azote annuel minéral sur le périmètre du MCO (2012)

6.2.4 Discussion des résultats

Les valeurs des nitrates les plus élevées (Fig. 49) se concentrent principalement à l'aval de Boukadir et dans la basse vallée de l'oued Ouahrane (OuledFares et Chettia). En effet, les apports d'azote total (à partir d'engrais et d'eau d'irrigation) sont les plus élevés dans ces deux dernières zones et assez élevés à l'aval de Boukadir (Fig. 49). La nature des sols dans ces zones semblent aussi jouer un rôle important dans le lessivage des nitrates puisque les perméabilités y sont les plus fortes (10 cm/h).

Les zones offrant des eaux à qualité conforme à la norme ($\text{NO}_3 < 50 \text{ mg/l}$) couvrent particulièrement le centre de la vallée où l'irrigation de l'arboriculture fruitière (agrumiculture en particulier) se fait à partir des eaux des barrages de Sidi Yacoub et de Oued Fodda dont les concentrations moyennes en nitrate restent faibles et oscillent autour de 10 mg/l (ABH-CZ, 2002). De plus, la fertilisation azotée appliquée à cette spéculation reste raisonnée par rapport à celle appliquée aux cultures maraîchères concentrées sur les piémonts de la vallée.

Enfin, les zones classées par ordre décroissant du risque nitrate, englobent respectivement les communes de Ouled Fares, Chettia, Sobha et Boukadir, Chlef, Oum Drou et Medjadja. Ceci correspond justement à un apport décroissant d'azote minéral total (engrais et eau d'irrigation) comme l'a montré les calculs précédents en tableau 32 et en figure 48.

6.3 Facteurs de transfert des nitrates dans la plaine du moyen Cheliff occidental

Cette partie du chapitre traitera les méthodes d'acquisition, dans la plaine du moyen Cheliff occidental, des facteurs pédologiques, hydrodynamiques et agronomiques régissant le processus de transfert de cet élément du sol vers la nappe et son mouvement dans cette dernière en vue d'identifier les facteurs déterminants par application de la méthode d'Analyse en Composantes Principales (ACP). Les poids attribués à chaque facteur sont issus d'usage des critères de la méthode de vulnérabilité dite SINTACS, de mesures directes ou de calculs comme ça sera détaillé dans ce qui suit.

6.3.1 Acquisition des données attribuées aux facteurs influençant le transfert des nitrates

Les facteurs pris en considération pour ce but sont de différentes natures et donc sont issus de diverses origines. Ils sont en nombre de neuf (09) dont quatre (04) déduits de la méthode SINTACS (Zone Non Saturée, Type de Sol, Milieu Aquifère, Conductivité Hydraulique), trois (03) mesurés in situ (Profondeur de la Nappe, teneur en Nitrate, teneur en Chlorure) et deux obtenus par l'enquête menée sur terrain (Dose d'Engrais et quantité d'Azote à partir d'Eau d'Irrigation).

6.3.1.1 Facteurs issus de la méthode SINTACS

Les indices attribués à ces facteurs (ZNS, Sol, MA, CH) sont déterminés dans le chap. 5 et regroupés dans les tableaux 25,26, 27 et 28.

6.3.1.2 Facteurs mesurés in situ

Les profondeurs de la nappe ont été mesurées in situ lors de la campagne d'échantillonnage effectuée en mai 2012 sur les 48 points d'eau (annexe 5).

De même, les nitrates et chlorures ont été mesurés in situ lors de la même campagne (mai 2012) par un appareil décrit précédemment dans le chapitre 3. Les teneurs enregistrées sont regroupées dans le tableau 9 de l'annexe 6.

6.3.1.3 Facteurs agronomiques

A/ Dose d'engrais

A l'échelle du périmètre d'étude et d'après l'enquête menée sur terrain, les doses d'engrais minéraux de type azoté appliqués (le NPK 15 15 15 et l'urée 46%) sont fournies par commune.

Les points d'eau échantillonnés sont spatialement représentés sur les dites communes pour leur attribuer la dose correspondante comme c'est indiqué sur le tableau 33 en prenant en considération le nombre d'apport par an.

Tableau 33. Doses d'engrais appliquées.

Commune	Source d'irrigation	Type d'engrais	Quantité (Qx/ha)
OuledFares	100% Forage	NPK 15 15 15	6 -8
		Urée 46%	3-5
Medjadja	100% Forage	NPK 15 15 15	5 -10
		Urée 46%	2-4
Oued Sly et Boukadir	70% Forage 30% Barrage de Sidi Yacoub	NPK 15 15 15	6
		Urée 46%	3-5
Oum drou	75% Forage 25% Barrage de Oued Fodda	NPK 15 15 15	8
		Urée 46%	5
Chettia	70% Forage 30% Barrage de sidi Yacoub	NPK 15 15 15	6
		Urée 46%	5
Chlef	60% Forage 40% Barrage de Sidi Yacoub	NPK 15 15 15	6
		Urée 46%	5

B/ Quantité d'azote à partir d'eau d'irrigation

Les puits échantillonnés sont positionnés spatialement sur les dites communes pour leur attribuer les taux d'irrigation des différentes spéculations correspondants regroupés dans le tableau 31.

6.3.2 Analyse en Composantes Principales

6.3.2.1 Principe de la méthode

L'Analyse en Composantes Principales (en abrégé **A.C.P**) est un procédé statistique essentiellement descriptif : son objectif principal est de présenter, d'une manière graphique, le maximum d'informations contenues dans une matrice de données (Gutierrez lopez. 2003). Elle consiste à exprimer un ensemble de variables en un ensemble de combinaisons linéaires de facteurs non corrélés entre eux (Tomassone, 1974). Ces facteurs rendent compte d'une fraction de plus en plus faible de la variabilité des données. Cette méthode permet de représenter les

données originelles (individus et variables) dans un espace de dimension inférieure à l'espace originel, tout en limitant au maximum la perte d'information.

La représentation des données dans des espaces de faible dimension (2 dimensions) en facilite considérablement l'analyse. Le premier axe factoriel est celui qui explique le plus grand pourcentage de la variance totale, le second explique ensuite le plus grand pourcentage de variance résiduelle et ainsi de suite. Le grand avantage de cette technique réside dans son aptitude à traiter de façon simultanée un grand nombre de données.

Le graphique particulier à la méthode est le cercle des corrélations, il correspond à une projection des variables initiales sur un plan à deux dimensions constitué par les deux premiers facteurs. Lorsque deux variables sont loin du centre du graphique, si elles sont :

- proches les unes par rapport aux autres, alors elles sont significativement positivement corrélées (r proche de 1)
- orthogonales les unes par rapport aux autres, alors elles sont significativement non - corrélées (r proche de 0)
- symétriquement opposées par rapport au centre, alors elles sont significativement négativement corrélées (r proche de -1).

Lorsque les variables sont relativement proches du centre du graphique, alors toute interprétation est hasardeuse, et il est nécessaire de se référer à la matrice de corrélation à d'autres plans factoriels pour interpréter les résultats.

La projection des variables nous permet d'interpréter les composantes principales et de repérer rapidement les groupes de caractères liés entre eux ou opposés, à condition que les points soient proches de la circonférence. Par contre la projection des individus sur les plans, permet de déterminer les groupes à travers le nuage de points.

6.3.2.2 Conditions d'utilisation de l'A.C.P

La plupart des auteurs affirment dans les ouvrages ou articles se rapportant à cette technique que le domaine d'utilisation de l'A.C.P est très large — sans inconvénient- sans danger- ne nécessite pas au préalable d'hypothèses restrictives, d'autant plus que l'interprétation des résultats n'est pas 'induite' comme c'est le cas pour d'autres procédés tel que l'analyse factorielle (Duband, 1982).

6.3.2.3 Application de l'A.C.P

Cette technique peut être utilisée pour traiter des variables caractérisant (Dutland, 1982) :

- Un phénomène spatial (champ de température de l'air, précipitation, de pressions atmosphériques, débits, etc., dans une région ou pays) ;

- Un phénomène temporel (chronique des débits, précipitations, températures, pressions journalière -hebdomadaires- décadaire en un lieu, paramètres hydro chimiques).

6.3.2.4 Eléments d'interprétation

L'interprétation des résultats est menée à plusieurs niveaux (ineglize. 2003):

En premier lieu : Analyse du pourcentage de la variance totale explicitée par chaque composante principale, afin de dégager les axes les plus importants. Combien d'axe à retenir ? en général, on ne retient que les axes tels que le cumul de l'information restituée est satisfaisant. Nous pouvons arrêter de sélectionner un axe quand l'information apportée par un axe supplémentaire est très peu importante.

En deuxième lieu : sur une représentation graphique d'où l'interprétation se fait dans l'espace des variables et des observations.

-*Etude des variables :* les coordonnées des variables sur les axes (composante principale) sont les coefficients de corrélation entre variables et axe. Les variables étant centrées réduites seront à l'intérieur d'un cercle (de rayon 1) dit de corrélation :

- Donc plus une coordonnée est proche de 1 (du cercle) plus la variable est corrélée à cet axe (CP) et plus intervient dans son interprétation.
- Si deux variables sont fortement corrélées à un axe mais leurs coordonnées sont de signe contraire, elles contribuent de façon inverse à la signification de l'axe (C.P).

-Variables (observations) supplémentaires : Si une variable (observation) de part ses caractéristiques très différentes, par exemple, perturbe le graphique, mieux vaut la mettre en supplémentaire. Ses données ne seraient plus prises en compte dans les calculs et la construction des axes factoriels, mais nous pourrions calculer ses coordonnées et le repositionner par rapport aux autres.

Le choix du nombre de composante (axe principal) à retenir est à chaque fois un cas de figure dépendant des valeurs propres observées mais aussi des connaissances physiques que l'on a du phénomène. Donc toute interprétation réalisée uniquement à partir du graphique est fortement déconseillée.

En conclusion, nous pouvons retenir que l'analyse en composante principale permet de réduire les observations sur n_{ar} variables liées entre elles en une série d'observations sur $n_c < n_{v,,,}$ variables indépendantes, chacune d'entre elles expliquant une part décroissante de la variance totale initiale.

Dans notre travail, l'ACP va permettre de déterminer la corrélation entre la variable Nitrate et les facteurs qui régissent le transfert de cet élément de la surface du sol à la nappe. Elle va

permettre aussi de confirmer l'étroite relation linéaire entre cette variable toujours et la variable Chlorure. Le traitement de nos données par analyse en composantes principales (ACP) a été réalisé par le logiciel Spad Version 5.50.

6.3.2.5 Résultats et interprétations

A/ Statistiques élémentaires

Les variables étudiées au nombre de neuf (09) présentent les paramètres statistiques montrés dans le tableau 34.

Il est clair d'après les résultats du tableau que les paramètres chimiques sont caractérisés par les coefficients de variation les plus élevés dénotant d'une variabilité importante dans les teneurs de ces deux éléments (NO_3^- et Cl^-). En effet, si les valeurs minimales enregistrées oscillent autour de 3 et 157 mg/l respectivement au niveau des puits 17 et 47 localisés dans boukadir et Oum drou, les valeurs maximales atteignent 367,5 et 4216,87 mg/l.

La zone non saturée de la nappe alluviale présentent aussi des formations variables dans leurs natures, ce qui a donné un CV assez important (82%). En effet, cinq types ont été observés et décrits. Par contre, les deux variables « dose d'engrais et milieu aquifère » sont dotés des valeurs de CV les plus faibles (6,67 et 8,72% respectivement).

Les doses d'engrais minéraux de type azoté appliqués par hectare et par an dans le périmètre du moyen Cheliff occidental varient seulement entre 27,30 et 33 Qx selon les spéculations (arboriculture, maraîchage et céréales) retrouvées dans les différentes communes de la plaine.

Tableau 34. Paramètres statistiques des variables étudiées

Libellé des variables	Effectif	Paramètres statistiques				
		Max	Moy	Min	Ecart-Type	CV (%)
Milieux Aquifère	48	18,000	16,813	15,000	1,467	8,72
Conductivité Hydraulique (m/j)	48	12,000	4,375	2,000	2,438	55,72
Type de Sol	48	15,000	12,917	5,000	4,061	31,43
Zone Non Saturée	48	28,000	10,083	4,000	8,286	82,17
Profondeur de la nappe (m)	48	54,000	21,923	0,700	13,766	62,79
NO ₃ ⁻ (mg/l)	48	367,500	71,502	2,937	80,134	112
Cl ⁻ (mg/l)	48	4216,870	693,858	156,700	622,243	89,68
Dose d'engrais (Qx/ha/an)	48	33,000	30,438	27,000	2,030	6,67
Quantité d'azote à partir d'eau d'irrigation (T/an)	48	28,442	13,597	10,722	4,154	30,55

Quant au milieu aquifère, un ensemble de 80 coupes géologiques correspondantes à des puits et forages recensés à l'échelle de l'étendue de la nappe dont les 48 échantillonnés et étudiés présentent deux formations aquifères essentielles rendant ainsi la variabilité de ce paramètre très faible.

Les autres paramètres présentent des CV faibles (Quantité d'azote à partir d'eau d'irrigation et Type de sol) et des CV assez élevés comme la conductivité hydraulique et la profondeur de la nappe.

B/ Analyse en Composantes Principales (ACP)

1/ Etude de variables

1.1/ Valeurs propres

L'analyse de l'ACP est effectuée à l'aide du logiciel Spad version 5.5, un logiciel d'analyses statistiques qui comporte plusieurs techniques dont l'exploration multivariée fait l'objet de cette étude.

Le processus de réduction des variables choisi repose sur le critère qui consiste à ne conserver que les composantes principales qui sont les plus importantes en terme de la proportion de la variance totale expliquée et ce jusqu'à un nombre maximal de six composantes (Siew-Yang-Yu et al., 1998).

