



# BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE  
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

## Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

## Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

INVESTIGATION DE L'INTRUSION MARINE ET DE MÉCANISMES DE  
L'ACQUISITION DE LA CHARGE SALINE DANS LE SYSTÈME AQUIFÈRE  
DE DJÉBENIANA : APPROCHES HYDROGÉOPHYSIQUE,  
HYDROCHIMIQUE, ISOTOPIQUE ET MODÉLISATION NUMÉRIQUE

Thèse  
présentée  
comme exigence partielle  
du programme de doctorat en sciences de l'environnement

Par  
Ilhem Moussaoui

Janvier 2024

## DÉDICACE

À l'âme de mon père,

À ma mère, mes sœurs et mon mari pour leur affection et soutien,

À mes enseignants,

Et à mes amis.

## REMERCIEMENTS

Je tiens à adresser mes plus vifs remerciements à mes deux directeurs de thèse : Pr. Lassâad Dassi de l'Université de Sfax, et Pr. Éric Rosa, de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada pour la qualité scientifique du travail réalisé, leurs suggestions pertinentes et leurs compétences entendues qui ont contribué significativement à la finalisation de ce projet de recherche avec d'excellents résultats. Je remercie Pr. Lassâad Dassi pour la confiance qu'il m'a témoignée depuis le début en me confiant ce travail, pour ses conseils constructifs, ainsi que pour son aide exceptionnelle qui m'a donné le courage de mener à bien tout le travail de terrain durant l'année 2020 de la pandémie, sans interruption. Je remercie également Pr. Éric Rosa, de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, pour la confiance qu'il m'a accordée et pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant de diriger conjointement ce projet de recherche ainsi que pour avoir suivi ce travail dans ses moindres détails avec une rigueur scientifique exceptionnelle.

Un grand merci à mon co-directeur et ma co-directrice de thèse de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Pr. Vincent Cloutier et Pr. Carmen M. Neculita qui ont accepté de co-diriger ce travail et de m'intégrer dans leurs équipes de recherche, soit le Groupe de Recherche sur l'Eau Souterraine (GRES) et l'Institut de Recherche en Mines et en Environnement (IRME). Je tiens à les remercier pour leurs précieux conseils, leurs suggestions et leurs commentaires constructifs qui m'ont permis d'améliorer les différents aspects du travail et de bien poursuivre ce projet.

J'aimerais ensuite adresser toute ma gratitude au Pr. Vincent Cloutier et au Groupe de Recherche sur l'Eau Souterraine, UQAT pour avoir financé ce projet.

Je tiens à exprimer ma vive et respectueuse reconnaissance à Mr. Monem Kallel, professeur à l'École Nationale d'Ingénieurs de Sfax, Université de Sfax, pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant de présider le jury.

Je tiens également à exprimer ma haute gratitude à Mr. Moncef Zairi, professeur à l'Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax, Université de Sfax, d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Mes sincères remerciements vont également aux rapporteurs de la thèse, Mr. Jean-Michel Lemieux, professeur au Département de géologie et de génie géologique, Université Laval, Québec, Canada et Mr. Amor Ben Moussa, Maître de conférences à l'Institut Supérieur des Sciences et Technologies de l'Environnement de Borj Cédria, Université Tunis-Carthage, Tunis, Tunisie, qui ont consacré une part importante de leur temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail.

Je tiens également à remercier le CRDA de Sfax, en particulier Mme. Olfa Larayedh, pour m'avoir fourni les données nécessaires à la réalisation de ce projet.

Mes sincères remerciements vont à tout le personnel du campus de l'UQAT à Amos et l'équipe du GRES, je tiens tout spécialement à remercier, Magalie Roy, technologue en géomatique à l'UQAT, pour les magnifiques cartes qu'elle a réalisées dans le cadre de ce projet et Brahim Maylal, professionnel de recherche à l'UQAT, pour les coups de main qu'il m'a apportés.

Mes remerciements vont également à Mr. Mhamdi Abdelkader, maître-assistant à l'Université de Gafsa d'avoir dirigé le terrain de tomographie électrique et pour l'équipe du Département des sciences de la terre Gafsa de m'avoir fourni l'équipement de tomographie. Mes remerciements s'adressent également à Mr. Lassaad Dassi, Mr. Amor Ben Moussa, Mme. Meriem Tarki et Mr. Chawki Khalfi pour leur accompagnement durant le terrain de tomographie électrique. Un remerciement spécial à mon cher ami, Mohamed Ali Amara qui m'a apporté les équipements de tomographie électrique de Gafsa à Sfax et les ramener. J'aimerais ensuite remercier le Laboratoire de recherche en sciences et technologies de l'environnement, Borj Cedria qui a mis à

ma disposition un moyen de transport pour acheminer le matériel au sein de la région de Djébeniana.

Je tiens également à remercier la famille de ma tante qui habite à Djébeniana pour m'avoir fourni les conditions nécessaires pour réaliser la campagne d'échantillonnage pendant la pandémie. Je remercie tout particulièrement mon cousin Sabri Aloui et ma cousine Sabrina Aloui pour avoir assuré la logistique et communiqué avec les habitants pour la réalisation d'échantillonnage de la nappe phréatique. Je tiens également à remercier Mr. Lassaad Dassi pour son intervention dans l'échantillonnage des forages profonds.

Je remercie également les membres de l'équipe du laboratoire d'analyse environnementale (H2lab) Rouyn-Noranda, et The Environmental Isotope Laboratory (EIL), University of Waterloo ,pour la réalisation des analyses chimiques et isotopiques.

Mes fidèles remerciements s'adressent également à ma famille, un grand merci à ma chère maman Samira, à mes trois sœurs Hadil et Nouha et Nahla et à mon mari Riadh qui m'ont apporté toute leur aide morale et matérielle tout au long de la thèse, je leur en reste à jamais reconnaissante.

Un tendre remerciement à mon neveu Ayan, merci de m'avoir apporté tant de bonheur depuis ton arrivée dans ce monde.

Toute ma gratitude a mon merveilleux père décédé en 2019 pendant le début de ce projet, et qui là où il est, continue de veiller sur moi.

Je finis par adresser mes vifs remerciements à mes collègues Wiem, Mouna, Oumaima, Latifa, Wejdan, Baudelaire qui m'ont soutenue, supportée, encouragée dans les bons moments comme dans les mauvais.

## AVANT-PROPOS

Le présent projet s'inscrit dans le cadre d'une thèse en cotutelle entre l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada) et l'École nationale d'ingénieurs de Sfax (Tunisie). Cette étude a été financée par le Groupe de recherche sur les eaux souterraines (GRES) de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT). Une subvention à la découverte du CRSNG au Pr. Vincent Cloutier est également attribuée pour les analyses isotopiques (projet no. 2035294).

Comme la Tunisie est mon pays d'origine, ce projet m'a beaucoup interpellée. D'autant que l'accès à l'eau potable constitue un enjeu sociétal majeur dans les régions côtières de la Tunisie en raison de la surexploitation des eaux souterraines et de la salinisation des aquifères. Toutefois, la présente étude a pour objectif général d'évaluer les facteurs qui engendrent la salinisation de la nappe phréatique de la région de Djebéniana, Sfax.

Cette thèse est le résultat d'un effort constant, marqué par des moments de doute, d'hésitation et de faiblesse, mais aussi de passion, de détermination et de résilience. Elle a été réalisée sous la direction de professeurs chevronnés, qui ont partagé avec moi leurs grandes qualités professionnelles, avec un enthousiasme et une humanité remarquable. C'était une chance de travailler sous leur direction.

Les résultats de cette thèse ont été présentés à des conférences nationales, canadiennes et internationales. Par ailleurs, un article de revue scientifique a été publié in *Applied Geochemistry journal* et un second a été soumis in *Journal of Hydrology : Regional Studies*. La liste des réalisations scientifiques est présentée ci-dessous.

### Articles publiés et soumis

Moussaoui I, Rosa E, Cloutier V, Neculita CM, Dassi L. 2023. Chemical and isotopic evaluation of groundwater salinization processes in the Djebeniana coastal aquifer, Tunisia. *Applied Geochemistry* 149 (1)

<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105555>

Moussaoui I, Rosa E, Cloutier V, Neculita CM, Dassi L. 2023. Evaluating the risks associated with groundwater use for drinking water in a coastal aquifer of the semi-arid Djebeniana region (Tunisia). *Journal of Hydrology : Regional Studies*.

Les contributions des auteurs sont toujours les suivantes :

Conceptualisation, Moussaoui I, Rosa E ; Traitement des données, Moussaoui I, Rosa E; Acquisition de fonds, Cloutier V, Rosa E; Logiciel, Visualisation, Moussaoui I, Rosa E; Rédaction - Préparation de la version originale, Moussaoui I, Rosa E. Administration du projet, supervision, Rosa E, Dassi L, Cloutier V et Neculita CM; Investigation, méthodologie, Moussaoui I, Rosa E, Cloutier V, Neculita CM et Dassi L; Révision et édition, , Rosa E, Cloutier V, Neculita CM et Dassi L .

### Conférences nationales canadiennes et internationales

- Moussaoui I, Rosa E, Cloutier V, Neculita CM, Dassi L. 2023. Congrès des étudiant-e-s du Geotop. Évaluation d'indices de qualité des eaux souterraines pour l'irrigation et la consommation dans la région de Djébeniana, Tunisie. (Affiche).
- Moussaoui I, Rosa E, Cloutier V, Neculita CM, Dassi L. 2022. Halifax, GAC-MAC-IAH-CNC-CSPG Joint Meeting. Geochemical study, health risk assessment, and water quality indices for drinking and irrigation suitability of groundwater of a coastal aquifer in Djebeniana region, Tunisia. (Oral Presentation).

- Moussaoui I, Rosa E, Cloutier V, Neculita CM, Dassi L. 2022. Congrès des étudiant-e-s du Geotop, 2022. Investigation de l'intrusion marine et de mécanismes de salinisation dans l'aquifère côtier de Djébeniana (Tunisie) : approches hydrogéochimiques. (Oral Presentation).
- Moussaoui I, Rosa E, Cloutier V, Neculita CM, Dassi L. 2021. 14<sup>ème</sup> conférence conjointe SCG/AIH-SNC sur les eaux souterraines (GéoNiagara), Centre à Niagara Falls, en Ontario, au Canada. Assessment of groundwater mineralization processes in the Djebeniana Coastal aquifer with emphasis on seawater intrusion: an integrated geophysical, hydrogeochemical and modeling study. (Oral presentation).

## TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE .....	II
REMERCIEMENTS .....	III
AVANT-PROPOS .....	VI
LISTE DES FIGURES .....	XIII
LISTE DES TABLEAUX .....	XVII
LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS .....	XIX
RÉSUMÉ .....	XX
ABSTRACT .....	XXII
INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	1
A. Contexte .....	1
B. Problématique générale .....	3
C. Objectifs .....	5
D. Hypothèses de recherche .....	6
E. Originalité du projet .....	7
F. Contenu de la thèse .....	7
CHAPITRE 1 : SALINISATION DES EAUX SOUTERRAINES DES AQUIFÈRES CÔTIERS .....	9
1.1 Introduction .....	9
1.2 Facteurs de salinisation des nappes des aquifères côtiers .....	11
1.2.1 Facteurs naturels de salinisation .....	11
1.2.2 Facteurs anthropiques de salinisation .....	15
1.2.3 Intrusion d'eau saline .....	17
1.2.4 Méthodes pour l'étude de l'intrusion d'eau saline .....	17
1.2.4.1 Méthodes hydrochimiques .....	18
1.2.4.2 Évaluation de la qualité des eaux pour des fins d'utilisation humaine .....	20
1.2.4.3 Traçage isotopique .....	24

1.2.4.4 Méthode géophysique électrique.....	27
1.2.4.5 Modélisation géochimique.....	30
<b>CHAPITRE 2 : CADRE GÉNÉRAL ET HYDROGÉOLOGIE DE LA ZONE D'ÉTUDE.....</b>	<b>32</b>
2.1 Introduction.....	32
2.2 Cadre climatique.....	32
2.3 Cadre géographique et démographique.....	36
2.4 Cadre géologique et lithologie de la région.....	39
2.5 Cadre hydrogéologique.....	44
2.5.1 Nappe profonde.....	45
2.5.2 Nappe semi-profonde.....	46
2.5.3 Nappe phréatique.....	47
2.6 Systèmes aquifères de Djébeniana.....	48
2.6.1 Géométrie de système aquifère de Djébeniana.....	49
2.6.1.1 Coupes de corrélation hydrostratigraphique A-A' et B-B'.....	50
2.6.1.2 Coupes de corrélation hydrostratigraphique C-C' et D-D'.....	54
2.6.2 Caractéristiques hydrogéologiques du système aquifère de Djébeniana.....	57
2.7 Nappe phréatique de Djébeniana.....	58
2.8 Récapitulatif.....	62
<b>CHAPITRE 3 : ÉVALUATION CHIMIQUE ET ISOTOPIQUE DES PROCESSUS DE SALINISATION DES EAUX SOUTERRAINES DANS L'AQUIFÈRE CÔTIER DE DJEBENIANA, TUNISIE.....</b>	<b>64</b>
3.1 Introduction.....	65
3.2 Matériels et méthodes.....	67
3.2.1 Procédures d'échantillonnage.....	67
3.2.2 Analyses statistiques.....	70
3.3 Résultats.....	70
3.3.1 Composition chimique de l'eau.....	70
3.3.2 Compositions isotopiques de l'eau, du chlore et du brome.....	73

3.3.3 Analyses statistiques.....	74
3.4 Discussion.....	78
3.4.1 Intrusion d'eau de mer, rafraîchissement et processus d'échange d'ions .....	78
3.4.2 Sources d'ions dissous .....	82
3.4.3 Compositions isotopiques.....	90
3.4.3.1 Isotopes de la molécule d'eau.....	90
3.4.3.2 Compositions isotopiques $\delta^{37}\text{Cl}$ et $\delta^{81}\text{Br}$ .....	93
3.4.3 Modèle conceptuel des processus de salinisation dans les aquifères de la région de Djébeniana .....	97
3.5 Conclusion .....	98
<b>CHAPITRE 4 : ÉVALUATION DES RISQUES LIÉS À L'UTILISATION DES EAUX SOUTERRAINES À DES FINS DE CONSOMMATION DANS L'AQUIFÈRE CÔTIER DE LA RÉGION SEMI-ARIDE DE DJEBENIANA.....</b>	
4.1 Introduction.....	100
4.2 Concepts théoriques et approches méthodologiques.....	103
4.2.1 Évaluation de l'aptitude à la consommation de la qualité des eaux souterraines.....	103
4.2.1.1 Dureté totale (TH).....	103
4.2.1.2 Indices de qualité de l'eau (WQI).....	103
4.2.2 Évaluation des risques pour la santé humaine.....	105
4.2.2.1 Risque sanitaire non cancérigène .....	105
4.2.2.2 Risque cancérigène pour la santé .....	106
4.3 Résultats et discussion .....	108
4.3.1 Évaluation de la potabilité des eaux souterraines.....	108
4.3.1.1 Dureté totale (TH).....	108
4.3.1.2 Indices de qualité de l'eau.....	109
4.3.2 Évaluation des risques pour la santé humaine.....	113
4.3.2.1 Risque sanitaire non cancérigène .....	113

4.3.2.2 Risque cancérogène pour la santé .....	121
4.3.3 Recommandations pour la gestion des eaux souterraines .....	123
4.4 Conclusion .....	124
CHAPITRE 5 : ÉTUDE GÉOPHYSIQUE ET MODÉLISATION GÉOCHIMIQUE...	126
5.1 Introduction.....	126
5.2 Région d'étude .....	128
5.3 Concepts théoriques et approches méthodologiques.....	129
5.3.1 Acquisition de données de tomographie de résistivité électrique .....	129
5.3.2 Calcul et modélisation de la conductivité électrique du fluide.....	137
5.4 Résultats et discussion .....	142
5.4.1 Profils de tomographie de résistivité électrique .....	142
5.4.2 Calcul et modélisation de la conductivité électrique du fluide.....	149
5.5 Conclusion .....	157
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	159
ANNEXE A - DONNÉES GÉOCHIMIQUES DES AQUIFÈRES DU PQ ET DU MIOCÈNE DANS LA ZONE D'ÉTUDE.....	166
ANNEXE B - DONNÉES ISOTOPIQUES POUR LES EAUX SOUTERRAINES DES AQUIFÈRES DU PQ ET DU MIOCÈNE DANS LA ZONE D'ÉTUDE.....	168
ANNEXE C - CONCENTRATION DES ÉLÉMENTS CHIMIQUES DANS L'EAU DE MER MÉDITERRANÉENNE .....	169
LISTE DE RÉFÉRENCES .....	170

## LISTE DES FIGURES

Figure 1 Processus d'intrusion des eaux salées .....	4
Figure 2 Répartitions de la salinité de l'eau potable en Tunisie .....	11
Figure 3 Processus naturels de salinisation des eaux souterraines.....	13
Figure 4 Processus anthropiques de salinisation des eaux souterraines.....	16
Figure 5 Pluviométrie moyenne mensuelle de la plaine de Djébeniana pour la période de 1960 à 2017 .....	33
Figure 6 Pluviométrie annuelle moyenne de la plaine de Djébeniana pour la période de 1968 à 2023 .....	33
Figure 7 Températures moyennes mensuelles de la plaine de Djébeniana en °C pour la période de 1968 à 2017.....	34
Figure 8 Températures annuelles moyennes de la plaine de Djébeniana en °C pour la période de 1968 à 2017 .....	35
Figure 9 Variation moyenne mensuelles de l'évaporation réelle en mm de la plaine de Djébeniana pour la période de 1980 à 2016.....	35
Figure 10 Carte géographique de la zone d'étude .....	37
Figure 11 Agrandissements de deux villes importantes sur la carte géographique ....	37
Figure 12 Carte d'occupation des sols de la zone d'étude .....	39
Figure 13 Carte géologique de la zone d'étude.....	41
Figure 14 Colonne lithostratigraphique du bassin de Sfax .....	42
Figure 15 Carte des affleurements du bassin de Djébeniana .....	43
Figure 16 Carte tectonique de la région du Sahel .....	44
Figure 17 Coupe lithologique de direction SO-NE réalisée dans la région de Sfax ...	48
Figure 18 Carte de localisation des coupes hydrostratigraphiques .....	49
Figure 19 Coupe de corrélation hydrostratigraphique A-A' réalisée dans le bassin de Djébeniana .....	52
Figure 20 Coupe de corrélation hydrostratigraphique B-B' réalisée dans le bassin de Djébeniana .....	53

Figure 21 Coupe de corrélation hydrostratigraphique C-C' réalisée dans le bassin de Djébeniana .....	55
Figure 22 Coupe de corrélation hydrostratigraphique D-D' réalisée dans le bassin de Djébeniana .....	56
Figure 23 Carte piézométrique de la nappe phréatique de Djébeniana montrant l'état de 1970 .....	59
Figure 24 Carte piézométrique de la nappe phréatique de Djébeniana montrant l'état de 1992.....	60
Figure 25 Carte piézométrique de la nappe phréatique de Djébeniana montrant l'état de 2018.....	61
Figure 26 Carte de localisation des points d'eau échantillonnés dans bassin de Djébeniana, Tunisie.....	68
Figure 27 Campagne d'échantillonnage pour les analyses chimiques en novembre 2020.....	68
Figure 28 Carte thermique de corrélation pour les échantillons d'eau souterraine sur la base des principaux éléments chimiques (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère du PQ).....	75
Figure 29 Carte thermique de corrélation pour les échantillons d'eau souterraine sur la base des principaux éléments chimiques avec éléments traces, (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère du PQ).....	76
Figure 30 Analyse de regroupement hiérarchique : dendrogramme des échantillons individuels (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère PQ).....	77
Figure 31 Distribution spatiale des groupes dans la zone d'étude (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère PQ).....	78
Figure 32 Diagrammes de Piper (1944).....	79
Figure 33 Diagramme HFE-D (Gimenez-Forcada, 2010) des eaux souterraines des nappes phréatiques du Quaternaire et profonde du Miocène (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère PQ).....	81
Figure 34 Mise en évidence des échanges de base avec les minéraux argileux .....	82

Figure 35 Diagrammes montrant les variations de; a. $\text{HCO}_3^-/\text{Na}$ vs. $\text{Ca}/\text{Na}$ ; b. $\text{Sr}/\text{N}$ vs $\text{Ca}/\text{Na}$ ; c. $\text{Mg}/\text{N}$ vs $\text{Ca}/\text{Na}$ ; d. $\text{Cl}/\text{Na}$ vs $\text{Ca}/\text{Na}$ .....	84
Figure 36 Diagramme de $\text{NO}_3^-/\text{Na}$ vs. $\text{Cl}/\text{Na}$ .....	86
Figure 37 Stabilité de la fluorite et saturation des eaux souterraines de la région de Djébeniana. ....	87
Figure 38 a. IS de l'halite en fonction de la concentration ( $\text{Na}^{++}\text{Cl}^-$ ); b. IS de l'epsomite en fonction de la concentration ( $\text{Mg}^{2++}\text{SO}_4^{2-}$ ).....	89
Figure 39 Relation entre $\text{Cl}^-$ et $\text{Br}^-$ .....	90
Figure 40 Composition isotopique de la molécule d'eau ( $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ ) .....	92
Figure 41 Relation entre la teneur en chlorure et $\delta^{18}\text{O}$ .....	93
Figure 42 $\delta^{37}\text{Cl}$ en fonction de la concentration de $\text{Cl}^-$ où $\delta^{37}\text{Cl}$ Océan = 0,00‰ .....	95
Figure 43 $\delta^{81}\text{Br}$ en fonction de la concentration de $\text{Br}^-$ où $\delta^{81}\text{Br}$ Océan = 0,00‰ ....	96
Figure 44 Modèle conceptuel des processus de salinisation dans l'aquifère PQ de la région de Djébeniana. ....	98
Figure 45 Carte de distribution spatiale du l'indice de danger total (THI) pour les adultes dans la zone d'étude .....	118
Figure 46 Carte de distribution spatiale du l'indice de danger total (THI) pour les enfants dans la zone d'étude.....	118
Figure 47 Représentation de deux géométries associées à la propagation de courant électrique au sein d'un corps solide; a. Cylindre homogène et isotrope au sein duquel le courant circule selon L; b. Représentation 3D d'une formation géologique au sein de laquelle du courant est injecté par les électrodes A-B et la différence de potentielle est mesurée aux points M- N.....	131
Figure 48 Représentation des demi-sphères équipotentiellles et des lignes de courant résultant de l'injection de courant électrique à la surface du sol; a. représentation 2D tirée de Samouëlian et al. (2005); b. représentation 3D tirée des notes de cours de Géophysique appliquée de l'UQAT (GNM1019).....	131