La variance est de 2,4074 sur le premier axe, 1,9335 sur le deuxième, 1,7011 sur le troisième etc. On n'interprète pas cette information facilement, car il faut exprimer chaque variance (valeur propre) en une valeur relative (pourcentage) de la variance totale (somme des valeurs propres). Par conséquent, la somme des variances est égale au nombre des variables initiales. Il est ainsi intéressant d'observer la relation entre chaque valeur propre et sa valeur cumulée. Ceci permet de connaître le pourcentage d'information visible sur chacun des axes.

Les valeurs propres sont calculées à partir des combinaisons entre les variables et les individus. Chaque valeur propre correspond à un facteur. A titre d'exemple, le premier facteur enregistre une valeur propre égale à 2,4074 (Tabl. 35) qui correspond à un pourcentage total de variances de 26,75%, le deuxième enregistre une valeur propre de **1,9335** correspondant à un pourcentage de la variance de 21,48%. Le troisième enregistre une valeur propre de **1,7011** correspondant à un pourcentage total de variance de 18,90%. L'information totale fournie par le cumul des trois axes est de 67,13% (26,75 + 21,48 + 18,90).

Tableau 35. Valeurs propres

Composante	Valeur propre	%Total variance	Pourcentage cumulé %
1	2,4074	26,75	26,75
2	1,9335	21,48	48,23
3	1,7011	18,90	67,13
4	0,8680	9,64	76,78
5	0,7464	8,29	85,07
6	0,5270	5,86	90,93
7	0,3621	4,02	94,95
8	0,2457	2,73	97,68
9	0,2087	2,32	100,00

L'importance du calcul des valeurs propres réside dans le fait qu'il explique le choix du plan formé par les deux facteurs extraits à partir des cumulés des valeurs propres et leurs pourcentages cumulés. A titre d'exemple, les facteurs 1 et 2 représentent le premier plan qui explique le maximum de variance avec un pourcentage de 48,23% (26,75 + 21,48).

1.2/ Formation des axes de l'ACP

La contribution de chaque variable dans la formation d'une composante principale est donnée par le coefficient de corrélation entre le variable et l'axe considéré, plus ce coefficient est important, plus la contribution de cette variable dans la formation de l'axe est grande.

Le tableau des résultats (Tabl. 36) montre bien les variables qui sont significativement corrélées à l'axe1. Il s'agit, par ordre de valeurs, de la dose d'engrais, de la conductivité hydraulique et de la profondeur de la nappe même si négativement, du milieu aquifère et des chlorures simultanément et enfin des nitrates. Il est intéressant de remarquer que, en plus de la dose d'engrais, ce sont les paramètres chimiques de l'eau et les caractéristiques du milieu aquifère (nature, profondeur et conductivité hydraulique) qui contribuent essentiellement dans la formation de cet axe.

Au contraire, la variable zone non saturée semble contribuer principalement à la formation de l'axe 2 et d'une façon moindre la quantité d'azote à partir d'eau d'irrigation.

La variable type de sol qui paraît non corrélée ni au premier, ni au second l'est significativement mais négativement avec l'axe 3.

Tableau 36. Corrélation entre les variables et les principaux axes

Libellé de la variable	Axe 1	Axe 2	Axe 3
Milieu aquifère	0,57	0,54	0,14
Conductivité hydraulique	-0,68	-0,51	-0,06
Type de sol	-0,23	0,43	-0,54
Zone Non Saturée	0,00	0,84	-0,11
Profondeur de la nappe	-0,65	0,34	-0,22
NO ₃ ⁻	0,53	-0,20	-0,67
Cl ⁻	0,57	-0,09	-0,69
Doses d'engrais	0,68	-0,01	0,60
Quantité d'azote à partir d'eau d'irrigation	-0,29	0,57	0,20

1.3/ Cercle de corrélation

La qualité de la représentation d'une variable sur un axe s'évalue de la manière suivante : plus la corrélation est forte (négative ou positive) plus la variable est proche de l'axe. De plus, la position des variables sur le graphique plan par rapport au cercle permet d'indiquer l'intensité

de la corrélation étant donné que le cercle équivaut au nombre 1 ou -1 du coefficient de corrélation.

On peut aussi interpréter les relations entre les variables en considérant les angles qu'elles construisent entre elles. Sur un plan factoriel, on peut constater :

- des oppositions (environ 180°), corrélation négative et proportionnelle entre les deux variables considérées,
- des conjonctions (environ 0°), forte corrélation positive et proportionnelle entre les deux variables considérées,
- des carrés (environ 90°), il n'y a pas de corrélation entre les variables considérées.

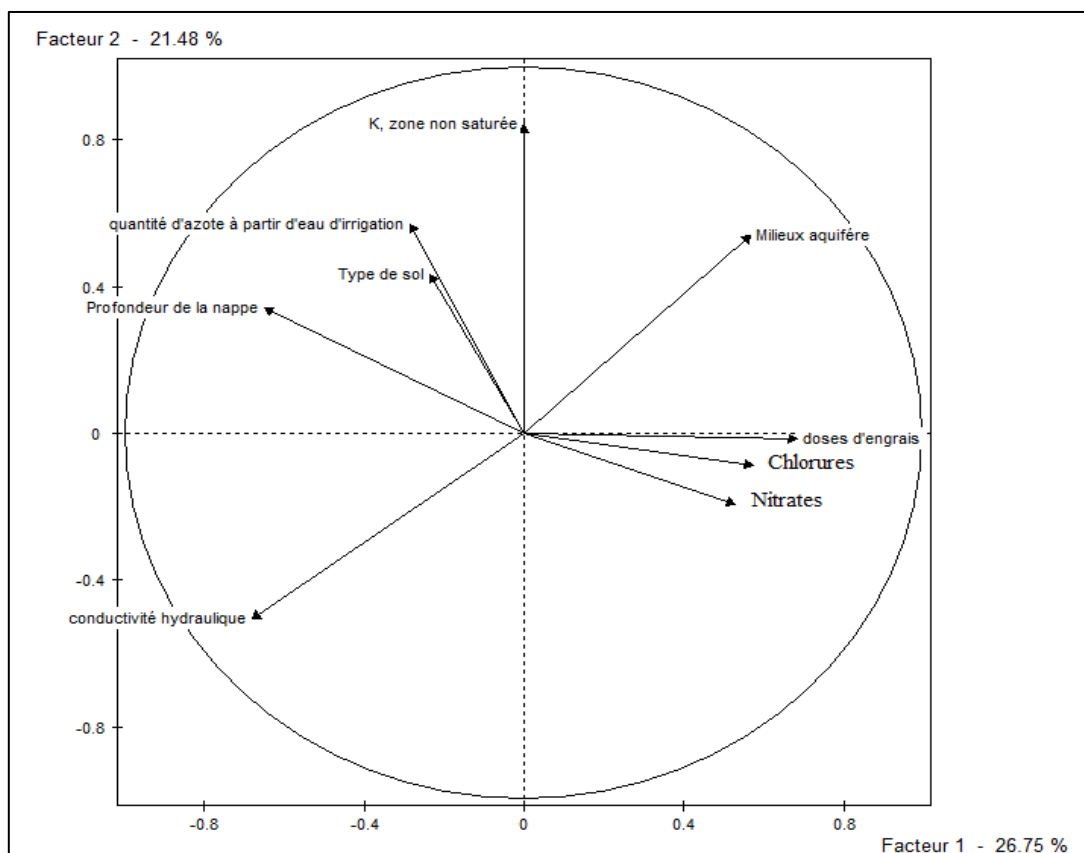


Figure 51. Projection des variables sur le plan factoriel 1-2

D'après la projection des variables sur le plan factoriel 1-2, on peut déduire ce qui suit :

- les paramètres chimiques (Cl^- et NO_3^-) sont proportionnels, corrélation positive avec la dose d'engrais ;
- les nitrates sont inversement proportionnels à la profondeur de la nappe, corrélation négative (environ 180°). Lorsque la profondeur de l'horizon aquifère augmente, les concentrations en nitrate diminuent ;

- La zone non saturée, ne présente aucune corrélation (environ 90°) avec la dose d'engrais qui est elle-même significativement corrélée avec les nitrates ;
- Le milieu aquifère qui contribue pratiquement dans la formation de l'axe 1 avec la même importance que les nitrates, est inversement proportionnel à la conductivité hydraulique, corrélation négative (environ 180°). Par conséquent, la relation est clairement inverse entre les nitrates et la conductivité hydraulique. Plus cette dernière n'est élevée, plus les teneurs en nitrate des eaux de la nappe sont faibles.

C/ Interprétation

L'Analyse en Composantes Principales a permis de faire ressortir les facteurs déterminants dans le comportement spatial de la variable **Nitrate**. Il est clair d'après les résultats obtenus que seules *les doses d'engrais* semblent influencer directement les teneurs en Nitrate retrouvées dans les eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental. Une forte proportionnalité entre les deux variables qui suggère le poids de ce facteur sur la pollution nitratée dans les eaux souterraines de la région. La fertilisation azotée minérale des cultures, telle qu'elle est pratiquée par les agriculteurs de la plaine du moyen Cheliff occidental, peut donc générer la pollution de la nappe par les nitrates. Pareil cas signalé dans le périmètre de Tadla au Maroc.

L'azote apporté par l'eau d'irrigation ne contribue en rien dans les teneurs de Nitrate dans la zone d'étude. Contrairement à ce qui a été constaté dans le périmètre du Maroc, l'irrigation avec ses deux effets, drainage et minéralisation de la matière organique native du sol, qui jouent dans le même sens, le premier comme un facteur moteur et le deuxième aggravateur de la pollution nitrique des ressources en eau souterraine.

De même, l'itinéraire que traverse le paramètre Nitrate de la surface du *sol* en passant par *la zone non saturée* n'influe en aucun cas les teneurs de ce dernier. En effet, la texture du sol (argileuse, argilo-limoneuse et limono argileuse), et celle de la ZNS (décrite en tableau 25 et figure 33) ne semble pas jouer positivement en faveur d'une augmentation de la vulnérabilité de la nappe à cette pollution

Au contraire, *la profondeur de la nappe*, avec une forte proportionnalité dans le sens contraire, influe directement sur les teneurs en nitrate et montre une relation inverse avec ce paramètre. Même constat au Maroc lorsque le niveau des nappes par rapport au sol est faible (< 4 m – 12 m).

Une fois arrivés dans la nappe, ce sont les caractéristiques de l'aquifère et les paramètres hydrodynamiques qui ont une influence proportionnelle (*nature de la formation aquifère*) ou inverse (*conductivité hydraulique*) sur les teneurs en nitrates.

2/ Etude des individus

2.1/ Projection des individus sur le plan factoriel 1-2

L'espace des individus (Fig. 52) permet de distinguer trois groupes d'ouvrages le long de l'axe 1. La caractérisation de ces groupes est déduite des données initiales correspondantes à chaque variable regroupées dans le tableau 36.

Le facteur commun entre ces groupes réside dans la variable *dose d'engrais* dont les valeurs diminuent dans le sens croissant des trois groupes (Tabl. 37).

- Le premier groupe englobe quinze ouvrages situés dans des zones fertilisées à des doses de 33 Qx/ha/an, toute spéculation confondue (arboriculture, maraichage, céréales). La conductivité hydraulique des eaux de ces points ainsi que la nature de la zone non saturée surmontant l'horizon aquifère sont les mêmes, le milieu aquifère ainsi que le type de sol sont aussi similaires sauf pour les ouvrage 38 et 40 respectivement.

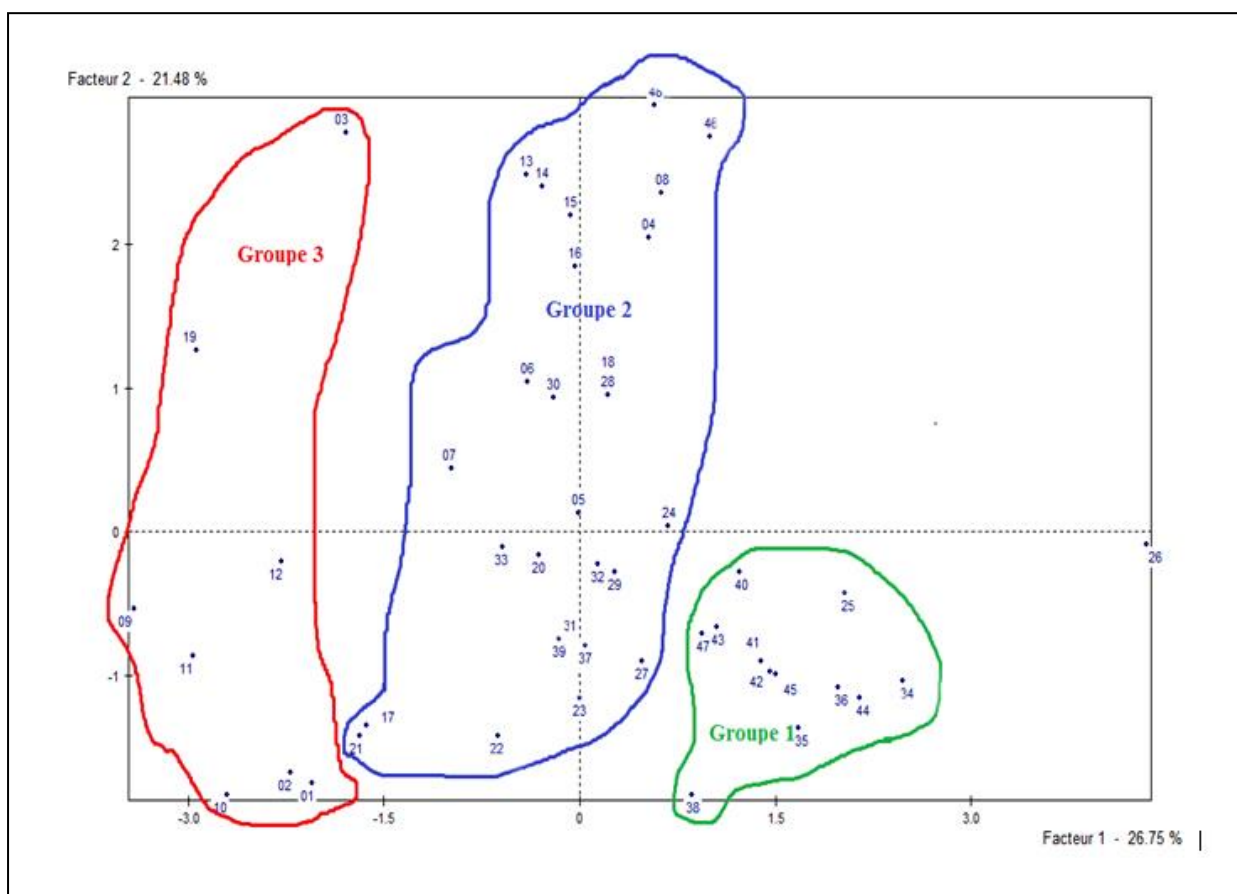


Figure 52 . Projection des individus sur le plan factoriel 1-2

- Le deuxième groupe englobe 24 ouvrages situés dans des zones fertilisées à des doses de 30 Qx/ha/an, toute spéculation confondue. L'ensemble de ces ouvrages sont implantés sur un même type de sol.
- Le troisième groupe englobe 09 ouvrages situés dans des zones fertilisées aux plus faibles doses (27 Qx/ha/an).

Tableau 37. Les données correspondantes aux différentes variables pour les 3 groupes déduits

	Milieux aquifère	conductivité hydraulique	Type de sol	K, zone non saturée	Profondeur de la nappe	NO ₃ (mg/l)	Cl (mg/l)	doses d'engrais	Quantité N à partir d'EI
36	18	4	5	4	7,6	88,82	1092	33	12,979
38	15	4	5	4	4	68,63	418,11	33	12,979
40	18	4	15	4	4,3	76,64	358	33	12,979
41	18	4	5	4	13	77,22	457,4	33	12,979
42	18	4	5	4	6,7	59,84	370,6	33	12,979
43	18	4	5	4	25,4	55,66	673,4	33	12,979
44	18	4	5	4	0,7	47,14	1309	33	12,979
45	18	4	5	4	3,4	25,58	515,8	33	12,979
47	18	4	5	4	21,4	71,15	156,7	33	12,979
08	18	2	15	20	13,80	5,211	411,847	33	21,896
22	15	8	15	4	16,95	51,187	532,242	33	12,979
37	15	4	15	4	18	43,46	563,8	33	12,979
39	15	4	15	4	17	18,72	354,6	33	12,979
46	18	2	15	28	6	39,35	400	33	21,896
48	18	2	15	28	19,7	62,04	218	33	21,896
Groupe 1									
04	18	2	15	24	30,20	103,234	963,225	30	14,898
05	18	4	15	4	47,70	130,542	1031,24	30	10,722

CHAPITRE VI Apports d'azote et facteurs de transfert des nitrates dans la plaine du MCO

06	18	4	15	16	35,50	5,775	648,9	30	10,722
07	18	4	15	4	54,00	65,972	175,976	30	10,722
13	18	2	15	24	45,80	25,345	730,813	30	14,898
14	18	2	15	24	46,70	106,131	415,78	30	14,989
15	18	2	15	24	27,20	9,795	464,09	30	14,898
16	18	4	15	24	30,20	38,226	1067,89	30	14,898
18	18	4	15	20	26,50	35,785	1015,18	30	10,722
20	15	4	15	16	14,55	8,352	968,24	30	10,722
23	15	4	15	4	22,00	167,133	735,981	30	10,722
24	18	2	15	4	19,80	106,88	335,879	30	10,722
27	15	2	15	4	11,00	49,532	1212,51	30	10,722
28	18	4	15	20	15	28,66	476,1	30	10,722
29	18	4	15	4	10,1	18,73	384,3	30	10,722
30	18	4	15	16	32	40,38	553,7	30	10,722
31	15	2	15	4	12,5	4,36	634,3	30	10,722
32	18	4	15	4	14	35,14	252,3	30	10,722
33	15	4	15	16	14,55	5,85	508,6	30	10,722
17	15	8	15	4	28,40	2,937	686,072	30	10,722
21	15	8	15	4	24,60	32,22	203,062	30	10,722
25	18	2	15	4	8,00	193,469	1392,583	30	10,722
34	18	4	15	4	8,5	367,5	1523	30	10,722
35	15	2	15	4	9	283,9	1461	30	10,722
Groupe 2									
01	15	8	5	4	38,50	114,932	437,774	27	14,221
02	15	8	5	4	37,83	65,203	475,059	27	14,221
03	18	4	15	16	40,05	85,042	395,136	27	28,442
09	15	8	15	4	51,35	7,694	176,451	27	14,221

10	15	12	15	4	22,20	87,614	535,015	27	14,221
11	15	12	15	16	22,45	42,849	434,068	27	14,221
12	15	8	15	16	24,45	17,398	649,048	27	14,221
19	15	4	15	4	40,60	4,474	313,569	27	28,442
Groupe 3									

2.2/ Spatialisation des groupes

La figure 53 montre la localisation des groupes d'ouvrages obtenus par projection des individus sur le plan factoriel 1-2. On distingue :

- Les ouvrages, situés sur les sites surdosés (33 et 30 Qx/ha/an) en engrais azotés couvrent pratiquement toute la plaine, les sites d'arboriculture et de maraîchage, ce qui correspond à la classe des zones les plus affectées par les nitrates obtenu par krigeage. En effet, le niveau de la fertilisation azotée (zones de maraîchage) est le plus fort (commune de Sobha, aval Boukadir, Ouled Farés, la plaine de Medjadja sous les alluvions anciennes et sols de piémont non tirsifiés caractérisés par les plus fortes perméabilités (10 cm/h).
- Au contraire, ceux situés sur les sites bénéficiant de faibles doses d'engrais azotés sont concentrés dans la partie est de la plaine où les céréales prédominent. Les sols dans cette zone sont de texture fine à perméabilité faible variant entre 0,5 et 2 cm/h. Ceci pourrait atténuer fortement la propagation des nitrates en profondeur (Cheloufi et Jacquin, 2000).

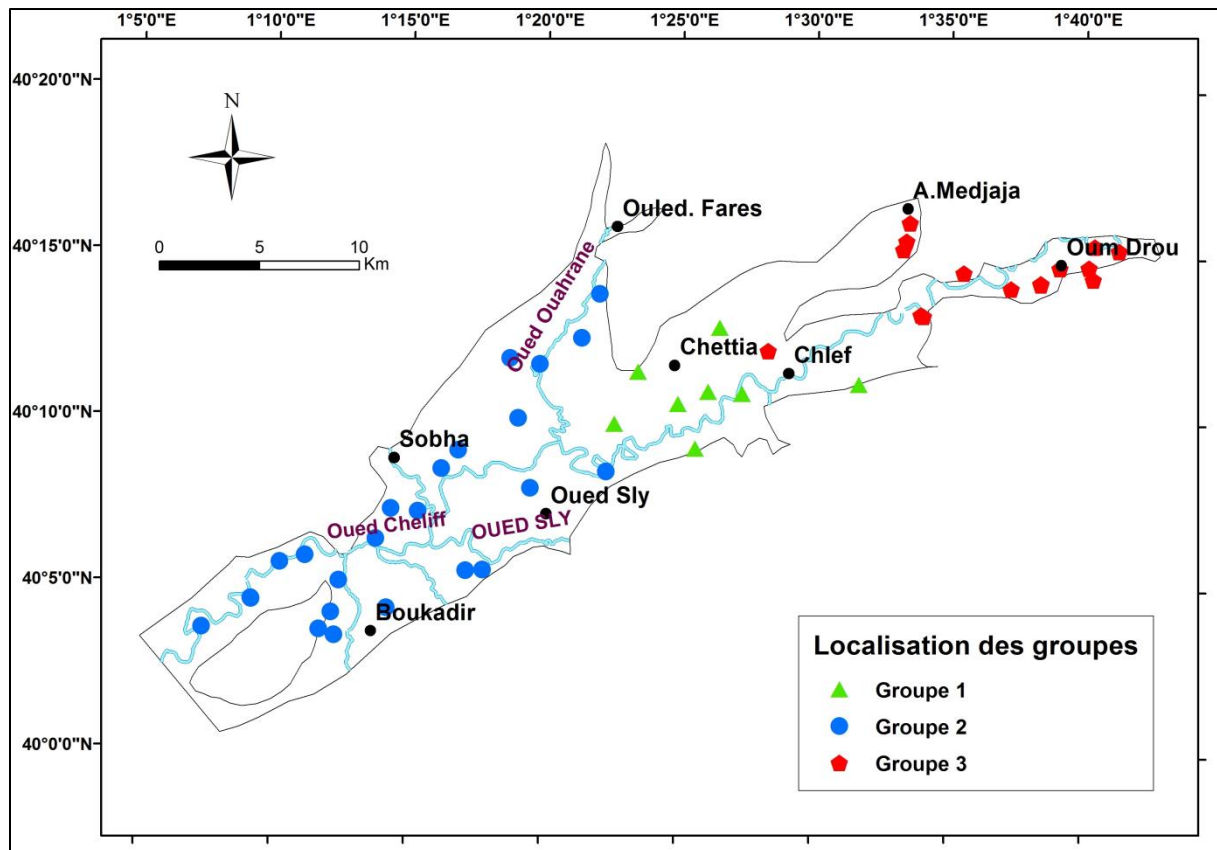


Figure 53. Cartes de localisation des groupes d'ouvrages obtenus par ACP

Conclusion

L'application de l'analyse en composantes Principales a fait ressortir les corrélations entre la variable principale **Nitrate**, objet de l'étude, et les autres variables. Ainsi, les pratiques agricoles dont la *dose d'engrais* semble le facteur principal influençant les teneurs de cet élément présent dans les eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental. De même, les facteurs hydrodynamiques jouent un rôle non négligeable dans l'évolution des concentrations de ce paramètre, même si c'est inversement comme la profondeur de l'horizon aquifère et la conductivité hydraulique. Ceci appuie clairement les résultats déduits de la carte de vulnérabilité et détaillés dans le chapitres 5 ; les zones de forte profondeurs présente une vulnérabilité faible vu que le polluant prend plus du temps pour atteindre le fond, et celles montrant une certaine vulnérabilité (moyenne), situées sur les bordures de la plaine sont caractérisés par des sols à perméabilité importante et des profondeurs d'eau assez faibles.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Dans la plaine du moyen Cheliff occidental comme ailleurs, l'intensification agricole de la seconde moitié du siècle dernier a conduit à un état de pollution notoire des hydrosystèmes. L'augmentation croissante des teneurs en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines de nombreux bassins versants agricoles en est une conséquence majeure, la pollution par les nitrates est responsable de phénomènes d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, notamment littoraux.

Au bout de ce travail, dont l'objectif essentiel est l'application des techniques de SIG (Système d'Information Géographique) dans le domaine des transferts de nitrates dans les sols agricoles, à travers l'établissement d'un zonage à différents degrés de risque, par la méthode SYNTACS, permettant dans le futur de tracer les scénarios adéquats pour la gestion durable de la ressource souterraine dans cette zone, nous concluons ce qui suit :

- Les résultats d'analyses de la campagne effectuée au mois de Mai de l'année 2012 sur un ensemble de 48 points d'eau captant la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental, ont montré que 82% de ces points enregistrent des valeurs moyennes de conductivité électrique supérieures à la norme de potabilité avec un CV variant entre 68 et 80% dénotant de la grande variabilité de ce paramètre.
- La quasi-totalité (95%) des échantillons présente des concentrations en chlorure dépassant de très loin la norme de potabilité avec une moyenne qui varie entre 709 et 1468 mg/l environ.
- Les concentrations moyennes en nitrate présentent un coefficient de variation supérieure à 100%, ce qui atteste de son origine anthropique liée principalement à l'application des engrais azotés. L'élevage, les rejets d'eaux usées et les décharges publiques peuvent constituer une autre origine des nitrates dans la zone d'étude et dont la mobilité est assez spectaculaire.
- L'analyse géostatistique des nitrates à partir des seules mesures ponctuelles in situ (au niveau des captages), et par application de deux approches d'interpolation, a montré d'après la carte établie par krigeage ordinaire que les zones les plus affectées ($\text{NO}_3^- > 50 \text{ mg/l}$) sont celles pour lesquelles le niveau d'intensification de la fertilisation azotée (zones de maraîchage) est le plus fort. Il s'agit des communes de chettia et de Sobha, et de la basse vallée de l'oued

Ouahrane. Dans ces mêmes zones, les pratiques d'élevage sont les plus intensives et les taux de raccordement aux réseaux d'assainissement les plus faibles. Les zones offrant des eaux à qualité conforme à la norme ($\text{NO}_3 < 50 \text{ mg/l}$) couvrent particulièrement le centre de la vallée où l'irrigation de l'arboriculture fruitière (agrumiculture en particulier) se fait à partir des eaux des barrages de Sidi Yacoub et de Oued Fodda dont les concentrations moyennes en nitrate restent faibles et oscillent autour de 10 mg/l (ABH-CZ, 2002). De plus, la fertilisation azotée appliquée à cette spéculation reste raisonnée par rapport à celle appliquée aux cultures maraîchères concentrées sur les piémonts de la vallée.

La carte établie par krigeage d'indicatrices a montré une structure différente. En effet, la distribution géographique des classes 50-100 et $> 100 \text{ mg/l}$ s'est trouvée rétrécie au profit des classes $< 25 \text{ mg/l}$ et 25-50 mg/l . Ces deux dernières qui étaient concentrées dans une partie du centre de la plaine et les monts de Medjadja couvrent, par ce krigeage, la totalité de la plaine à l'exception de l'aval de Boukadir et Oum Drou. La classe des valeurs faibles (la classe $< 25 \text{ mg/l}$) s'étalant de Oued Sly, Chettia et jusqu'à Medjadja a été le résultat d'un rétrécissement dans les superficies très contaminées en parallèle avec une augmentation des superficies non contaminées.