Figure 49 Schéma de principe d'acquisition des mesures de résistivité électrique en tomographie .....	132
Figure 50 Photos de la mise en œuvre des profils tomographiques 1 et 2 dans la région de Djebéniana. ....	132
Figure 51 Arrangement des électrodes pour une acquisition 2D et séquence de mesure.....	133
Figure 52 Carte de localisation des Profils tomographiques et des points d'eau.....	135
Figure 53 Illustration des différentes étapes de l'analyse des données dans le présent chapitre.....	141
Figure 54 Pseudo sections suivant les profils 1 et 2 (Ligne 1).....	144
Figure 55 Pseudo sections suivant les profils 3 et 4 (Ligne 2).....	145
Figure 56 Pseudo sections suivant les profils 5 et 6 (Ligne 3).....	146
Figure 57 Pseudo sections suivant les profils 7 et 8 (Ligne 4).....	147
Figure 58 Pseudo sections suivant les profils 9 et 10 (Ligne 5).....	148
Figure 59 Corrélation entre la conductivité électrique modélisée et mesurée .....	149
Figure 60 Relation $\rho_w$ en fonction de $\rho$ avec modifications de $\pm 20\%$ sur $m$ et $\Phi$ ...	151
Figure 61 Relations calculées entre la conductivité théorique de l'eau et la proportion d'eau de mer via l'application de la loi d'Archie .....	154

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Concentration des principaux éléments en eau de mer Méditerranée .....	9
Tableau 2 Exemples d'études concernant l'utilisation de la géochimie en domaine côtier .....	20
Tableau 3 Exemples d'études de cas concernant l'évaluation de la qualité de l'eau ..	23
Tableau 4 Études concernant l'utilisation des traceurs isotopiques en domaine côtier .....	25
Tableau 5 Exemples d'études de cas concernant l'utilisation de la géophysique électrique en domaine côtier .....	28
Tableau 6 Exemples d'études de cas concernant l'élaboration des modèles numériques en domaine côtier .....	31
Tableau 7 Bilan hydrologique de la nappe phréatique de Djébeniana en 2018 .....	62
Tableau 8 Résumé statistique des résultats chimiques de 22 puits de l'aquifère PQ ..	72
Tableau 9 Résumé statistique des résultats isotopiques de 22 puits de l'aquifère PQ et de 3 forages profonds de l'aquifère Miocène .....	74
Tableau 10 Résumé statistique des indices de saturation des minéraux les plus courants .....	88
Tableau 11 Valeurs calculées de TH et classification des échantillons d'eau souterraine prélevés dans la région de Djébeniana .....	109
Tableau 12 Paramètres inclus dans le calcul des indices de qualité de l'eau WQI ..	110
Tableau 13 Valeurs calculées de WQI et description des échantillons prélevés dans la région de Djébeniana .....	112
Tableau 14 Concentrations en fluorure de strontium et en nitrate dans l'aquifère phréatique Plio-quadernaire de la région de Djébeniana comparées aux normes de l'OMS .....	113
Tableau 15 Quotient de danger calculé (HQ) et l'indice de danger total (THI) pour les adultes et les enfants en ce qui concerne les substances non cancérogènes ( $\text{NO}_3^-$ , $\text{F}^-$ , $\text{Sr}^{2+}$ ) .....	115

Tableau 16 Classification des eaux souterraines sur la base des valeurs THI pour les enfants et les adultes.....	117
Tableau 17 Quotients de danger (HQ) calculés pour l'exposition orale aux métaux lourds dans les échantillons d'eau souterraine (adultes).....	120
Tableau 18 Valeurs calculées du risque incrémental de cancer sur la durée de vie (ILCR) dues à l'exposition orale aux métaux toxiques (adultes) .....	122
Tableau 19 Configuration de dispositifs de mesure de la résistivité électrique d'un sol. ....	136
Tableau 20 Coordonnées des profils tomographiques .....	137
Tableau 21 Sommaire des plages de valeurs de résistivité électrique mesurée et les erreurs absolues associées pour chacun des profils réalisés.....	142
Tableau 22 CE de l'eau et IS des minéraux dans différents scénarios de mélange entre l'eau de mer et l'eau souterraine .....	155

## LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

CDI : Apport journalier chronique

CE : Conductivité électrique

CSF: Facteur de pente cancérigène

HQ : Quotient de danger

ILCR : Risque incrémental de cancer sur la durée de vie

IS : Indice de saturation

Qi : Indice de qualité

*RfD* : Dose de référence orale

SW : Eau de mer

TH : Dureté totale

THI: Indice de danger total

TRE : Tomographie de résistivité électrique

Wi : Poids unitaire

WQI : Indices de qualité de l'eau

$\rho$  : Résistivité électrique mesurée

$\rho_w$  : Résistivité électrique du fluide

$\Phi$  : Porosité

$\alpha$  : Coefficient de saturation

m : Constante associée au facteur de cimentation.

## RÉSUMÉ

La présente étude a comme objectif principal d'élucider les processus et les impacts de la salinisation des eaux souterraines du bassin de Djébeniana (Sfax, sud-est de la Tunisie). Les objectifs spécifiques sont (OS1) évaluer les processus de salinisation des eaux souterraines dans l'aquifère phréatique par traçage isotopique et géochimique, (OS2) évaluer la qualité de l'eau souterraine et appréhender les risques associés à sa consommation et (OS3) coupler des approches de tomographie de résistivité électrique et de modélisation géochimique pour évaluer la configuration du front d'intrusion saline. Pour l'atteinte de l'OS1, 25 échantillons d'eau souterraine provenant de l'aquifère superficiel du Plio-Quaternaire (PQ) et de l'aquifère profond du Miocène ont été analysés pour les ions majeurs, mineurs et éléments traces ainsi que les isotopes stables de la molécule d'eau ( $\delta^{18}\text{O}$ -  $\delta^2\text{H}$ ), du chlore ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) et du brome ( $\delta^{81}\text{Br}$ ). Les données ont permis l'identification de deux groupes d'échantillons présentant des compositions chimiques distinctes. Les échantillons du groupe I correspondent à des eaux minéralisées en Na-Cl alors que les échantillons du groupe II correspondent à des eaux de faciès chimique Ca-SO<sub>4</sub> présentant une salinité plus faible que celle du groupe I. La distribution spatiale des échantillons associés à ces groupes permet d'évaluer les processus hydrogéochimiques associés à la salinisation des eaux souterraines, soit (1) la recharge récente par les eaux de pluie dissolvant les sels et entraînant la migration descendante de l'eau salée dans les parties supérieures du système d'écoulement des eaux souterraines, (2) l'intrusion d'eau de mer dans les parties inférieures de l'aquifère côtier, (3) les réactions d'échange ionique provoquées par l'intrusion d'eau de mer, et (4) la recharge de la nappe par le retour des eaux d'irrigation évaporées, principalement dans la zone côtière. Un modèle conceptuel de salinisation des eaux souterraines a été réalisé pour supporter une meilleure gestion des ressources en eaux souterraines de la région. Pour l'atteinte de l'OS2, la potabilité des échantillons d'eau souterraine a été évaluée en utilisant la dureté totale (TH) et le calcul d'indices de qualité de l'eau (WQI). Les risques cancérigènes et non cancérigènes pour la santé humaine associés à l'ingestion de fluorure, de nitrates, de strontium et de métaux (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn) pour deux catégories d'exposition (enfants et adultes) ont également été évalués. Les calculs du TH et de WQI suggèrent que tous les puits des aquifères du Plio-quaternaire et du Miocène sont classés comme impropres à la consommation. Les indices de danger total (THI) suggèrent que tous les échantillons prélevés de l'aquifère Plio-quaternaire sont impropres à la consommation, en particulier pour les enfants. Les quotients de danger (HQ) calculés pour Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn sont inférieurs à 1, ce qui suggère que ces éléments présentent un niveau acceptable de risque non cancérigène. Les valeurs calculées du risque incrémental de cancer sur la durée de vie (ILCR) en réponse à l'exposition orale à certains métaux toxiques (Pb, Cr et Cd) suggèrent un risque de cancer pour certains résidents. Ultiment, les données ont été utilisées pour proposer des recommandations à court, moyen et long terme pour la gestion et la protection des eaux souterraines. Pour l'atteinte de l'OS3, des pseudo-

sections de tomographie de la résistivité électrique ont été acquises en zone côtière et les résistivités électriques calculées ont été employées afin d'estimer la conductivité électrique de l'eau souterraine via une application de la loi d'Archie. Les conductivités électriques de l'eau ainsi estimées ont été comparées à la conductivité électrique théorique de l'eau modélisée avec PHREEQC, pour différents ratios de mélange entre l'eau de mer et l'eau souterraine. La comparaison ainsi produite a été employée afin d'estimer, à partir des données géophysiques, des ratios de mélange entre l'eau de mer et l'eau douce en zone côtière. Les indices de saturation modélisés pour les mélanges suggèrent que l'intrusion d'eau de mer engendre un abaissement de l'indice de saturation de la fluorite, ce qui pourrait favoriser la dissolution de ce minéral et le relargage de fluor, un contaminant géogénique d'intérêt. Ultimement, les résultats de cette thèse fournissent de nouvelles connaissances scientifiques concernant les processus de salinisation en zone côtière et leurs impacts sur la qualité de la ressource en eau potable. Sur le plan sociétal, ces connaissances sont critiques pour appuyer une meilleure gestion de la ressource en eau souterraine pour la population actuelle et les générations futures.

Mots-clés : Région semi-aride., Salinité des eaux souterraines., Intrusion marine., Aquifère superficiel., Approches géochimiques., Approches géophysiques, Modélisation géochimique.