- La carte de vulnérabilité de la plaine du MCO établie par la méthode SINTACS, a fait ressortir deux classes de degré de risque de pollution, notamment nitraté :
- Classe à faible degré de vulnérabilité dont l'indice SINTACS général est < 106 . Cette classe couvre presque la totalité de la plaine où les sols sont à texture argileuse et argilo-limoneuse caractérisés par les perméabilités les plus faibles. Les formations de la zone non saturée dans cette partie de la plaine présentent aussi une texture fine (argileuse) et les profondeurs d'eau y sont assez élevées (atteignant 25 m). l'ensemble de ces facteurs constitue un toit protecteur pour l'horizon aquifère et empêche ou du moins atténue le lessivage des polluants en l'occurrence les nitrates en présence d'une infiltration assez faible caractérisant cette zone semi-aride.
- Classe à degré de vulnérabilité moyen dont l'indice SINTACS général varie de 106 à 186. Cette classe se localise principalement vers sobha, Boukadir, Medjadja

et Chlef où les formations de la zone non saturée sont constituées, pour une grande partie, d'argile-gravier et de sable. De plus ces sols de piémonts (Medjadjas et les extensions Est et Ouest), sont à perméabilité globalement bonne (de l'ordre de 10 cm/h). Même si on note des fois des variations importantes sur un même site, la perméabilité peut passer de 11 cm/h à 2 cm/h ou de 17 cm/h à 3 cm/h traduisant ainsi les hétérogénéités des sols, ceci n'affecte pas la structure et la porosité qui restent bonnes, induisant une bonne infiltration des polluants.

- L'Analyse en Composantes Principales a permis de faire ressortir les facteurs déterminants dans le mouvement de la variable **Nitrate** et sa présence en teneurs élevées dans les eaux de la nappe, parmi ceux généralement cités dans la littérature.
 - Il est clair d'après les résultats obtenus que seules *les doses d'engrais* semblent influencer directement les teneurs en Nitrate retrouvées dans les eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental. Une forte proportionnalité entre les deux variables qui suggère le poids de ce facteur sur la pollution nitratée dans les eaux souterraines de la région.
 - *L'azote apporté par l'eau d'irrigation* ne contribue en rien dans les teneurs de Nitrate ce qui confirme les résultats de [Bettahar et al., \(2008b\)](#) liés à l'établissement du bilan d'azote dans les régions semi-arides à forte activité agricole. De même, l'itinéraire que traverse le paramètre Nitrate de la surface du *sol* en passant par *la zone non saturée* n'influe en aucun cas les teneurs de ce dernier.
 - Au contraire, *la profondeur de la nappe*, avec une forte proportionnalité dans le sens contraire, influe directement sur les teneurs en nitrate et montre une relation inverse avec ce paramètre.
 - Une fois arrivés dans la nappe, ce sont les caractéristiques de l'aquifère et les paramètres hydrodynamiques qui ont une influence proportionnelle (*nature de la formation aquifère*) ou inverse (*conductivité hydraulique*) sur les teneurs en nitrates.
- L'espace des individus a permis de distinguer trois groupes d'ouvrages le long de l'axe 1. Le facteur commun entre ces groupes réside dans la variable *dose d'engrais* dont les valeurs diminuent dans le sens croissant des trois groupes.

- Le premier groupe englobe neuf ouvrages situés dans des zones fertilisées à des doses de 33 Qx/ha/an, toute spéculation confondue (arboriculture, maraichage, céréales). La conductivité hydraulique des eaux de ces points ainsi que la nature de la zone non saturée surmontant l'horizon aquifère sont les mêmes, le milieu aquifère ainsi que le type de sol sont aussi globalement similaires.
- Le deuxième groupe englobe 21 ouvrages situés dans des zones fertilisées à des doses de 30 Qx/ha/an, toute spéculation confondue. L'ensemble de ces ouvrages est implanté sur un même type de sol.
- Le troisième groupe englobe 09 ouvrages situés dans des zones fertilisées aux plus faibles doses (27 Qx/ha/an).

La localisation spatiale des groupes d'ouvrages obtenus a donné ce qui suit :

- Les ouvrages situés sur les sites surdosés (33 et 30 Qx/ha/an) en engrais azotés couvrent pratiquement toute la plaine, les sites d'arboriculture et de maraichage,
- Au contraire, ceux situés sur les sites bénéficiant de faibles doses d'engrais azotés sont concentrés dans la partie est de la plaine où les céréales prédominent.

La synthèse des résultats obtenus dans cette étude montre que les zones classées par ordre décroissant du risque nitrate dans la plaine du moyen Cheliff occidental, englobent respectivement les communes de Ouled Fares, Chettia, Sobha et Boukadir, Chlef, Oum Drou et Medjadja correspondant justement à un apport décroissant d'azote minéral total (engrais et eau d'irrigation). Cependant, ce risque reste étroitement lié aux conditions pédoclimatiques. Classée dans la catégorie des zones semi-arides, cette plaine subit l'influence directe du climat qui engendre, généralement, une recharge faible atténuant le lessivage des nitrates en profondeur (Bettahar, 2009). De même, Les conditions pédologiques de la plaine semblent propices à la volatilisation, un processus qui induit des pertes d'azote et pouvant être favorisé sur les surfaces d'épandage de l'urée (46%) par le pH des sols et la température élevés (Bettahar, 2010).

Le phénomène de dénitrification qui atteint son maximum dans les sols irrigués mal drainés recevant une fertilisation azotée (Tremblay et al., 2001) pourrait être aussi favorisé, dans notre cas par la température élevée (Bettahar, 2012). Cependant, cette

dénitrification dans le sol n'est pas suffisante pour empêcher l'accroissement de la contamination des aquifères par les nitrates en présence d'une fertilisation azotée intensive apportée sur des sols perméables.

Perspectives

- Protection prioritaire des secteurs vulnérables en vue d'empêcher la pollution supplémentaire des secteurs déjà pollués ;
- Adaptation de la méthodologie aux conditions algériennes ;
- Application de la méthode, par test, sur des territoires sélectionnés ;
- Création d'une banque de données et d'informations centralisées pour la gestion des aquifères, ainsi qu'un réseau de communication avec les différents centres de recherche

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABH-CZ (2002). Cadastre hydraulique, mission I. Agence de Bassin Hydrographique Cheliff-Zahrez, 80 p.

ABH-CZ (2004). *Cadastre hydraulique, mission I.* Agence de Bassin Hydrographique Cheliff-Zahrez, 80 p.

Achite M. et Bettahar N. (2011). Evolution temporelle des nitrates dans la vallée du moyen Cheliff occidental (Nord Algérien). International Congress Géotunis, The use of GIS and remote sensing for sustainable development, Tunis, Tunisie, 27 et 28 Novembre 2011.

Achour F. (1997). Conditions hydrologiques et disponibilité en eau en région semi-aride : Application de méthodologies nouvelles au bassin du Cheliff, Algérie. Thèse de Doctorat, Univ. Franche-Comté, France, 261 p.

Ackerer P., Carbiener R., Laigle D., Muntzer P., Schenck C., Tremoliere M. et Zilliox L., 1990. Contamination des eaux souterraines par les nitrates dans la plaine d'Alsace: Incidence de l'agriculture. Dans "Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp: 245 - 249.

Adam, J. W. H. (1980) Health aspects of nitrate in drinking-water and possible means of denitrification. *Water SA*, 6: 79.

Adriano D.C. (1992). Biogeochemistry of trace metals. *Advances in trace substances research.* Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 513.

Aller L, B. et al (1987): DRASTIC a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. US Environmental Protection Agency, Ada, OK, EPA/600/2-878-036.

ANRH (2004). Annuaire hydrogéologique de la nappe alluviale du haut et moyen Cheliff, rapport réalisé par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques, 13 p.

Asselin R. (1990). Combien avez-vous perdu de nitrates l'an dernier? *Terre de Chez-nous*, 10 (5): 42-52. associated with nitrate-nitrogen in Montana groundwater. *J. Environ. Qual.*, 22: 255-262.

Aubry Ph. (2000). Traitement des variables régionalisées en écologie, Apports de géomantique et de la géostatistique, Thèse doctorat, Université Claude BERNARD – Lyon 1. 509 p.

Baali F., Rouabhia A., Kherici N., Djabri L., Bouchaou L., Hani A. (2007). Qualité des eaux souterraines et risque de pollution en milieu semi-aride. Cas de la cuvette de Chéria (NE Algérien), Estudios Geológicos., Vol.63, N°2, 127-133.

Banton O., Chadpelaine M.C., Larocque M. et Trépanier L. (1992). Évaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage de fumiers et lisiers. Développement d'un outil d'évaluation. Rapport d'étape no. 2 (No-R-349). Institut National de la Recherche Scientifique, INRS - eau, 75 p.

Beaubien A., Hu Y., Bellahcen D., Urbain V. et Chang J. (1995). Monitoring metabolic activity of denitrification processes using gas production measurements. *Wat.Res.*, 29(10), 2269-2274.

Bel F., Lacroix L., Mollard M. et Regairaz E. (1999). Réduire la pollution azotée : les choix préalables d'une politique publique. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 36, 5-24.

Bergé P. (1983). Détection de l'origine des pollutions azotées d'un aquifère alluvial de la vallée de la Garonne par traçage isotopique. Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle, Université de Toulouse (Sciences), 211 p.

Bettahar N. (2009). Pollution d'origine azotée dans les plaines du moyen Cheliff. Thèse Doct. d'état, USTO– Oran, 202p.

Bettahar N. (2009). Pollution d'origine azotée dans les plaines du moyen Cheliff, Thèse Doct. d'état, USTO, Oran, 202 p.

Bettahar N. (2010). Effect of soil characteristics on the nitrogen balance. Case of Western middle Cheliff valley – (North of Algeria). International Conference on Applied Mechanics, Material and Manufacturing, Muscat, Sultanate of Oman, 13, 14 et 15 Décembre 2010.

Bettahar N. (2012). "Effect of the climate and soil characteristics on the nitrogen balance in the North of Algeria, Horticulture, Prof. Alejandro Isabel Luna Maldonado (Ed.), ISBN: 978-953-51-0252-6, In Tech, Available from:
[http://www.intechopen.com/books/horticulture/Effect-of-the-climate-and-soil-characteristics-on-the-nitrogen-balance-in-the-North-of-Algeria-](http://www.intechopen.com/books/horticulture/Effect-of-the-climate-and-soil-characteristics-on-the-nitrogen-balance-in-the-North-of-Algeria)

Bettahar N. et Douaoui A. (2007). Effect of the pedoclimatic conditions on nitrogen assessment, Arab Water World – AWW – Vol. XXXI – Iss. 8, 41-42.

Bettahar N., Kettab A., Ali Benamara A. et Douaoui A. (2008b). Effet des conditions pédoclimatiques sur le bilan d'azote. Cas de la vallée du moyen Cheliff occidental. *Algerian Journal Of Technology -AJOT, ISSN 1111-357X, Number Special – An International Publication of Engineering Sciences, 1, 441-447.*

Beucher H. ; Delhomme J.P, De Marsily G. (1981). Analyse stochastique des propriétés des systèmes poreux naturels hétérogènes. Compte rendu de fin d'étude de Recherche – Maîtrise de l'eau dans les bassins méditerranéens

Boivin P. & Thoma J. (1988). Variabilité spatiale de l'infiltrabilité d'un sol mesurée par la méthode du double anneau. Cah. ORSTOM. Sér .pédol. Vol.XXX IV n°3. PP 227 -234

Boualla N. et Benaouda H.H. (2011). Variabilité et répartition des nitrates dans les systèmes aquifères : Cas du bassin sebkha d'Oran. Science Lib, Vol.3, N° 111106.

Bouchenouk I. (2013). Processus d'enrichissement en nitrates des eaux souterraines dans les zones semi-arides cas de la plaine de Boukadir (Nord-Ouest Algerie).

Boukari M., Gaye C. B., Faye A. et Faye S., (1996). The impact of urban development on coastal aquifers near Cotonou, Benin. J Afr Earth Sci, **22**: 403-408.

Boulaine J.L.G. (1957). *Etude des sols des plaines du Cheliff.* Thèse de Doctorat, Univ. Alger, 582 p.

Bouzelboudjen M. (1987).Hydrogéologie et bilan de la nappe d'El Amra-El Abadia par modèles mathématiques. (Bassin du moyen Cheliff, Algérie). Thèse de Docteur-Ingénieur, Univ. Des Sc. et Tech. De Franche Comté Besançon France, 186 p

BRGM, 2005. Cartographie de la VULNERABILITE intrinsèque des eaux souterraines en région Nord-Pas-de-Calais (BRGM/RP – 54238 - France).

Bryson P.D. (1996). Drugs and toxins causing methemoglobinemia, In Comprehensive review in toxicology for emergency clinicians Taylor & Francis, Washington, D.C., pp. 372-379.

Casellas, M., Dagot, C. et Baudi, M. (2002) Stratégie d'élimination de l'azote d'un effluent urbain dans un réacteur discontinu séquentiel (SBR). Revue des Sciences de l'eau, 749-765.