## ABSTRACT

The main objective of the present study is to elucidate the processes and impacts of groundwater salinization in the Djebeniana basin (Sfax, south-east Tunisia). The specific objectives are (SO1) to evaluate groundwater salinization processes in the phreatic aquifer by isotopic and geochemical tracing, (SO2) to assess groundwater quality and evaluate the risks associated with its consumption, and (SO3) to couple electrical resistivity tomography and geochemical modeling approaches to assess the configuration of the saline intrusion front. To achieve SO1, 25 groundwater samples from the Plio-Quaternary (PQ) shallow aquifer and Miocene deep aquifer were analyzed for major, minor and trace ions, as well as stable isotopes of the water molecule ( $\delta^{18}\text{O}$ -  $\delta^2\text{H}$ ), chlorine ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) and bromine ( $\delta^{81}\text{Br}$ ). Two groups of samples with distinct chemical compositions were identified. Group I samples correspond to Na-Cl mineralized waters while Group II samples correspond to waters with Ca-SO<sub>4</sub> chemical facies with a lower salinity than Group I. The spatial distribution of samples associated with these groups allows for assessing the hydrogeochemical processes associated with groundwater salinization, namely (1) recent recharge by rainwater dissolving salts and resulting in the downward migration of saline water into the upper parts of the groundwater flow system, (2) seawater intrusion into the lower parts of the coastal aquifer, (3) ion exchange reactions caused by seawater intrusion, and (4) groundwater recharge by the return of evaporated irrigation water, mainly in the coastal zone. A conceptual groundwater salinization model is proposed to support better management of the region's groundwater resources. To achieve SO2, the potability of groundwater was assessed using total hardness (TH) and water quality index (WQI) calculations. The carcinogenic and non-carcinogenic human health risks associated with the ingestion of fluoride, nitrate, strontium, and metals (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd and Mn) for two exposure categories (children and adults) were also assessed. TH and WQI calculations suggest that all wells in the Plio-Quaternary and Miocene aquifers are classified as unfit for consumption. Total hazard indices (THI) suggest that all samples taken from the Plio-Quaternary aquifer are unfit for consumption, particularly for children. The hazard quotients (HQ) calculated for Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd and Mn are less than 1, suggesting that these elements present an acceptable level of non-carcinogenic risk. Calculated incremental lifetime cancer risk (ILCR) values in response to oral exposure to certain toxic metals (Pb, Cr and Cd) suggest a cancer risk for some residents. Ultimately, the data were used to propose short-, medium- and long-term recommendations for groundwater management and protection. To achieve SO3, pseudo-sections of electrical resistivity tomography were acquired in the coastal zone, and the calculated electrical resistivities were used to estimate the electrical conductivity of groundwater via an application of Archie's law. The electrical conductivities of the water thus estimated were compared with the theoretical electrical conductivities calculated with PHREEQC, for different mixing ratios between seawater and groundwater. The resulting comparison was used to estimate mixing ratios between

seawater and freshwater in the coastal zone, based on geophysical data. The modelled saturation indices for the mixtures suggest that seawater intrusion leads to a lowering of the fluorite saturation index, which could promote dissolution of this mineral and the release of fluorine, a geogenic contaminant of interest. Ultimately, the results of this thesis provide new scientific insights into salinization processes in coastal zones and their impact on the quality of drinking water resources. In societal terms, this knowledge is critical to support better management of the groundwater resource for the present population and future generations.

**Keywords:** Semi-arid region., Groundwater salinity., Marine intrusion., Superficial aquifer., Geochemical approaches., Geophysical approaches, Geochemical modeling.

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### *A. Contexte*

La frange littorale correspond à la zone où l'eau douce des aquifères se mélange à l'eau de mer. Les aquifères de la frange littorale (ci-après aquifères côtiers) sont vulnérables face aux variations des conditions hydro-climatiques, lesquelles influencent significativement les échanges hydriques ayant lieu à l'interface avec le milieu océanique (Zghibi et al., 2016, 2019). Avec plus de 50 % de la population mondiale vivant en région côtière (Najib et al., 2016), les aquifères côtiers sont de surcroît soumis à des pressions anthropiques importantes dans plusieurs régions du globe (Najib et al., 2016). Au sein du bassin méditerranéen, environ 80% de la population vit dans les zones côtières, dont 70% en milieu urbain (Grenon et Batische, 1989 ; Zghibi et al., 2016, 2019). Dans cette vaste région, la croissance rapide de la population et de l'urbanisation aggrave le stress que subissent les ressources hydriques, ce qui engendre des impacts environnementaux majeurs, dont la dégradation de la qualité des ressources en eau potable (Ben Hamouda et al., 2011 ; Zghibi et al., 2016, 2019). En plus d'engendrer des risques écologiques et économiques, l'intrusion d'eau saline en milieu côtier peut aggraver les problèmes de gestion et de développement des ressources en eau potable. L'évaluation et la protection des aquifères côtiers, critique pour les régions arides et semi arides qui souffrent de la précarité des ressources hydriques, représentent ainsi un enjeu sociétal prioritaire. Or, la compréhension et la quantification des processus et des facteurs qui contrôlent le phénomène de salinisation des aquifères côtiers représentent toujours un défi scientifique.

La Tunisie est l'un des pays du Sud de la méditerranée caractérisés par une répartition inégale des précipitations dans le temps et dans l'espace (Belhouchette et al., 2022). De ce fait, le pays connaît des années de fortes précipitations, entraînant de violentes inondations, et des périodes de sécheresse de grande ampleur spatiotemporelle

(Ben Boubaker, 2003). Cette variabilité engendre des risques envers la qualité et la quantité des ressources hydriques (Ben Boubaker, 2003).

Le potentiel hydrique de la Tunisie est modeste et est estimé à 4,84 milliards de m<sup>3</sup>/an (Ben Boubaker, 2016). Les eaux de surface représentent 56% (2,7 milliards de m<sup>3</sup>/an) de ce potentiel alors que les eaux souterraines contribuent à hauteur de 44% (2,14 milliards de m<sup>3</sup>/an) (SONED, 2009). Selon le rapport de la Société Nationale d'Exploitation et de Distribution des Eaux de la Tunisie le potentiel en eau par personne était de 416 m<sup>3</sup>/an en 2008 et atteindra 315 m<sup>3</sup>/an en 2030 (SONED, 2009), ce qui est inférieur à la moitié du seuil de pénurie d'eau défini par les Nations-Unies (1000 m<sup>3</sup>/habitant/an). Cette valeur témoigne d'une situation alarmante pour la Tunisie, en particulier pour le Sahel tunisien (Belhouchette et al., 2022). Cette situation critique concerne également les régions où une partie de la ressource est compromise en raison d'enjeux de qualité de l'eau, dont certaines régions côtières. La question de la salinité des eaux s'avère notamment critique dans plusieurs régions. Il est estimé qu'à peine 50% des eaux du pays présentent une salinité inférieure à 1,5 g/L, dont 72% des eaux de surface, 22% des nappes profondes et 6% au niveau des nappes phréatiques, alors que 34% des eaux présentent une salinité comprise entre 1,5 et 3,0 g/L et 19% présentent une salinité supérieure à 3 g/L (Gestion Durable des Ressources en Eau, 2009). L'intrusion saline en région côtière représente une problématique directement liée à cet enjeu de qualité de l'eau.

Une des régions les plus menacées par l'intrusion marine sur les côtes orientales de la Tunisie a été choisie comme zone d'étude pour ce projet. Il s'agit de la région de Djébeniana, située au nord du bassin de Sfax. Les zones urbaines dans le secteur d'étude sont concentrées surtout le long du littoral, où il y a plusieurs agglomérations. L'économie dans ce secteur s'appuie principalement sur les activités agricoles. Dans cette région, les problèmes concernant les ressources en eau souterraine résultent (1) du déséquilibre entre la recharge et l'exploitation de l'eau souterraine, (2) de l'importance

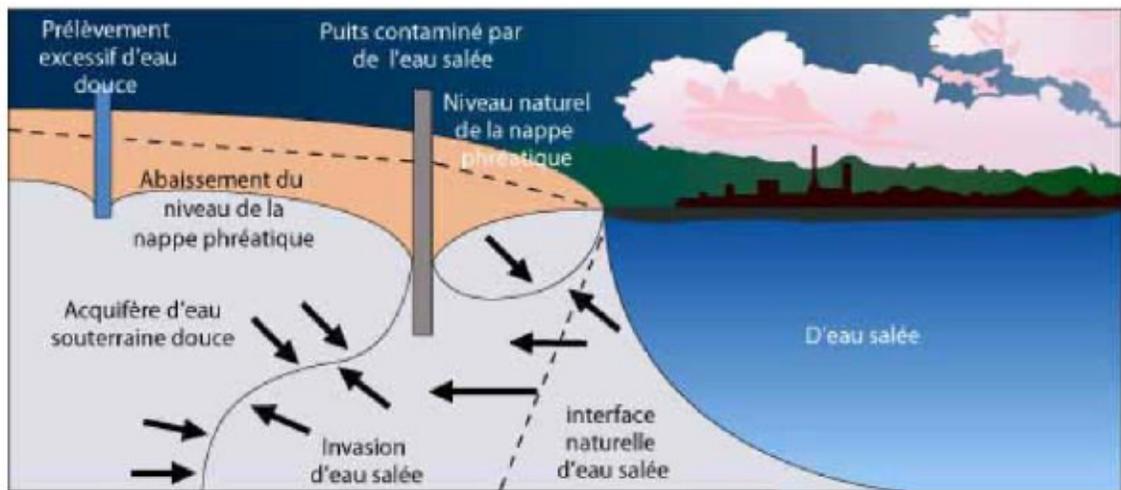
des activités agricoles, (3) de l'intrusion d'eaux salées et (4) de la présence de minéraux à forte solubilité dans les formations géologiques (Maliki, 2000).

Le problème de l'intrusion marine y est critique puisque la zone côtière est occupée par des plaines agricoles. Le pompage de grandes quantités d'eau souterraine engendre un rabattement rapide des niveaux piézométriques, une dégradation de la qualité chimique des eaux souterraines et une invasion des aquifères côtiers par l'eau salée (Moussaoui et al., 2023).

### *B. Problématique générale*

La problématique étudiée concerne la surexploitation des ressources en eau dans les régions côtières de la Tunisie. Le phénomène d'intrusion marine et les mécanismes de salinisation dans la nappe phréatique de la région de Djébeniana (Sfax) seront spécifiquement ciblés. La Figure 1 illustre, de façon conceptuelle, le problème scientifique étudié dans le cadre du projet. En conditions naturelles ou pour un contexte où les ressources en eau souterraine ne sont pas exploitées au-delà d'un seuil engendrant la salinisation des eaux captées par les puits d'approvisionnement, le biseau salin plonge en profondeur sous les eaux douces de l'aquifère côtier (Figure 1). Différents mécanismes peuvent expliquer ce phénomène, dont la distribution spatiale des charges hydrauliques généralement plus élevées à l'intérieur des côtes et le contraste de densité entre les eaux douces et salées. Néanmoins, il existe un seuil d'exploitation de la nappe côtière au-delà duquel le système d'écoulement de l'eau souterraine subit un changement à la faveur d'une plus importante pénétration d'eaux salées vers les tranches superficielles de l'aquifère (Figure 1). Cet état de surexploitation de la nappe côtière implique le pompage d'eau salée au sein des ouvrages de captage destinés à l'approvisionnement en eau potable ou d'irrigation, ce qui compromet la qualité de la ressource.

À ce jour, la compréhension des paramètres et des mécanismes qui gouvernent la transition entre un système côtier en conditions d'exploitation contrôlée et en conditions de surexploitation demeure fragmentaire pour la région d'étude. La question revêt d'ailleurs une importance particulière pour les régions arides et semi arides soumises à des instabilités climatiques et pour les régions côtières densément peuplées où la pression sur les ressources en eau souterraine est de plus en plus accrue. Pour la région ciblée dans le cadre de la présente étude, la solution au problème de manque de connaissances réside selon toute vraisemblance dans l'amélioration du couplage entre les approches physiques, chimiques et numériques permettant une évaluation quantitative des mécanismes d'écoulement d'eau souterraine dans la frange littorale. La présente étude cible cette problématique et impliquera le développement d'une approche multidisciplinaire couplant l'hydrochimie et l'évaluation de la qualité des eaux, le traçage isotopique, la géophysique et la modélisation géochimique. À terme, les connaissances issues des recherches permettront d'améliorer la gestion des ressources hydriques en milieu côtier.



**Figure 1**  
**Processus d'intrusion des eaux salées (New Brunswick, 2022)**  
<https://www2.gnb.ca/content/dam/gnb/Departments/env/pdf/Water-Eau/PresenceSelPuitsPrivesDeauPotable.pdf>

Les principales questions scientifiques abordées dans cette étude sont les suivantes :

- Comment l'intrusion marine se propage-t-elle au sein de l'aquifère côtier et avec quelle ampleur ?
- Outre l'intrusion marine, quels sont les processus potentiellement responsables de la salinisation de l'eau souterraine ?
- Comment quantifier l'effet des prélèvements d'eau souterraine sur les mécanismes de salinisation des nappes côtières ?
- Comment prendre en compte ces connaissances dans la gestion des ressources en eau ?

Ces questions qui semblent simples sont en fait extrêmement complexes. Elles nécessitent une connaissance approfondie des systèmes d'écoulement de l'eau souterraine, de leur géométrie, des propriétés hydrogéologiques des unités géologiques et des processus hydrogéochimiques qui dictent l'évolution géochimique de l'eau souterraine dans l'espace et le temps.

### *C. Objectifs*

S'inscrivant dans le contexte préétabli, l'objectif général de cette étude est d'évaluer les processus de salinisation de l'eau souterraine dans les aquifères côtiers de la région de Djébeniana en Tunisie. Les objectifs spécifiques sont de :

- 1- Développer une approche de traçage géochimique pour évaluer les processus de salinisation des nappes du système aquifère de Djébeniana ;
- 2- Évaluer la qualité des ressources en eau souterraine du système aquifère de Djébeniana pour des fins de consommation ;
- 3- Évaluer les caractéristiques géométriques et géochimiques du biseau salin dans la frange côtière.

Les approches déployées incluront l'hydrogéologie physique, l'hydrochimie, l'évaluation d'indices de qualité des eaux, la géochimie isotopique, la géophysique et la modélisation géochimique. Des recommandations concernant la gestion de l'aquifère seront proposées afin de mitiger l'impact négatif de l'intrusion saline sur les ressources en eau souterraine et, au-delà, sur la santé humaine.

#### *D. Hypothèses de recherche*

Trois principales hypothèses sont proposées pour atteindre les trois objectifs spécifiques de l'étude. Chaque hypothèse fera l'objet d'un test s'appuyant sur l'acquisition et l'analyse de données quantitatives :

- Hypothèse 1 : l'intrusion d'eau saline en secteur côtier engendrera une modification de la composition géochimique et isotopique de l'eau des aquifères qui représentera alors un mélange d'eaux douces et salines ;
  - Test 1 : échantillonnages et analyses chimiques et isotopiques ( $\delta^{18}\text{O}$ -  $\delta^2\text{H}$ ,  $\delta^{37}\text{Cl}$  et  $\delta^{81}\text{Br}$ ) au sein de l'aquifère superficiel afin de déterminer l'origine des eaux et les phénomènes de mélange.
- Hypothèse 2 : la salinisation des eaux engendrera une dégradation de la qualité des eaux souterraines, rendant cette dernière impropre à la consommation en zone côtière.
  - Test 2 : calculs d'indices de qualité de l'eau pour fins de consommation et analyse de la répartition spatiale des indices calculés.
- Hypothèse 3 : l'intrusion saline dans la frange côtière engendrera des contrastes de résistivité électrique mesurables en sous-surface et permettant d'évaluer la géométrie du biseau salin et la salinité de l'eau s'y trouvant.
  - Test 3 : réalisation de profils de résistivité électrique perpendiculaires à la côte afin de cartographier l'interface eau douce-eau salée et évaluation de la salinité de l'eau par modélisation géochimique couplée à la loi d'Archie.

Chacune des hypothèses précitées est associée à un test s'appuyant sur un volet spécifique de la revue de littérature et des approches méthodologiques.

#### *E. Originalité du projet*

L'originalité du projet de recherche réside dans l'utilisation couplée de méthodes hydrochimiques, isotopiques, géophysiques, et de modélisation géochimique pour évaluer l'intrusion d'eau saline dans une région semi-aride en contexte de surexploitation. L'évaluation de la qualité de l'eau à des fins de consommation ainsi que la détermination des risques cancérigènes et non cancérigènes pour la santé humaine dus à l'ingestion de certains éléments chimiques présents dans les eaux souterraines revêt également une originalité et une importance particulière. Les approches précitées sont souvent déployées de façon séparée et indépendante, ce qui limite l'exploitation des résultats et la compréhension des mécanismes d'acquisition de la charge saline dans les aquifères côtiers. À terme, le projet contribuera à améliorer les connaissances scientifiques relatives à la migration d'eau salée dans les aquifères côtiers, une problématique majeure notamment dans le contexte des changements climatiques et de la croissance démographique en zone côtière. Sur le plan sociétal, l'étude fournira les connaissances requises afin de mieux gérer les ressources hydriques de la région de Djébeniana, en vue d'en éviter la surexploitation.

#### *F. Contenu de la thèse*

Suivant la présente introduction, cette thèse s'articulera en cinq chapitres Le chapitre 1 présente une synthèse bibliographique sur la salinisation des eaux souterraines et l'intrusion d'eau saline dans les aquifères côtiers. L'emphase porte en particulier sur l'intrusion marine et sur les méthodes d'évaluation du processus de salinisation telles que les méthodes hydrochimiques, géophysiques, isotopiques et la modélisation géochimique, ainsi que l'évaluation de la qualité de l'eau. Le chapitre 2 est consacré à la présentation de la zone d'étude. Une synthèse portant sur l'environnement géographique, climatique, géologique, lithologique et sur l'occupation de sol y est

présentée. La dernière partie de ce chapitre présente une discussion concernant la configuration des systèmes d'écoulement de l'eau souterraine de la zone d'étude. Le chapitre 3 s'intéresse à l'étude hydrochimique et isotopique des nappes de Djébeniana, sur la base de l'analyse de vingt-cinq échantillons d'eau souterraine prélevés au sein de puits captant l'eau du système aquifère étudié (aquifères Plio-quadernaire et Mioène). Il aborde en premier lieu la détermination des faciès chimiques, l'analyse statistique des données, le suivi de l'évolution spatiale de la charge saline, l'estimation des indices de saturation des eaux vis-à-vis de certaines phases minérales ainsi que les corrélations identifiables dans les données compositionnelles afin de déterminer les origines de la minéralisation. Des données relatives aux isotopes stables de la molécule d'eau ( $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ ), du chlore ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) et du brome ( $\delta^{81}\text{Br}$ ) y sont aussi discutées afin d'identifier l'origine des eaux et des espèces dissoutes et d'identifier les processus responsables de la minéralisation de l'eau souterraine. Le chapitre 4 concerne l'évaluation de la qualité de l'eau à des fins de consommation et s'appuie sur le calcul d'indices de qualité de l'eau (WQI) et sur l'estimation des risques cancérogènes et non cancérogènes pour la santé humaine. Les risques associés à l'ingestion de certains éléments chimiques présents dans l'eau, notamment les métaux (Cu, Zn, Cr, Pb, Cr, Fe, Cd et Mn), sont évalués pour deux groupes cibles (enfants et adultes), en utilisant les indices de risque total (THI) et le risque supplémentaire de cancer au cours de la vie (ILCR). Le chapitre 5 porte sur l'évaluation de la géométrie et de la salinité du biseau salin dans la frange côtière. Une approche d'évaluation de la géométrie du biseau salin par tomographie de résistivité électrique (TRE) y est présentée. Les résistivités électriques calculées en sous-surface sont analysées selon la loi d'Archie dans la perspective d'estimer, de façon distincte, la résistivité électrique de la matrice solide de l'aquifère et celle du fluide y percolant. Les valeurs estimées de résistivité électrique de l'eau sont analysées par modélisation géochimique sur PHREEQC afin d'estimer des ratios de mélange entre l'eau de mer et l'eau douce.

## CHAPITRE 1 : SALINISATION DES EAUX SOUTERRAINES DES AQUIFÈRES CÔTIERS

### 1.1 Introduction

La salinité désigne la quantité de sels dissous dans l'eau. Plusieurs mécanismes tels que l'altération chimique des roches et des minéraux, l'intrusion d'eau marine en domaine côtier et la migration de contaminants de source anthropique peuvent engendrer la salinisation.

Les principaux ions dissous dans l'eau de la mer méditerranéenne, lesquels sont aussi observés dans les aquifères côtiers tunisiens, sont présentés au tableau 1. Les données présentées dans ce tableau correspondent à des mesures réalisées en surface, mais elles sont jugées représentatives pour les besoins de la présente étude. Pour une discussion détaillée de la composition chimique de l'eau de mer, notamment en ce qui concerne les éléments traces, le lecteur est référé à Burland et Lohan (2003).