- Castany. G, 1982.** Principes et méthodes de l'hydrologie, DUNOD, 342p.
- CEPA (1997).**Public health goal for nitrate and nitrite in drinking water, California Environmental Protection Agency, 9 p.
- Chapman D., Kimstach V. (1996).** Selection of water quality variables.
- Cheloufi H. et Jacquin F. (2000).** Interactions Eau-Nitrates. Etude comparative de la lixiviation des nitrates dans quatre types de sols. *CMEE*, 290-296.
- Cheloufi H. et Jacquin F. (2000).** Interactions Eau-Nitrates. Etude comparative de la lixiviation des nitrates dans quatre types de sols. *CMEE*, 290-296.
- Cissé Faye S., Faye S., Wohnlich S. et Gaye C. B., (2004).** An assessment of the risk associated with urban development in the Thiaroye area (Senegal). *Environ Geol*, 45: 312-322.
- Collin J.J et Salem G. (ORSTOM)(1989).**« communication proposée pour le Symposium international sur des solutions intégrées pour des problèmes de pollution de l'eau(SISSIPA) »LISBONNE
- Curry S. (1982).** Methemoglobinemia, *Ann Emerg Med*, 11(4), 214-221.
- Dakoure D. (2003).** Etude hydrogéologique et géochimique de la bordure Sud-Est du bassin sédimentaire de Taoudeni (Burkina Faso - Mali) - Essai de modélisation. Thèse de Doctorat, Université Paris VI, 255 p.
- Daoud, Y. (1993).** Contribution à l'étude des sols des plaines du Chéouf. Le phénomène de salinisation, conséquences sur les propriétés physiques des sols arpineux. Thèse Doct d'état, INA Alger, 233 p.
- De Larminat G. (1987).** L'élimination des nitrates dans les eaux potables – Principe et application industrielle- Journée « Azote » organisée par Groupe Action Rég. Nord-Picardie, Arras, France, 18 p.
- De Waele J., Nyambe I. A., Di Gregorio A., Di Gregorio F., Simasiku S., Follesa R. et Nkemba S. (2004).** Urban waste landfill planning and karstic groundwater resources in developing countries: the example of Lusaka (Zambia). *J Afr Earth Sci*, 39: 501-508.
- Debieche T.H. (2002).** Evolution de la qualité des eaux (Salinité, Azote et Métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle (application à la basse de la plaine Seybouse –Nord –Est Algérien). Thèse de Doctorat / Université de Franche-Comté, France, 199 p.

Debieche T.H. (2002). *Evolution de la qualité des eaux (Salinité, Azote et Métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle (application à la basse de la plaine Seybouse –Nord –Est Algérien).* Thèse de Doctorat / Université de Franche-Comté, France, 199 p.

Delhomme J.P. (1976). Application de la théorie de la variable régionalisée dans la science de l'eau. Thèse Doc. Ing.. ENSM de Paris. 130 p.

Deraïme J. et Bobbia M. (2003). L'apport de la géostatistique à l'étude des risques liés à la pollution atmosphérique. *Environnement, Risque et Santé*, 2(3), 168-175.

Derouiche A., Rezeg A., Bougheriba N., Hamzaoui W. et Djabri L. (2011). Mise en évidence d'une pollution des eaux par les nitrates au niveau de la nappe du Miopliocène d'El-Ghrous (Biskra), 1er séminaire international d'étude sur l'agriculture biologique et développement durable. Les 13 et 14 Février, Oran.

Dewes T. (1995). Nitrogen losses from manure heaps, *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*, 309-317.

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

Doerfliger N. & Zwahlen F. (1997) : EPIK, méthode de cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques pour la délimitation des zones de protection. 12th International Congress of Speleology. Suisse. 2, 209-212.

Doerfliger N. & Zwahlen F. (1998) : Groundwater Vulnerability Mapping in Karstic Regions (EPIK), Practical Guide. Swiss Agency for the Environment. Forests and Landscape (SAEFL). Berne, 56

Doerfliger N. (1996) : Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerahilig mapping. Thèse 3eme cycle, Université de Neuchâtel, Suisse, 292 p.

Doerfliger N. et al (1999): Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multiattribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environ Geol*, 39(2), pp.165–176.

- Douaoui A. (2005).** Variabilité spatiale de la salinité en relation avec certaines caractéristiques des sols de la plaine du Bas-Chélif. Apport de la géostatistique et de la télédétection. Thèse Doct. d'état, INA – Alger. pp 115 – 142.
- Douaoui A., Herve N. et Walter CH. (2006).** Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. *GEODERMA*, 134, 217-230.
- Douaoui A., Bradaï A. et Bettahar N. (2007).** Application du krigeage d'indicateurs dans la cartographie de la salinité des eaux souterraines du moyen Cheliff. *Sciences Technologies & Développement*, 1, 10-21.
- DRASS (2001).** La qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales de Poitou-Charente, France, 27 p.
- Duchemin J., Dufils J. et Paris M. (1988).** Nitrate et santé : la situation en Normandie. Actions de prévention en matière d'eau d'alimentation. *Tech. Sci. Méth.-L'eau*, A.G.H.T.M. édit., Paris, France, 4, 181-191.
- El Tabach E. (2005).** Etude de l'impact d'une pollution accidentelle et d'une pollution agricole sur les ressources en eau souterraine. Thèse de Doctorat. Ecole Polytechnique Universitaire de Lille, 240 p.
- Elmi, A.A., Madramootoo C., Egeh M. et Hamel C. (2004).** Water and fertilizer nitrogen management to minimize nitrate pollution from a cropped soil in south western Quebec. Canada. *Water Air Soil Pollut.*, 151, 117-134.
- Es-Salhi M.A. (2007).** Contrôle de la contamination et de l'eutrophisation des lacs dans une approche par bassin versant : Cas de la Baie Missisquoi Lac Champlain Montérégie, 3ème colloque étudiant de L'IHQEDS, Québec, 142.
- Fan A.M., Willhite C.C. et Book S.A. (1987).** Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicity, *Regul Toxicol Pharmacol.*, 7(2), 135-148.
- FAO (2005).** *Les engrais et leurs applications. Précis à l'usage des vulgarisateurs.* Collection FAO : Mise en valeur des terres et des eaux. N°8, 51 p.
- Feng, Z.Z., Wang, X.K. et Feng, Z.W. (2005).** Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China. *Agric. Water Manage.*, 71, 131-143.

- Gabriel E. et al (2009)** : Contribution des Méthodes de Vulnérabilité Intrinsèque DRASTIC et GOD à L'Etude de la Pollution par les Nitrates dans la Région de Bonoua (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). European Journal of Scientific Research. pp. 157-171.
- Gascuel–Odoux C. (1984)**. Application de la géostatistique à l'étude de la variabilité spatiale des propriétés hydriques du sol. Thèse Doc. Ing. ENSM Fontainebleu & ENSA – INRA Rennes. 235p.
- Gascuel–Odoux C. (1987)**. Variabilité spatiale des propriétés hydriques, méthodes et résultats, cas d'une seule variable : revue bibliographique. Agronomie, 7(1), pp 61-71
- Gaucher G. (1968)**. Traité de pédologie agricole. Le sol et ses caractéristiques agronomiques. Ed. Dunod, Paris, 578 p.
- Gaury F. (1992)**. Systèmes de cultures et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Mémoire de Docteur-Ingénieur. ENSA Rennes, 229.
- Ghisain M., Delhomme J.P, Delay F. et Buoro A. (2001)**. Regard sur 40 ans de problème inverse en hydrogéologie. Point sur la Science de la terre VII, Géochimie de la surface, pédologie et hydrogéologie. Ed Elsevier, pp. 73-80.
- Giroux I. (2003)**. *Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions en culture de pommes de terre*. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Ministère de l'Environnement. Québec, 23 p.
- GOGU R. & DASSARGUES A. (1998b)**: A short overview on groundwater vulnerability assessment basic statements for use in the framework of the COST 620 Action). **Workshop : Vulnérabilité et protection des eaux karstiques**. Neuchâtel (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.
- Guillaume J. (2008)**. Influence des activités agricoles sur la pollution nitrique des eaux souterraines. Thèse de Doctorat Ecosystèmes et Environnement. Université de Toulouse.
- Hamaidi M.S. Hmaid F., Zoubiri A., Bouaklil F. et Dhan Y. (2009)**. Etude de la Dynamique des Populations Phytoplanctoniques et Résultats Préliminaires sur les Blooms Toxiques à Cyanobactéries dans le Barrage de Ghrib(Ain Defla-Algérie).

European Journal of Scientific Research ISSN 1450-216X Vol.32 No.3 (2009). pp 369-380.

Hebert J. (1990). Maîtriser l'acidité des sols. Les amendements calcaires et magnésiens. Encyclopédie Agricole Pratique. Ed. Agri-Nathan, Paris, 96 p.

HEMIDI L. (2013). Vulnérabilité de la nappe alluviale de Guerrara à la pollution. Thèse de magistère, UNIVERSITE KASDI MERBAH –Ouargla.

Hennia K. (2007). « Contribution à la gestion qualitative des eaux souterraines dans les zones semi arides application au moyen cheliff occidental » Mémoire de Magister, Université Hassiba BEN BOUALI –CHLEF

Ikhlef S. (2008). Etude de la pollution de la nappe alluviale du haut Cheliff par les nitrates. Mémoire de Mag., Univ. HBB Chlef, 145 p.

International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 395 – 403.

Journel A.G. (1977). Géostatistique minière. Centre de géostatistique. Ecole des mines; Fontainebleu, 737 p.

Lacherez S. (1997). Examen des conditions d'exploitation du champ captant d'Airon-Saint- Vaast. Etude de la zone non saturée et de la nappe de la craie. Rapport du bureau d'étude SOREG.

Landreau A. (1984). Éléments sur le processus de contamination des nappes d'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole. Congrès international sur l'utilisation des eaux souterraines et l'hydrogéologie des contaminants, pp. 465-473.

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.

Levallois P. et Phaneuf D. (1994). La contamination de l'eau potable par les nitrates : analyse des risques à la santé, Revue canadienne de santé publique, 85(3), 192-196.

Machet J.M. et Mary B. (1990). Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture. Dans " Nitrates, agriculture, eau". Symposium

Mammeri L. (2007). Etude de la réaction de dénitrification par l'utilisation du succinate de sodium comme source de carbone. Mémoire de Magister Chimie de l'environnement. Université Mentouri, Constantine, Algérie.

Mariotti A., Landreau A et Simon B. (1988). 15N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to the chalk aquifer of northern France.

Martin C. (2003). *Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles. Approche expérimentale et modélisation.* Thèse Doctorat, Ecole de Renne 1- France, 269 p.

Mary B. (1992). Gérer l'interculture pour maîtriser la pollution nitrique. Journée d'étude Interculture et Nitrates, CORPEN-COMIFER, 2 janvier 1992, 16 p.

Matheron G. (1965). Les variables régionalisées et leurs estimations. Ed Masson, Paris. 305p

Mattauer M. (1958). Etude géologique de l'Ouarsenis oriental (Algérie). Th. Doct. Es sciences, Besançon, France, 343 p

Menesguen A. (2003). Les "marées vertes" en Bretagne, la responsabilité du nitrate. Ifremer direction de l'environnement et de l'aménagement littoral, centre de Brest, 12p.

Menesguen A. et Piriou J.Y. (1995). Nitrogen loading and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42, 227-237.

Meylan P. (1986). Régionalisation des données entachées d'erreurs de mesure par krigeage. Application à la pluviométrie. *Hydrol – Continent*, Vol. I, n°1. PP 25 – 34.

Mollard A., Le Roche C., Lacroix A., Grappery C. et Bel F. (1998). The choice of economic instruments applied to non pointwater pollution: an economic approach based on the contribution of natural sciences. In M. O'Connor & U. Ganslasser: *Ecology and Society: life sciences dimensions*. FilanderPress, Francfort, 17 p.

Nkhuwa D. C. W., (2003). Human activities and threats of chronic epidemics in a fragile geologic environment. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28: 1139-1149.

Nkhuwa, D.C.W. and F. Tembo, (1998). Groundwater recharge and susceptibility to pollution of the Lusaka marble aquifer. From Isotope techniques in the study of environmental change. International Atomic Energy Agency (IAEA).

NRC (1979). National Research Council. Ammonia. Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants, Division of Medical Sciences, Assembly of Life Sciences. University Park Press, Baltimore (Md.).

NRC (1995). National Research Council. Nitrate and nitrite in drinking water, National Academy of Sciences, 63 p.

OFEFP (2003). Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage. Guide pratique de l'échantillonnage des eaux souterraines. L'environnement pratique, Berne, 77 p.

Office fédérale de l'agriculture (suisse). Action N moins de nitrate dans l'eau. [En ligne] 2003 Disponible sur :<http://www.nitrate.ch/frameset.html>(octobre 2003)

OMS. (2008). Nitrate and nitrite in drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Geneva.

Payraudeau S. (2002). Modélisation distribuée de flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Thèse Doctorat. ENGREF- Montpellier, 245 p.

Pételet-Giraud E. et al (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.

Pinheiro A. (1995). Un outil d'aide à la gestion de la pollution agricole: le modèle POLA. Thèse Doctorat, INP – Toulouse, 344 p.

Powlson, O.S. (1993). Understanding the soil nitrogen cycle. Soil Use and Management, 9

Ratel M. (2002). Rapport sur l'élimination des nitrates des eaux potables. Document Technique FNDAE& SNIDE.

Ratel M.O. (1992). Elimination des nitrates des eaux potables. Document technique du fond national pour le développement des adductions d'eau. Office international de l'eau. Limoge. France, 61.

Recours S., Machet J.M., Pierre D., et Remy J.C. (1987). Signification du coefficient réel d'utilisation et conséquence pour la fertilisation azotée des cultures. *C. R. Acad. Agric. De France*, 3, 39-55.

Réménieras G. (1980). L'Hydrologie de l'ingénieur. Ed. Eyrolles, 2^{ème} éd. Paris, 455 p.

Richa A., Douaoui A. et Bettahar N. (2015). Quantification and contribution of nitrogen inputs in the soil on groundwater contamination by nitrates: Valley of High-Cheliff (North Algeria), *Soil-Water Journal, Special Issue*, 51-60.

Richard Y. et Leprince A. (1980). L'azote dans le traitement des eaux potables – Les traitements biologique. Tech. Sci. Méth. – L'eau, A.G.T.M. édit., Paris, France, 4, 167-181.

Rodier G. (1996). L'Analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème} édition Dunod, Paris, 1365 p.

Santé Canada (1992). Le nitrate et le nitrite. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada- Documentation à l'appui.

Sardin M., Schweich Len F.J. et Van Genuchten M.Th. (1991). Modeling the nonequilibrium transport of linearly interacting solutes in porous media: a review. *Water Resour. Res.*, 27(9), 2287-2307.

Scet Agri (1) (1985). Hydrologie – Hydrogéologie et bilan des ressources, Etude du réaménagement et de l'extension du périmètre du moyen Chélif : Rap A1.1. 2. Pub. Ministère de l'Hydraulique. 72 p

Scet Agri (1984a). Hydrologie – Hydrogéologie et bilan des ressources. Etude du réaménagement et de l'extension du périmètre du moyen Cheliff. Rap A1.1.2. Pub. Ministère de l'Hydraulique, Algérie, 72p.