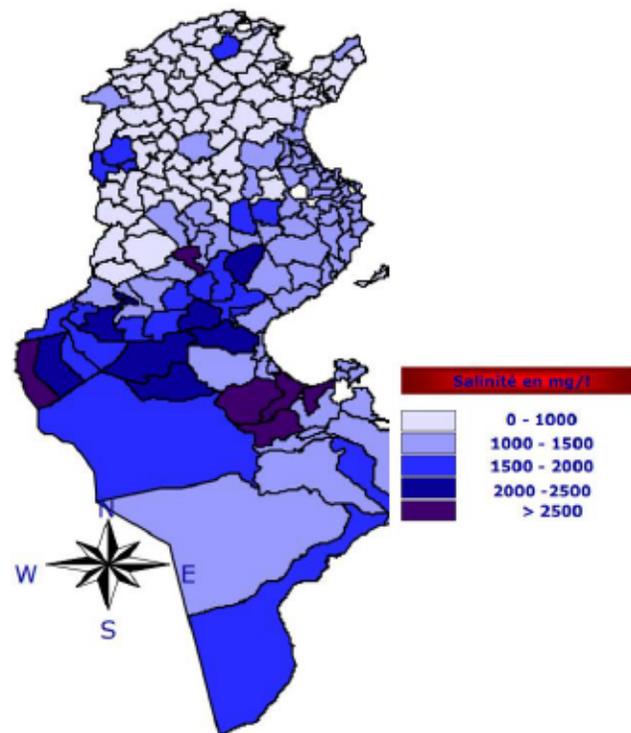
**Tableau 1**  
Concentration des principaux éléments en eau de mer Méditerranée (Klein et al., 1999)

Constituant	Symbole	Concentration (g/L)
Chlorure	Cl <sup>-</sup>	21,4
Sodium	Na <sup>+</sup>	11,6
Sulfate	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	3,0
Magnésium	Mg <sup>2+</sup>	1,2
Calcium	Ca <sup>2+</sup>	0,4
Potassium	K <sup>+</sup>	0,3
Bicarbonates	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,1
Brome	Br <sup>-</sup>	6,6x10 <sup>-2</sup>
Strontium	Sr <sup>2+</sup>	2,7x10 <sup>-2</sup>
Bore	B <sup>3+</sup>	1,3x10 <sup>-2</sup>
Fluor	F <sup>-</sup>	1,0x10 <sup>-3</sup>
Total (Salinité) 38,772		

Kharaka et Hanor (2005) proposent une classification des eaux souterraines en fonction de leur salinité, et cette classification sera retenue ici :

- eau douce : Une eau dont la salinité est inférieure à 1g/L;
- eau saumâtre : Une eau dont la salinité est comprise entre 1et 10 g/L;
- eau saline : Une eau dont la salinité est comprise entre 10 et 35 g/L;
- saumure : Une eau dont la valeur de sa salinité est supérieure à celle de l'eau de mer, soit plus de 35 g/L (Bel Mabrouk, 2019).

En Tunisie, la salinité moyenne de l'eau de consommation est de l'ordre de 1,5 g/L (SONEDE, 2009). Il est estimé que 93% de la population desservie par la Société Nationale d'Exploitation et de Distribution des Eaux de la Tunisie bénéficie d'une eau potable conforme aux normes de qualité tunisiennes (NT 09.14) (salinité < 2,5g/L, sulfates < 0,6 g/L). Il incombe toutefois de souligner que ces normes sont moins sévères que celles de l'OMS. Selon la SONEDE (2009), la salinité de l'eau de consommation est inégalement répartie entre les différentes régions de la Tunisie (voir Figure 2 ; SONEDE, 2009).



**Figure 2**  
Répartitions de la salinité de l'eau potable en Tunisie (SONEDE, 2009)

### 1.2 Facteurs de salinisation des nappes des aquifères côtiers

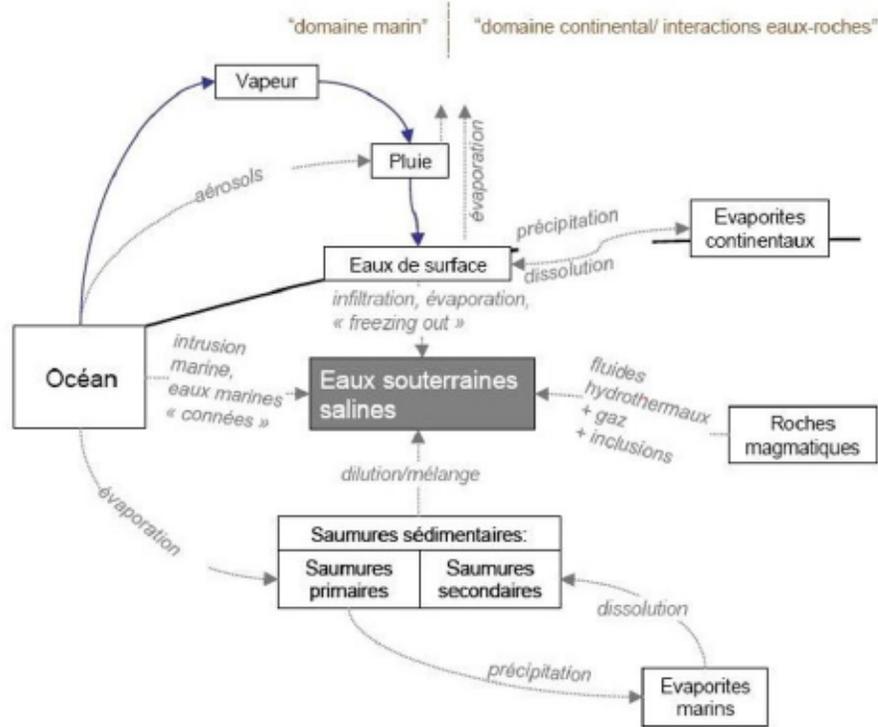
La salinisation des aquifères côtiers est contrôlée par un ensemble de paramètres liés aux conditions environnementales naturelles (p. ex. : géologie, climat, hydrologie, recharge, temps de résidence et distance d'écoulement de l'eau souterraine) et anthropiques (p. ex. : pompage, émission de contaminants).

#### 1.2.1 Facteurs naturels de salinisation

Les facteurs naturels de salinisation sont spécifiques à chaque aquifère et ils contrôlent la distribution spatiotemporelle de la salinité (Bel Mabrouk, 2019). De façon générale, la composition chimique des eaux souterraines est largement dictée par des paramètres naturels tels que la lithologie de l'aquifère, les temps de séjour de l'eau souterraine et les interactions eau-roche dans les zones non saturée et saturée (Li et al., 2017). Les

flux d'aérosols marins qui, après évaporation partielle, s'infiltrent dans les aquifères, peuvent aussi contribuer au processus de minéralisation (Bel Mabrouk, 2019). La salinisation peut également résulter de l'intrusion directe d'eau de mer ou de saumures sédimentaires (Kloppman et al., 2011) (Figure 3).

Bien que l'intrusion d'eau de mer semble être le principal vecteur de salinisation dans le contexte côtier, il existe d'autres mécanismes de minéralisation rencontrés dans les aquifères côtiers, dont la dissolution naturelle des évaporites géogéniques. Il convient également de noter que la présence d'eau de mer dans les aquifères côtiers n'est pas limitée uniquement à la côte. Dans le passé, les transgressions marines, à l'échelle des temps géologiques, ont pu provoquer des infiltrations d'eau de mer bien au-delà de la côte actuelle (Kloppman et al., 2011).



**Figure 3**  
**Processus naturels de salinisation des eaux souterraines (Kloppmann et al., 2011)**

Le transport des espèces dissoutes est contrôlé principalement par des processus physiques (advection-dispersion) et chimiques (adsorption, désorption, complexation, précipitation, dissolution, échange ionique) (Liang et al., 2013 ; Khadhar, 2013).

Processus chimiques de mobilisation et d'immobilisation des éléments chimiques :

#### (1) Adsorption/désorption et complexation

L'adsorption consiste en l'immobilisation des espèces dissoutes (sous forme ionique) sur la surface externe de matières solides. Ce processus est essentiellement lié aux forces intermoléculaires. Les changements de pH et du potentiel d'oxydoréduction (Eh) peuvent modifier la spéciation des espèces dissoutes ainsi que leur mobilité et leur

propension à s'adsorber aux surfaces (Gäbler, 1997). La désorption correspond au phénomène inverse de l'adsorption, l'élément se détache de la surface de la matière solide pour être libéré dans l'eau sous forme dissoute (Loizeau, 2000). Dans les eaux naturelles, l'adsorption et la complexation (phénomène d'association des ions en phase dissoute) sont deux phénomènes en compétition (Forstner et Salomons, 1983).

## (2) Précipitation/dissolution

Les processus de précipitation et de dissolution concernent notamment les indices de saturation et la cinétique des réactions. Par définition, une phase minérale sursaturée aura tendance à précipiter alors qu'une phase minérale sous-saturée aura tendance à passer en solution. Dans les systèmes d'écoulement de l'eau souterraine, la cinétique des réactions est d'importance fondamentale. Certains minéraux, tels les sels associés aux évaporites, peuvent présenter des cinétiques de dissolution rapides, en plus de présenter des solubilités élevées. Ces minéraux peuvent donc influencer significativement la composition chimique de l'eau souterraine, même s'ils sont présents en faibles quantités. D'autres minéraux, comme par exemples la silice, sont réfractaires à l'altération chimique et présentent des cinétiques de réaction lentes. Ces minéraux, même lorsqu'ils sont abondants, ont parfois une influence secondaire sur la matière dissoute totale dans l'eau souterraine.

Processus physiques de transport de masse :

### (1) Advection

L'advection représente le transport de masse (p. ex. : fluide et espèces dissoutes) associé au mouvement du fluide au sein d'une matrice poreuse. Toutes les particules de fluide et de soluté sont affectées par l'advection lors de l'écoulement. Le flux de masse dissoute transporté par advection ( $J$ ) dépend de la concentration de substance ( $C$ ) dans l'eau et de la vitesse linéaire moyenne de l'eau ( $\bar{v}$ ) (Prastica et al., 2018) :

$$J = C\bar{v} \quad \text{Équation 1}$$

## (2) Dispersion hydrodynamique

La dispersion hydrodynamique consiste en l'effet combiné de la dispersion mécanique et de la diffusion moléculaire. Ce sont des mécanismes « qui assurent tous deux la propagation du panache de concentration des zones fortement concentrées vers les zones moins concentrées » (Prastica et al., 2018). Le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinal à l'écoulement ( $D_1$ ) [ $L^2/T$ ] s'exprime selon (Freeze et Cherry, 1979) :

$$D_1 = \alpha_L \bar{v} + D^* \quad \text{Équation 2}$$

où  $\alpha_L$  représente la dispersivité longitudinale [ $L$ ],  $\bar{v}$  la vitesse linéaire moyenne de l'eau et  $D^*$  le coefficient apparent de diffusion dans la matrice poreuse [ $L^2/T$ ]. Comme l'exprime la première loi de Fick, le processus de diffusion résulte de gradients de concentration des espèces en phase dissoute ( $C$ ) et dépend du coefficient de diffusion ( $D$ ) (Douglas et al., 1964) :

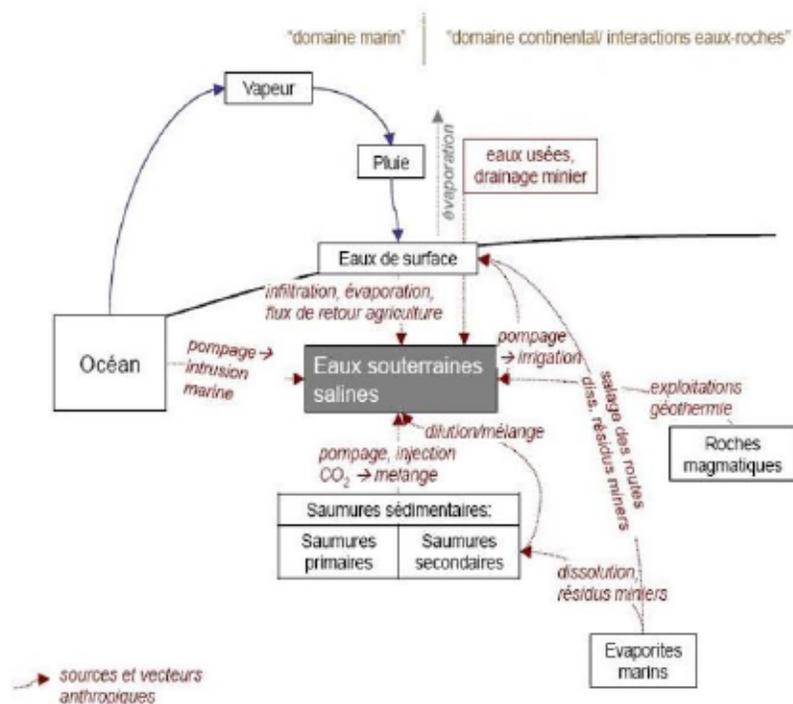
$$J = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Équation 3}$$

où  $D$  est le coefficient de diffusion dans l'eau [ $L^2/T$ ] et  $x$  la distance [ $L$ ]. Par définition, le coefficient apparent de diffusion est plus petit que le coefficient de diffusion ( $D^* < D$ ).

### 1.2.2 Facteurs anthropiques de salinisation

Les facteurs de salinisation anthropiques accentuent la salinisation naturelle en modifiant la composition chimique des eaux souterraines (Figure 4). À titre d'exemple, les activités agricoles et industrielles et le développement urbain peuvent mener à une surexploitation et à une contamination des eaux souterraines (Tarki et al., 2016). Le retour des eaux d'irrigation (Dassi, 2011) et l'intrusion des eaux salines en réponse au

rabattement induit par le pompage peuvent sérieusement contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau par salinisation (Moussaoui et al., 2023 ; Maliki et al., 2021). Dans les régions agricoles, les problèmes de salinisation résultent majoritairement de l'accumulation de solutés dans le sol suite à l'évaporation importante de l'eau d'irrigation. Ces solutés atteignent migrent suite à l'infiltration des eaux d'irrigation et des précipitations et peuvent, à terme, atteindre la nappe phréatique, entraînant une augmentation de la salinisation de l'eau souterraine (Haj Tayeb, 2012). Certaines activités associées à la gestion des eaux usées, à l'exploitation minière, à l'irrigation par submersion, et au dessalement peuvent générer des effluents salins ou des rejets solides qui peuvent à leur tour se dissoudre et contribuer à la salinisation des eaux souterraines (Kloppman et al., 2011).



**Figure 4**  
Processus anthropiques de salinisation des eaux souterraines (Kloppmann et al., 2011)

### 1.2.3 Intrusion d'eau saline

L'intrusion d'eau saline représente le phénomène de déplacement d'eau salée vers un aquifère d'eau douce, entraînant une détérioration de la qualité des eaux souterraines. Ce processus est généralement associé à deux facteurs principaux, soit (1) les conditions climatiques arides (rareté des précipitations et forte évaporation) et la surexploitation des nappes (Ben Mabrouk, 2019). L'intrusion d'eau saline peut notamment prendre trois voies (Maliki et al., 2001) :

1. Recharge par les eaux de pluie associée au mécanisme de dissolution : l'infiltration des eaux de pluie combinée aux mécanismes de dissolution et de transport en phase dissoute engendre des flux verticaux (vers le bas) d'eau saline.
2. Recharge ascendante à partir de la nappe profonde : des eaux profondes salines ou des saumures peuvent subir un mouvement vertical ascendant, notamment en réponse à la décompression d'une nappe sus-jacente ou sous-jacente ;
3. Recharge latérale par l'intrusion marine : il s'agit d'un phénomène commun dans les zones côtières. En conditions naturelles, un biseau salin peut exister au sein de l'aquifère. Le prélèvement d'eau souterraine peut favoriser la migration du front salin au sein de l'aquifère.

L'évaluation des processus de salinisation des aquifères requiert donc une compréhension approfondie de la configuration des systèmes d'écoulement et des caractéristiques géochimiques des eaux souterraines, des eaux de surface et de l'eau de mer. Les sous-sections qui suivent décrivent des méthodes qui permettent d'aborder cette question.

### 1.2.4 Méthodes pour l'étude de l'intrusion d'eau saline

Dans certains contextes, la salinité des eaux souterraines dans les aquifères côtiers s'explique essentiellement par l'intrusion d'eau saline en provenance de la mer (Paniconi et al., 2001). En revanche, dans les zones où il existe des sources géogéniques

de salinité ou des activités humaines susceptibles d'engendrer des impacts sur la qualité de l'eau souterraine, l'identification des sources de salinité revêt une complexité singulière. Les méthodes d'évaluation des phénomènes d'intrusion saline doivent donc généralement s'appuyer sur différentes approches physiques, hydrochimiques, géophysiques et numériques, combinées selon leurs avantages et limites. Ces différentes méthodes sont discutées ci-dessous.

#### 1.2.4.1 Méthodes hydrochimiques

Plusieurs études appuyées sur des approches hydrochimiques ont été réalisées en Tunisie pour déterminer l'origine de la salinité dans les nappes des aquifères côtiers (Telahigue, 2020 ; Souid, 2020 ; Ben Moussa, 2011 ; Slama et al., 2010 ; Kerrou, 2008 ; Paniconi et al., 2001). Certaines études ont notamment ciblé la région de Djébeniana dans l'objectif de préciser la provenance de la salinité des eaux souterraines des unités poreuses et perméables du Plio-Quaternaire, à proximité de la côte (Fedrigoni, 2001 ; Zouari, 2001 ; Maliki, 2000 ; Hajem, 1980). Des paramètres géochimiques mesurables sur le terrain ou en laboratoire, à des coûts non prohibitifs, permettent parfois une caractérisation spatiale et temporelle des phénomènes de salinisation des eaux des aquifères côtiers (Kloppman, 2011). L'étude hydrochimique permet notamment de caractériser la qualité chimique des eaux afin d'évaluer si elle est adéquate pour la consommation humaine et l'irrigation. La combinaison de traceurs géochimiques est souvent nécessaire pour déceler l'origine de la salinité et pour évaluer les mécanismes de la salinisation. Ces outils sont souvent basés sur des données chimiques concernant les concentrations en ions majeurs, ions mineurs, éléments traces et sur des traceurs isotopiques comme les isotopes stables de l'eau ( $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ ), du chlore ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) et du brome ( $\delta^{81}\text{Br}$ ) (Najib et al., 2016).

Les diagrammes hydrochimiques sont pour leur part utilisés dans le but de distinguer les faciès chimiques dominants et pour faciliter l'évaluation de l'évolution de la composition chimique de l'eau dans les systèmes d'écoulement de l'eau souterraine

(Tóth, 1999 ; Najib et al., 2017). L'évaluation des équilibres thermodynamiques au sein des eaux souterraines permet également d'évaluer les processus de dissolution et de précipitation susceptibles d'influencer la salinisation des eaux (M'nassri et al., 2018). Une des limitations majeures relative à l'approche hydrogéochimique concerne l'accès à des échantillons représentatifs des conditions prévalant au sein de l'aquifère et permettant l'évaluation des fluctuations spatiotemporelles dans la composition chimique de l'eau (Arraguàs, 2003). En effet, l'application des méthodes hydrochimiques requiert le déploiement de campagnes d'échantillonnage réalisées suivant des protocoles standardisés sur de vastes territoires. Or, les échantillons prélevés dans les puits et les piézomètres fournissent généralement des informations ponctuelles dans l'espace et le temps. En ce sens, la sélection des sites d'échantillonnages doit s'appuyer sur une connaissance adéquate de la configuration des unités aquifères et des systèmes d'écoulement de l'eau souterraine. Le tableau 2 présente des exemples d'études hydrogéochimiques ayant permis, avec succès, l'évaluation des processus de salinisation des aquifères en contexte côtier.

**Tableau 2****Exemples d'études concernant l'utilisation de la géochimie en domaine côtier**

Objectif de l'étude	Région d'étude	Éléments d'originalité	Principales retombées	Référence
Déterminer les différentes sources de recharge des masses d'eaux souterraines	Hammamet Nabeul, Cap bon, (Tunisie)	Combinaison de données hydrogéochimiques et isotopiques	Identification des principaux processus responsables à la salinisation des eaux souterraines	Ben Moussa, 2011
Tester l'application de l'approche hydrochimique basée sur les analyses des ions majeurs afin d'évaluer l'intrusion marine	Andhra Pradesh, (Inde)	Utilisation couplée de la chimie des ions majeurs des eaux souterraines avec la tomographie électrique	Démonstration de l'efficacité de l'étude hydrochimique (ions majeurs) pour documenter l'intrusion saline	Surinaidu, 2013
Déterminer les facteurs responsables de la dégradation de la qualité chimique des eaux souterraines côtières	Annaba (Algérie)	Analyse exhaustive des connaissances scientifiques concernant le phénomène de l'intrusion marine	Revalorisation et synthèse d'études hydrochimiques antérieures	Derradji, 2015

Tableau 2 suite

Objectif de l'étude	Région d'étude	Éléments d'originalité	Principales retombées	Référence
Caractériser la qualité des eaux souterraines côtières et déterminer les processus responsables à la salinisation de ces eaux.	Chaouia, (Maroc)	Développement et application d'approches statistiques et graphiques	Évaluation de la qualité de l'eau pour la consommation et à l'agriculture	Najib et al., 2016
Identifier l'origine de la salinisation des eaux souterraines et déterminer l'extension de l'intrusion marine	Chaouia, (Maroc)	Combinaison des méthodes hydrochimiques avec la tomographie électrique (ERT) pour étudier l'intrusion marine	Démonstration de l'efficacité de la combinaison des méthodes hydrochimiques et ERT	Najib et al., 2017
Identifier la source de la salinisation des eaux souterraines et évaluer l'indice de saturation de chaque espèce minérale sur la base d'un modèle géochimique	Bassin de Sidi El Hani (Tunisie)	Combinaison d'analyses chimiques et simulation d'équilibres chimiques dans PHREEQC	Démonstration du potentiel d'utilisation de la modélisation chimique pour documenter l'état des aquifères côtiers	M'nassri et al., 2018