Scet Agri (1984b). Bilan des ressources en sol. Etude du réaménagement et de l'extension du périmètre du moyen Chélif: Rap A1.2. 1. Pub. Ministère de l'Hydraulique, Algérie, 35p.

Scet Agri (1984c). - Rapport de synthèse, Etude du réaménagement et de l'extension du périmètre du moyen Chélif. Pub. Ministère de l'Hydraulique, 75p.

Schnebeleenn.et al (2002) : Gestion des Eaux Souterraines en Aquitaine -Année 5. Etude 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.

Schuler, M. L., Kargi F. (1992) Bioprocess Engineering: Basic concepts. Edition Prentice Hall PTR.

Somlette L. (1998). Contribution à l'étude hydrogéologique de la distribution et du devenir des nitrates dans les nappes de fissures, de l'échelle du périmètre expérimental à celle du bassin versant côtier. Thèse de Doctorat, université de Bretagne, France, 340 p.

- Strebel, O., Duynisveld W.H.M. et Battcher J. (1989).** Nitrate pollution of groundwater
- Tahraoui Douma N. (2006).** *Analyse des Déchets Ménagers Solides de la Ville de Chlef. Méthodes de Traitement* – mémoire de Magister, Université de Chlef, 149 p.
- Tomassone R. (1974).** *Présentation générale des méthodes d'analyse multi-dimensionnelle (aspects pragmatique et heuristique)* – Laboratoire de Biométrie du C.N.R.Z.
- Trancart. J.L (1997).** Teneur en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine en 1985-1986-1987. Paris, Minist. Santé. 150 P (G 10625).
- Tremblay N. Scharpf H.C., Weier U., Laurence H. et Owen J. (2001).** Régie de l'azote chez les cultures maraîchères, Guide pour une fertilisation raisonnée, Agriculture et Agroalimentaire, Canada, 70 p.
- Usher B. et Perch C., (2005).** Final evaluation of the Assessment of Pollution Status and vulnerability of water supply aquifers of african cities
- Vermeer I.T., Pachen D.M., Dallinga J.W., Kleinjans J.C. et Van Maanen J.M. (1998).** Volatile N-nitrosamine formation after intake of nitrate at the ADI level in combination with an amine-rich diet, Environ Health Perspect., 106(8), 459-463.
- Vinten, A.J.A., Vivian B.J., Wright F. et Howard R.S. (1994).** A comparative study of nitrate leaching from soils of differing textures under similar climatic and cropping conditions. Journal of Hydrology, 159 : 197-213.
- Voltz M. (1986).** Variabilité spatiale des propriétés physiques en milieu alluvial : essai de cartographie quantitative des paramètres hydrodynamiques. Thèse Doc. Ing ENSAM, 198 p.
- Wackernagel H. (1993).** Cours de géostatistique multiparamétrique. Pub.C-146.4^{ème}
Ed. Mars 1993. 76 p
- Walter C. (1990).** Estimation des propriétés du sol et quantification de leur variabilité à moyenne échelle : Cartographie pédologique et géostatistique dans le sud de l'Île et vilaine (France). Thèse Doctorat de l'Université de Paris VI, 172 p.
- Walter C. (2002).** Cours de géostatistique. ENSA – INRA Rennes, 20 p.
- White Edlin R., Hu K., Huang. Y., Li H., Li B et Chen D. (2005).** Spatial variability of shallow groundwater level, electrical conductivity and nitrate concentration, and risk

assessment of nitrate contamination in North China Plain. *Environment International*, 31, 896- 903.

Yahiaoui A. et Zaghtou A. (2007)- Etude hydrochimique des eaux de la nappe alluviale du Moyen Chéelif Occidental. Mémoire d'ingénieur, Uni d'Oran, 107 p.

Yapo O. B, Mambo V., Meledje Djedjess E. J-C., Ohou M J., Seka A. (2009). Searching for parameters optimising the biological Denitrification of nitrate-and ammonium-rich well waters by private slow sand filtration reactors. *European Journal of Scientific Research* ISSN 1450-216X Vol.26 No.4 (2009), pp.565-576.

Zaporozec A. & Vrba J. (1994a) : Executive summary In Vrba J. et Zaporozec A. (Ed.), *Guidebook on mapping groundwater vulnerability, International contributions to hydrogeology*, Verlag Heinz Heise Publisher, Hanovre, 16, **XV-XXIII**.

Zilliox L. SCHENCK C., KOBUS H. et HUWE B. (1990). Pollution par les nitrates: quels remèdes? *Supplément la Recherche*, 227: 18-21.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Méthodes de cartographie de la vulnérabilité à la pollution

Tableau 1. Poids des paramètres dans la version standard de la méthode DRASTIC

D : Distance à la nappe (m)		R : Recharge (mm)	
Valeurs (m)	Notation	Valeurs (mm)	Notation
0 – 1,5	10	25,5	9
1.5 – 4,5	9	17.5 – 25,5	8
4,5 – 9	7	10 – 17,5	6
9 - 15	5	5 - 10	3
15 - 22	3	0 - 5	1
22,5- 30	2		
> 30	1		
A : Nature de la zone saturée		S : Nature du sol	
Calcaire karstique	10	Mince ou absent	10
Sable et gravier	8	Sables	9
Grès massif	6	Limons sableux	6
Métamorphique altéré	4	Limons	4
Métamorphique	3	Limons silteux	3
Massive shale	2	Argiles	1
T : Topographie (pente)		I : lithologie de la couche vadoze	
Valeurs (%)	Notation	Calcaire Karstique	10
0 à 2	10	Sable et gravier	9
2 à 6	9	Sable et gravier avec silt et argile	8
6 à 12	5	Grès	6
12 à 18	3	Calcaire	6
> 18	1	Silt et argile	1
0 à 2	10		
C : Perméabilité			
Valeur (m/s)	Notation		
> $9,4 \cdot 10^{-4}$	10		
$4,7 \cdot 10^{-4}$ à $9,4 \cdot 10^{-4}$	8		
$32,9 \cdot 10^{-5}$ à $9,4 \cdot 10^{-4}$	6		
$14,7 \cdot 10^{-5}$ à $32,9 \cdot 10^{-5}$	4		
$4,7 \cdot 10^{-5}$ à $14,7 \cdot 10^{-5}$	2		
$4,7 \cdot 10^{-7}$ à $4,7 \cdot 10^{-5}$	1		

Tableau 2. Critères d'évaluation de la vulnérabilité dans la méthode DRASTIC (ALLER et al., 1987)

Degré de vulnérabilité	Indice de vulnérabilité
Très faible	< 80
Faible	80 - 120
Moyen	121 - 160
Élevé	161 - 200
Très élevé	> 200

Tableau 3. Critères d'évaluation de la vulnérabilité dans la méthode DRASTIC (ENGEL et al., 1996).

Degré de vulnérabilité	Indice de vulnérabilité
Faible	< 101
Moyen	101 - 140
Élevé	141 - 200
Très élevé	> 200

Tableau 4. Principales classes d'occupation des sols et valeurs correspondantes.

Occupation des sols selon la classification CORINE Land Cover	Valeur du facteur d'occupation des sols LU (Land use factor)
Décharge industrielle, décharge d'ordures, mines	100
Périmètres irrigués, rizières	90
Carrière, chantier naval	80
Zones artificielles couvertes, zones vertes	75
Cultures permanentes (vignes, vergers, oliviers, etc.)	70
Zones urbaines discontinues	70
Pâturages et zones agro-forestières.	50
Milieux aquatiques (marais, salines, etc.)	50
Forêts et zones semi-naturelles	0

Tableau 5. Poids attribués aux paramètres SI

Paramètre	D	R	A	T	OS
Poids	0,186	0,212	0,259	0,121	0,222

Tableau 6. Critères d'évaluation de la vulnérabilité dans la méthode SI

Degré de vulnérabilité	Indice de vulnérabilité
Faible	< 45
Moyen	45 - 64
Élevé	65 - 84
Très élevé	85 - 100

Tableau 7. Catégorie de vulnérabilité de la méthode AVI

Résistance hydraulique, c (années)	Notation (c)	Catégorie de vulnérabilité
< 10 ans	< 1	vulnérabilité extrêmement élevée
10 -100 ans	1 à 2	vulnérabilité élevée
100 -1000 ans	2 à 3	vulnérabilité modérée
1000 -10000 ans	3 à 4	basse vulnérabilité
> 10.000 ans	> 4	vulnérabilité extrêmement basse

Méthode EPIK

La méthode EPIK est basée sur quatre critères :

- Epikarst (l'épikarst ou zone épikarstique rassemble l'eau d'infiltration dans un aquifère perché local et discontinu, drainé par le bas soit par les vides les plus larges en un ruissellement souterrain rapide, soit par les vides de petites dimensions, en une infiltration lente).

- Protective Cover (couverture protectrice : sol) ;
- Infiltration Conditions (conditions d'infiltration) ;
- Karst network développement (développement du réseau karstique).

Ces critères correspondent à quatre aspects spécifiques déterminant l'organisation des écoulements en milieu karstique. Chaque paramètre est divisé en classes traduisant des degrés d'impact vis à vis d'une pollution. Un coefficient multiplicateur (facteur de pondération) est appliqué à chaque paramètre afin de traduire son importance relative par rapport aux autres (Petelet-Giraud *et al.*, 2000).

L'indice final de vulnérabilité est calculé (facteur de protection) en chaque maille du système selon la formule : $F = \alpha Ei + \beta Pj + \gamma Ik + \delta Kl$

$\alpha, \beta, \gamma, \delta$: coefficients de pondération des critères ;

Ei, Pj, Ik, Kl : valeur de chacun des critères indexés

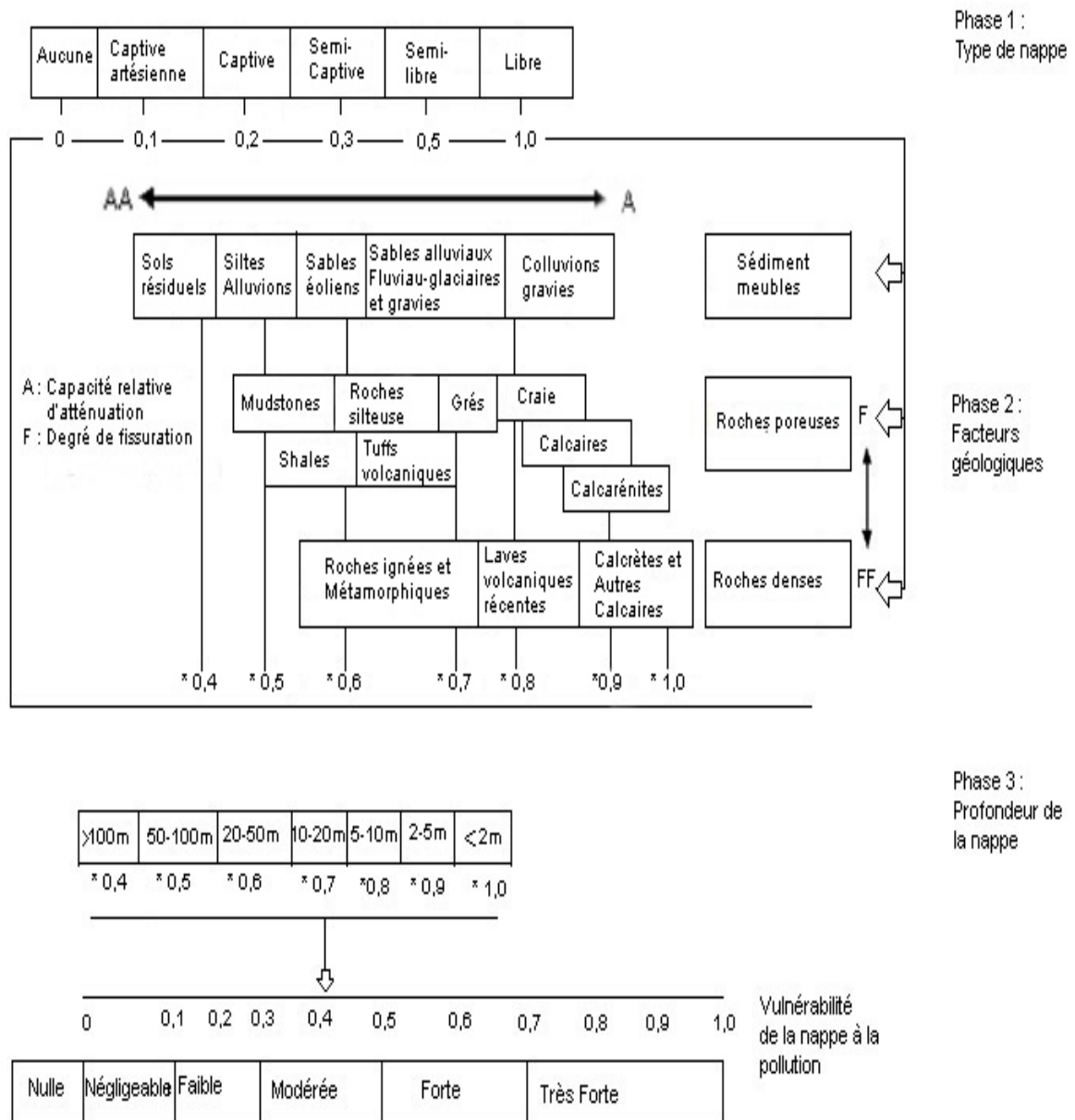


Figure 1. Système empirique GOD pour une estimation rapide de la vulnérabilité d'un aquifère (Foster, 1987)

ANNEXE 2. Exemples de coupes géologiques présentant les formations de la zone non saturée

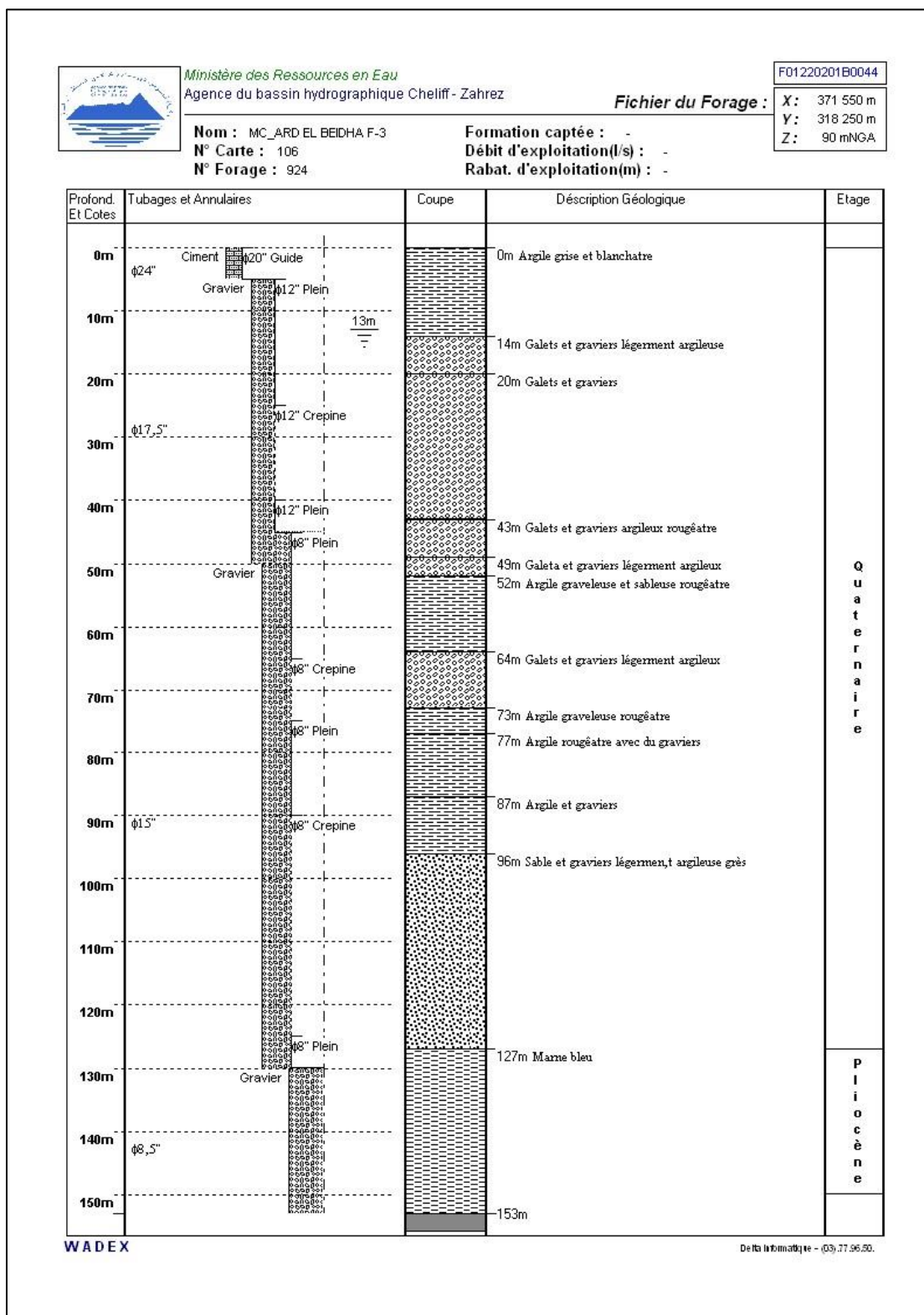


Figure 2. Forage situé à Ard El Beidha

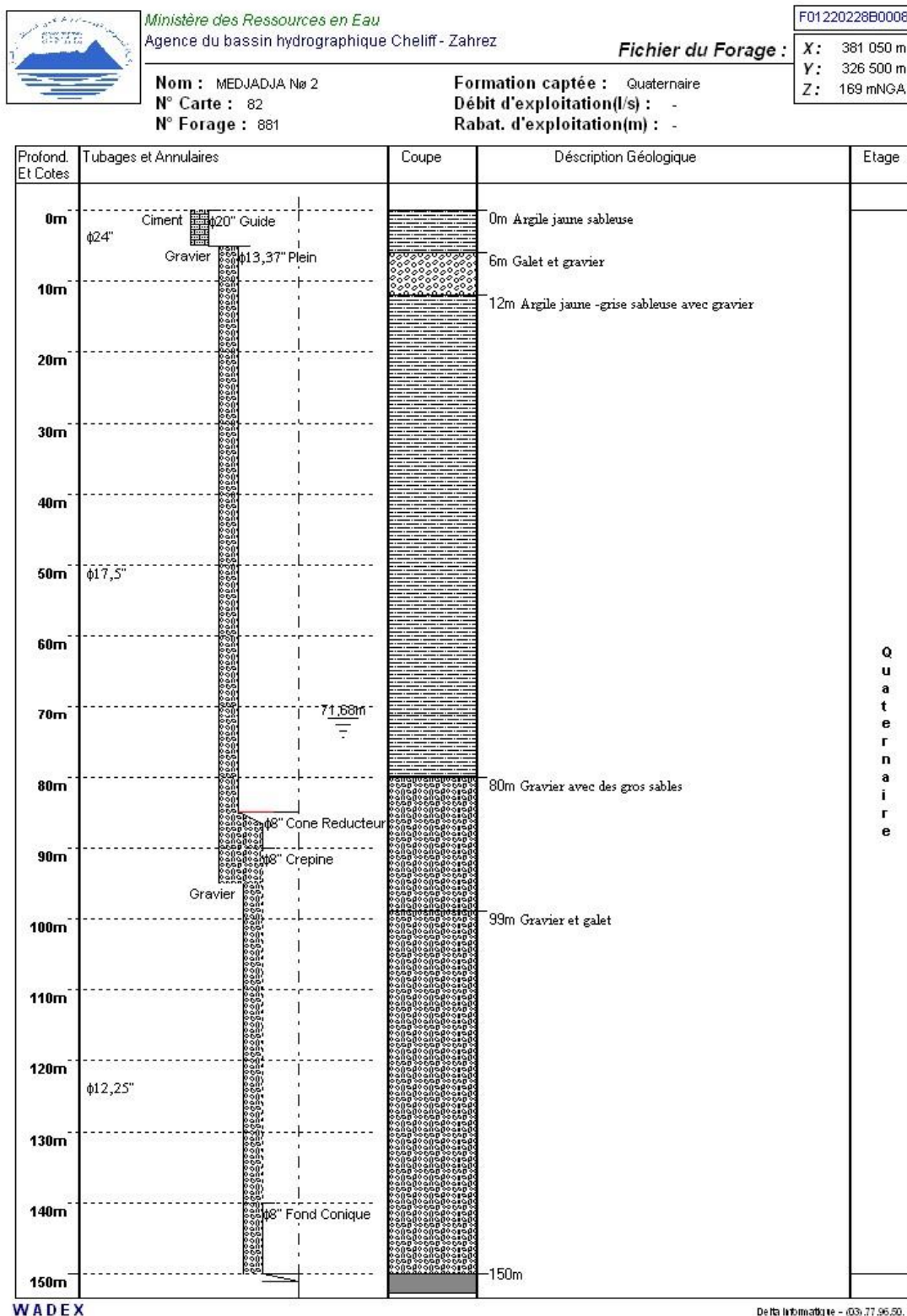


Figure 3. Forage MCO3 situé à Medjadja

ANNEXE 3. Exemples de coupes géologiques présentant les formations du type de sol

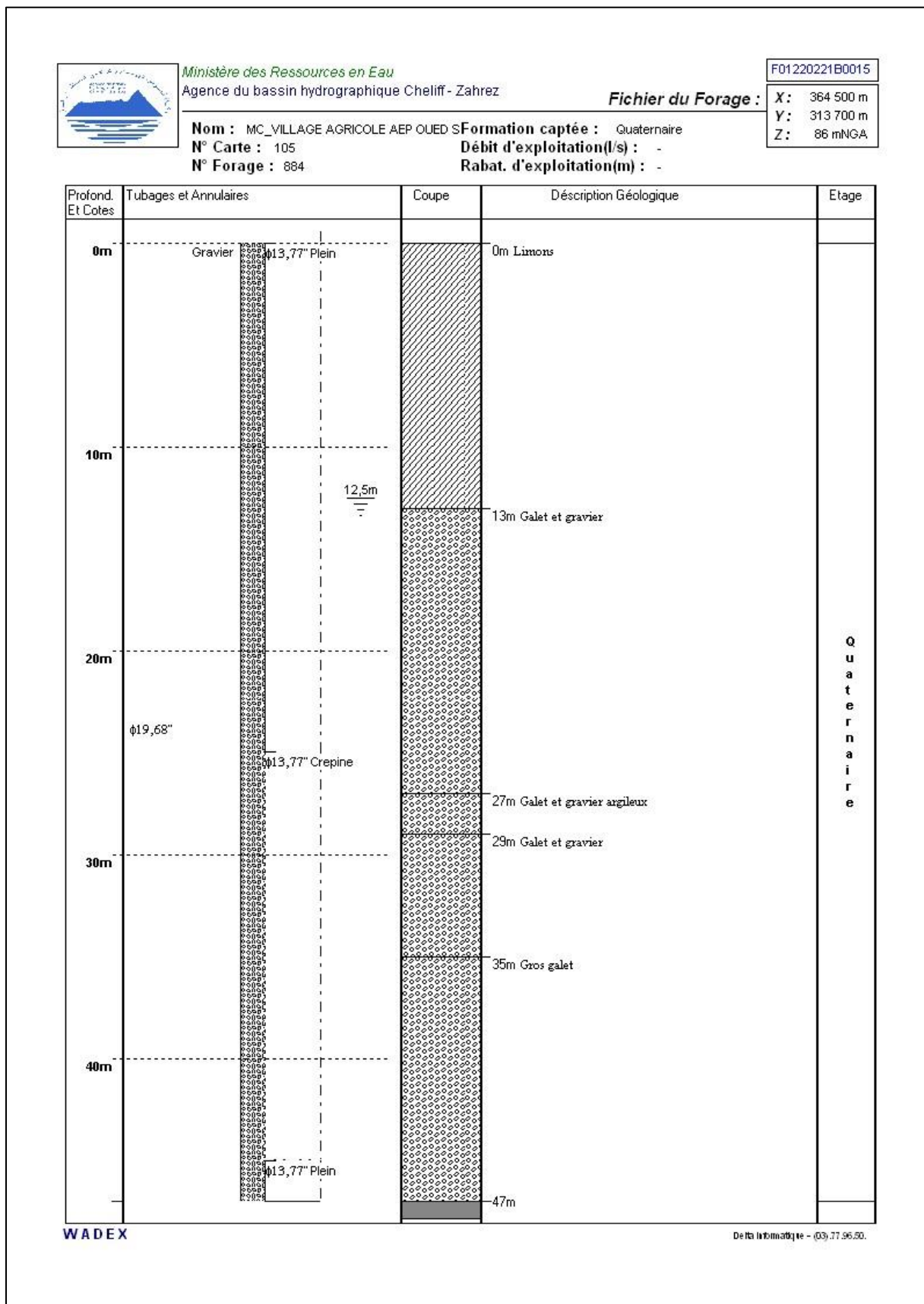


Figure 4. Forage situé à Oued Sly

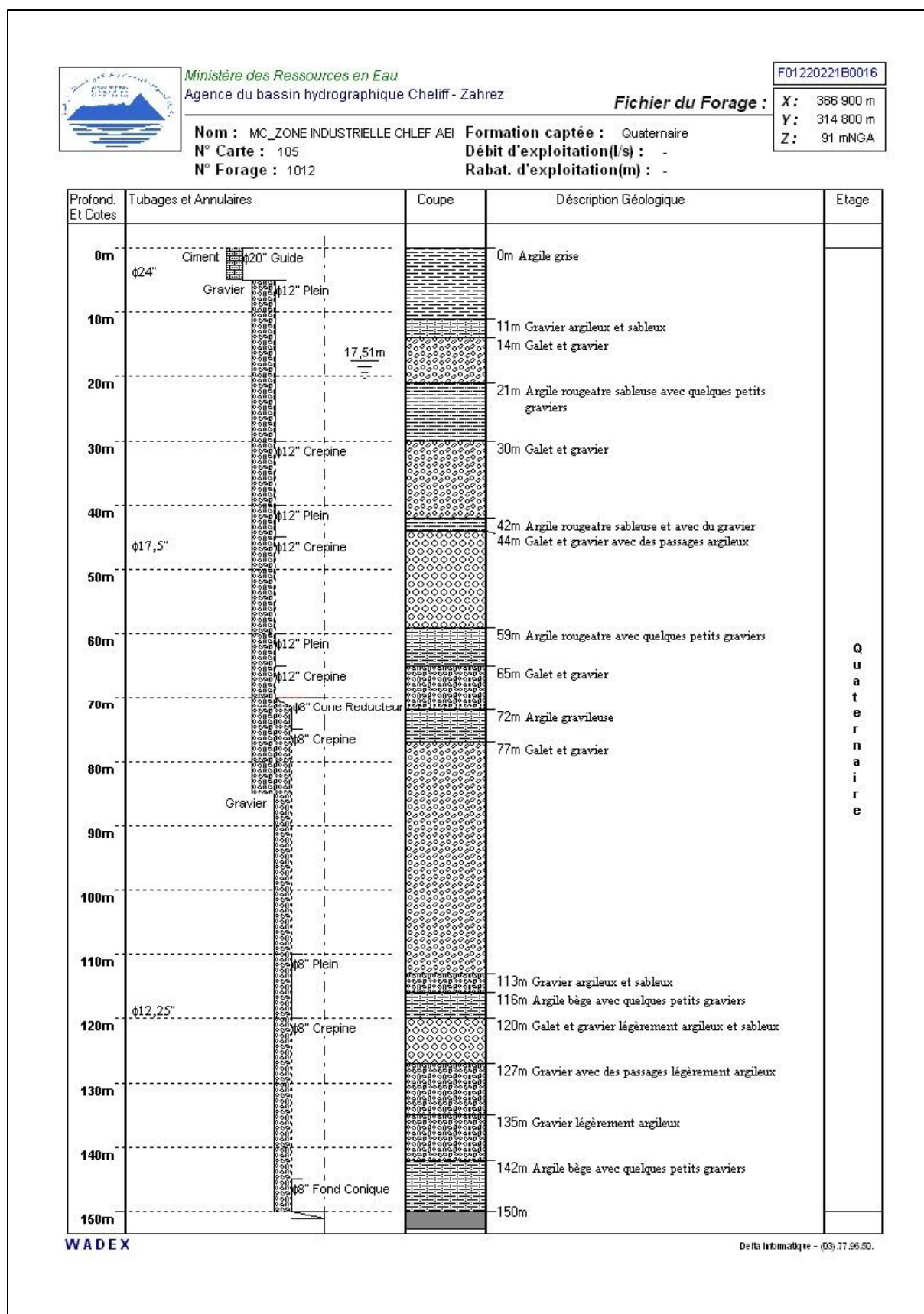


Figure 5. Forage situé à Chlef

ANNEXE 4. Exemples de coupes géologiques présentant les formations du milieu aquifère

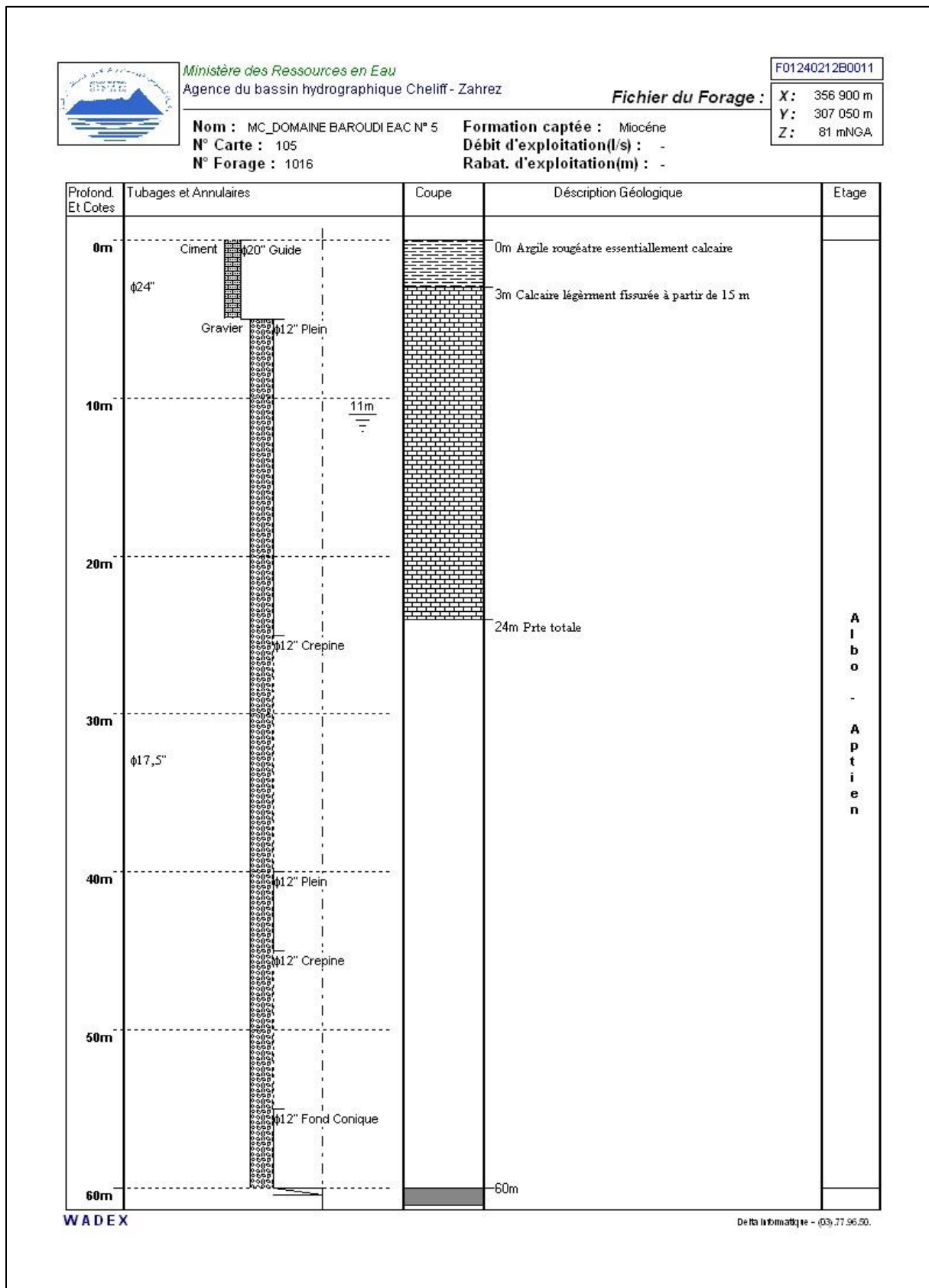


Figure 6. Forage situé au domaine Baroudi

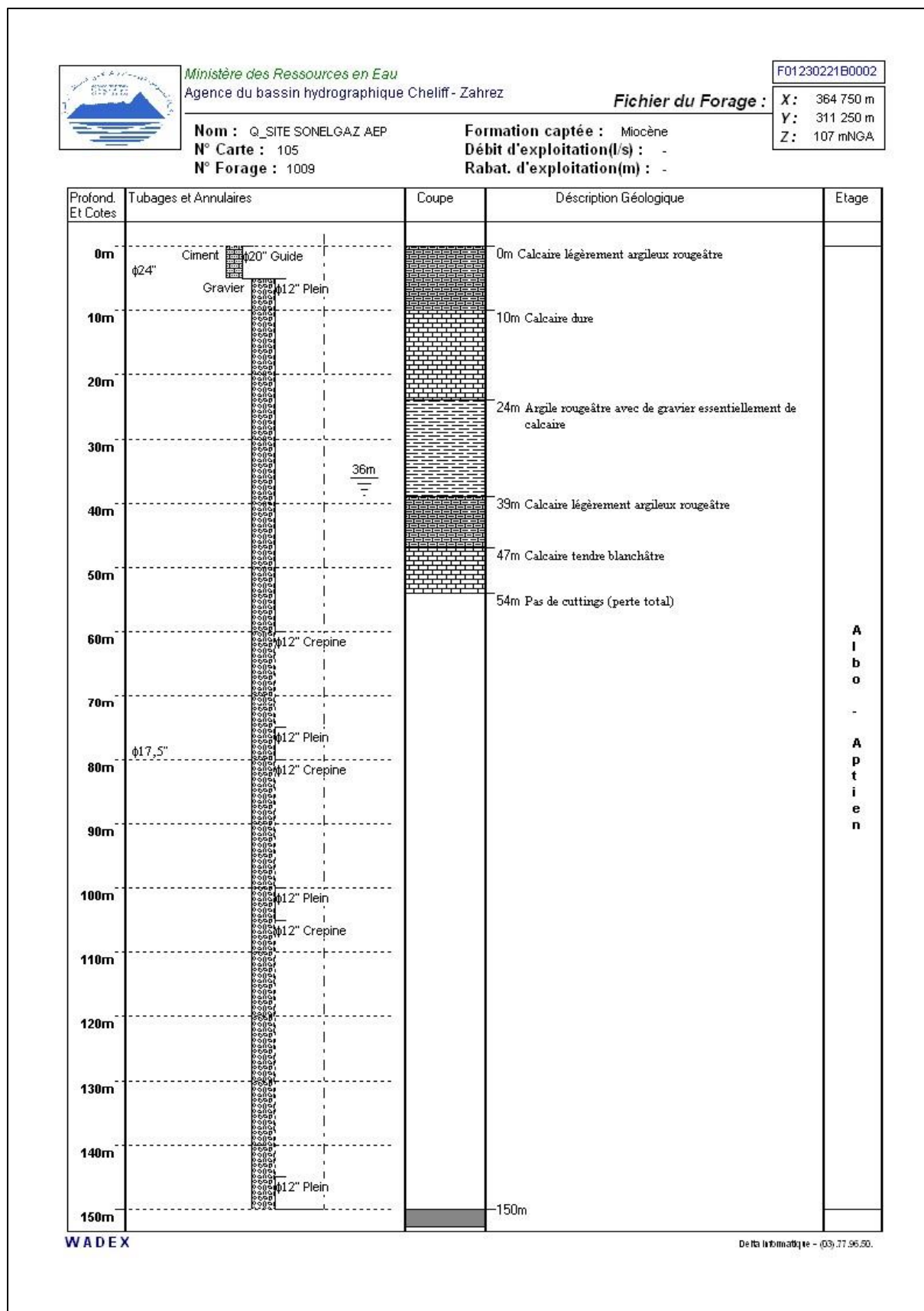


Figure 7. Forage situé à Site Sonelgaz Oued Sly

ANNEXE 5. Profondeurs mesurées de la nappe du MCO durant le mois de Mai 2012

Nom du Puits	X (m)	Y (m)	Profondeur (m)
W10600033	380950	319450	38,50
W10600052	372750	316250	37,83
W10500383	369900	320100	40,05
W10501033	364990	320500	30,20
W10500548	357515	313293	47,70
W10500348	353220	310957	35,50
W10500366	350508	308772	54,00
PZC 3	383207	326213	13,80
PZC 5	374000	322300	51,35
PZC 6	375100	319000	22,20
PZC 7	373400	319100	22,45
PZC 8	371900	318500	24,45
PZC 9	368000	324000	45,80
PZC 10	367100	321800	46,70
PZC 11	363500	320800	27,20
PZC 13	363900	317800	30,20
PZC 14	364500	314300	28,40
PZC 15	360900	316200	26,50
PZC 12	368700	317500	40,60
W10500306	368290	315102	14,55
W10500008	362100	310200	24,60
W08200052	376425	321150	16,95
W10501186	361250	310175	22,00
W10500453	354652	306964	19,80
W10500549	354900	309700	8,00
W10500574	366762	31156	9,10
W10500084	353900	307250	11,00
AEEP	360059	315284	15
forage AEEP	358872	313142	10,1
a coté de 105 348	351951	310643	32
férme de boukadir	357270	308312	12,5
château d'eau bocca 3nainia	356762	311786	14
remplacé 105 306	348041	307390	14,55
a coté de 105 313	350500	308810	8,5
avant 105 84 et apres 105 549	354497	308111	9
W10600019	390067	324445	7,6
puits dans la station d'Oued Fodda	384189	322863	18
W10600018	388577	324232	4
entré d'oued Fodda (Sébala)	384079	322938	17

W08200066	392779	326329	4,3
Forage Hay Chtitah Oued Fodda à coté de raya	386224	325038	13
W08200136	391026	325259	6,7
W08200128	390078	324488	25,4
W08200130	392478	325274	0,7
W08200058	393985	326103	3,4
avant 82 058 el Abbabssa route Beni Rached	383533	327537	6
W08200137	392685	324679	21,4
avant 82 137 (réchacha)	383365	326624	19,7

ANNEXE 6. Teneurs en chlorures et nitrates (Mai, 2012)

Nom du Puits	X (m)	Y (m)	Cl (mg/l)	NO ₃ (mg/l)
W10600033	380950	319450	437,774	114,932
W10600052	372750	316250	475,059	65,203
W10500383	369900	320100	395,136	85,042
W10501033	364990	320500	963,225	103,234
W10500548	357515	313293	1031,236	130,542
W10500348	353220	310957	648,9	5,775
W10500366	350508	308772	175,976	65,972
PZC 3	383207	326213	411,847	5,211
PZC 5	374000	322300	176,451	7,694
PZC 6	375100	319000	535,015	87,614
PZC 7	373400	319100	434,068	42,849
PZC 8	371900	318500	649,048	17,398
PZC 9	368000	324000	730,813	25,345
PZC 10	367100	321800	415,78	106,131
PZC 11	363500	320800	464,09	9,795
PZC 13	363900	317800	1067,891	38,226
PZC 14	364500	314300	686,072	2,937
PZC 15	360900	316200	1015,183	35,785
PZC 12	368700	317500	313,569	4,474
W10500306	368290	315102	968,24	8,352
W10500008	362100	310200	203,062	32,22
W08200052	376425	321150	532,242	51,187
W10501186	361250	310175	735,981	167,133
W10500453	354652	306964	335,879	106,88
W10500549	354900	309700	1392,583	193,469
W10500574	366762	31156	4216,873	350,4
W10500084	353900	307250	1212,506	49,532
AEEP	360059	315284	476,1	28,66

forage AEEP	358872	313142	384,3	18,73
a coté de 105 348	351951	310643	553,7	40,38
férme de boukadir	357270	308312	634,3	4,36
château d'eau bocca 3nainia	356762	311786	252,3	35,14
remplacé 105 306	348041	307390	508,6	5,85
a coté de 105 313	350500	308810	1523	367,5
avant 105 84 et apres 105 549	354497	308111	1461	283,9
W10600019	390067	324445	1092	88,82
puits dans la station d'Oued Fodda	384189	322863	563,8	43,46
W10600018	388577	324232	418,11	68,63
entré d'oued Fodda (Sébala)	384079	322938	354,6	18,72
W08200066	392779	326329	358	76,64
Forage Hay Chtitah Oued Fodda à coté de raya	386224	325038	457,4	77,22
W08200136	391026	325259	370,6	59,84
W08200128	390078	324488	673,4	55,66
W08200130	392478	325274	1309	47,14
W08200058	393985	326103	515,8	25,58
avant 82 058 el Abbabssa route Beni Rached	383533	327537	400	39,35
W08200137	392685	324679	156,7	71,15
avant 82 137 (réchacha)	383365	326624	218	62,04