#### 1.2.4.2 Évaluation de la qualité des eaux pour des fins d'utilisation humaine

L'évaluation de la qualité des eaux à des fins d'utilisation humaine représente une démarche complémentaire et distincte de l'évaluation des processus hydrogéochimiques dans les systèmes d'écoulement de l'eau souterraine. De nombreuses méthodes permettent d'évaluer la qualité des eaux souterraines pour la consommation et l'irrigation et d'estimer le risque pour la santé humaine résultant de l'exposition à des espèces chimiques dans l'eau (Sadler et al., 2016 ; Adimalla et Qian, 2019 ; Adimalla et Wu, 2019 ; Adimalla et al., 2019 ; Li et al., 2016, 2019 ; Tarki et al., 2022 ; Smida et al., 2022). La méthode de l'indice de qualité de l'eau (WQI) a été utilisée dans plusieurs études pour estimer le degré de contamination chimique et évaluer l'adéquation de l'eau pour différents usages, principalement la potabilité. La méthode du quotient de danger (HQ) a également été largement utilisée dans la littérature scientifique pour évaluer les risques non cancérigènes pour la santé humaine (Zhai et al., 2017 ; Adimalla, 2019 ; Akber et al., 2020 ; Karunanidhi et al., 2020). Les risques cancérigènes pour la santé humaine résultant de l'exposition orale à certains métaux lourds ont aussi été abordés dans de nombreuses études, principalement à l'aide du modèle ILCR (risque incrémental de cancer sur la durée de vie). Ce modèle consiste à identifier les risques de cancer afin de mettre en œuvre des mesures de contrôle pour réduire les taux d'exposition (Zakir et al., 2020). En Tunisie, l'évaluation de la qualité de l'eau dans les oasis sahariennes de Sfax (Sahel tunisien) et de Tozeur (Sud tunisien), menée respectivement par Belhouchette et al. (2022) et Tarki et al. (2022), à l'aide des méthodes WQI et HQ, a permis d'évaluer la qualité des eaux souterraines pour la consommation et de déterminer les risques non cancérigènes pour la santé humaine dans ces régions. Le tableau 3 présente des exemples d'études portant sur l'évaluation de la qualité des eaux à des fins d'utilisation humaine.

**Tableau 3**  
**Exemples d'études de cas concernant l'évaluation de la qualité des eaux**

Objectif de l'étude	Région d'étude	Éléments d'originalité	Principales retombées	Référence
Évaluer la qualité de l'eau à des fins d'irrigation et de consommation et estimer les risques pour la santé humaine	Jamal pur Sadar (Bangladesh)	Étude approfondie sur l'eau portant sur (1) l'évaluation de la qualité de l'eau . (2) la détermination des risques pour la santé humaine	Utilisation couplée des méthodes (1) de l'indice de qualité de l'eau (2) de quotient de danger.	Zakir et al., 2020
Évaluer la qualité des eaux souterraines et leur aptitude à la consommation et à l'irrigation	Braga (Tunisie)	Première étude réalisée sur l'évaluation de la qualité de l'eau à des fins d'irrigation et de consommation dans la Tunisie centrale	Démonstration de l'efficacité de la méthode de l'indice de qualité de l'eau (WQI)	Smida et al., 2022
Évaluer les risques non cancérogènes pour la santé humaine et évaluer la qualité de l'eau à des fins d'irrigation et de consommation	Sfax (Tunisie)	Première étude réalisée sur l'évaluation de la qualité de l'eau à des et l'évaluation des risques pour la santé humaine dans la région de Sfax	Évaluation de la qualité de l'eau pour la consommation et à l'agriculture	Belhouchette et al., 2022
Evaluer la qualité des eaux souterraines pour la consommation et l'irrigation	Tozeur (Tunisie)	Première étude réalisée sur l'évaluation de la qualité de l'eau à des fins d'irrigation et de consommation dans la région de Tozeur	Évaluation de la qualité de l'eau pour la consommation et à l'agriculture	Tarki et al., 2022

#### 1.2.4.3 Traçage isotopique

La géochimie isotopique offre un vaste éventail de traceurs permettant de documenter les systèmes d'écoulement de l'eau souterraine. Au niveau des aquifères côtiers, les isotopes stables de l'eau ( $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ ), du chlore ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) et du brome ( $\delta^{81}\text{Br}$ ) présentent notamment un fort potentiel pour le traçage des sources et flux de salinité. D'une part, les isotopes stables de la molécule d'eau sont des traceurs conservateurs qui permettent de tracer la provenance de l'eau et de documenter les processus de mélange et d'évaporation par bilan isotopique (Craig et Gordon, 1965 ; Skrzypek et al., 2015). Le prélèvement d'échantillons pour l'analyse des isotopes des molécules d'eau est relativement simple et des analyses sont désormais effectuées régulièrement dans de nombreux laboratoires, ce qui facilite l'utilisation de ces traceurs. La corrélation de la composition isotopique de l'eau avec la salinité a notamment été employée pour identifier les sources de salinisation en domaine côtier tunisien, lesquelles incluent le lessivage des précipités salins en surface, la dissolution du matériel évaporitique présent dans le sol et dans les formations aquifères et l'intrusion des eaux marines (Telahigue, 2020 ; Souid, 2020 ; Ben Hamouda et al., 2011, 2019). Maliki (2000) a notamment employé une approche appuyée sur les isotopes stables de la molécule d'eau pour conclure que la minéralisation de la nappe superficielle de Djébeniana est vraisemblablement le résultat d'un mélange de trois sources, soit (1) recharge descendante par les eaux de pluie, (2) recharge ascendante à partir de la nappe profonde, (3) recharge latérale par l'intrusion marine.

En complément aux isotopes stables de la molécule d'eau, les isotopes stables du chlore ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) et du brome ( $\delta^{81}\text{Br}$ ), qui ont été utilisés dans l'étude de l'origine de saumures profondes en contexte d'environnements cristallins (Shouakar-Stash et al., 2007 ; Stotler et al., 2010 ; Frapé et al., 2014), sont des traceurs isotopiques qui s'avèrent pertinents à l'identification des sources de salinité et des processus d'interaction eau-roche. Ces traceurs ont aussi été utilisés pour l'évaluation des mélanges entre différents pôles salins dans un contexte d'aquifère côtier méditerranéen en Tunisie (Ben

Hamouda et al., 2019). L'avantage de ces traceurs est que le chlore et le brome en solution peuvent généralement être considérés comme des éléments géochimiques conservateurs, car ils ont tendance à rester en solution après avoir été incorporés aux eaux souterraines. Le tableau 4 présente des exemples d'études réalisées en contexte côtier et s'appuyant sur le traçage isotopique pour l'évaluation de processus de salinisation.

**Tableau 4**  
**Études concernant l'utilisation des traceurs isotopiques en domaine côtier**

Objectif de l'étude	Région d'étude	Éléments d'originalité	Principales retombées	Référence
Etudier l'intrusion d'eau de mer dans l'aquifère peu profond de la côte syrienne	Aquifère côtier (Syrie)	Évaluation du potentiel d'utilisation du tritium comme traceur de l'intrusion saline	Évaluation des mélanges et estimation du temps nécessaire pour le retour à l'équilibre hydrostatique entre eau douce et eau de mer	Abou Zakhem et al., 2007
Évaluer l'origine de la salinité de l'aquifère côtier et déterminer le temps de résidence des eaux	Bassin de Souss - Massa (Maroc)	Combinaison de l'investigation hydrogéologique et isotopique appuyée sur plusieurs traceurs tels que Br/Cl, $^{18}\text{O}$ , $^2\text{H}$ , $^3\text{H}$ , $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ , $^{11}\text{B}$ , et $^{14}\text{C}$	Démonstration de l'applicabilité de l'investigation isotopique pour déterminer l'origine de la salinité et le temps de séjour des eaux dans l'aquifère	Bouchaou et al., 2008

Tableau 4 suite

Objectif de l'étude	Région d'étude	Éléments d'originalité	Principales retombées	Référence
Identifier les principaux processus impliqués dans la salinisation de l'aquifère côtier	Cap Bon (Tunisie)	Exploitation couplée de données géochimiques et isotopiques	Elucidation des processus liés à l'intrusion marine dans une nappe phréatique côtière	Ben Hamouda et al., 2011
Déterminer les origines et les différentes sources de recharge des masses d'eaux souterraines et	Hammamet Nabeul, Cap bon, (Tunisie)	Combinaison de données hydrogéochimiques et isotopiques	Identification des principaux processus responsables à la salinisation des eaux souterraines	Ben Moussa, 2011
Etude de la mobilité et de l'extension de l'interface eau douce/eau salée	Baie d'Alger (Algérie)	Combinaison de données isotopiques ( $^{18}\text{O}$ , $^2\text{H}$ , $^3\text{H}$ ) et hydrogéochimiques	Développement d'une méthodologie qui repose sur une approche intégrée pour quantifier l'impact de l'intrusion d'eau de mer sur la qualité de l'eau	Guendouz andet al., 2017
Caractériser la géochimie du système aquifère et élucider les différents processus géochimiques responsables de la salinisation	Oued Laya, (Tunisie)	Étude approfondie des différents traceurs isotopiques	Identification des principaux processus responsables à la salinisation des eaux souterraines.	Ben Hamouda et al., 2019

#### 1.2.4.4 Méthode géophysique électrique

Les méthodes géophysiques électriques ont été utilisées de façon concluante dans le cadre de nombreuses études réalisées en Tunisie (Gasmi, 2001 ; Gasmi, 2002 ; Mhamdi et al., 2004 ; Mhamdi et al., 2005a, b, c, d ; Gasmi et al., 2005 ; Mhamdi et al., 2006 ; Gouasmia, 2008a ; Mhamdi, 2010, 2011, 2015). La méthode de tomographie électrique est notamment couramment utilisée dans les zones côtières pour évaluer les propriétés techniques des zones affectées par les eaux souterraines salées (Zghibi, 2013). Les approches géophysiques ciblent souvent la mesure de contrastes dans les propriétés physiques des matériaux géologiques (p. ex. : densité, résistivité électrique, propriétés magnétiques, propriétés diélectriques) (Knight et Enders, 2005). En hydrogéologie, les approches géophysiques peuvent être employées pour déduire la nature et l'architecture des matériaux géologiques et des fluides qu'ils contiennent. Puisqu'il est complexe de distinguer l'eau douce de l'eau saumâtre par une autre propriété physique pouvant être mesurée à partir de la surface, les sondages électriques verticaux (SEV) et la méthode de la tomographie électrique (ERT) s'avèrent particulièrement adaptés à l'étude de l'intrusion saline. L'approche de résistivité électrique consiste à injecter un courant électrique dans le sol à l'aide d'électrodes et à mesurer la différence de potentiel induite en différents points de l'espace. Les fondements théoriques sous-jacents à l'application de la méthode électrique en géosciences et en hydrogéologie sont décrits dans les synthèses proposées par Samouëlian et al. (2005) et Slater (2007). L'applicabilité de la méthode électrique pour l'évaluation des mécanismes de salinisation des aquifères côtiers réside dans le fait que les mesures de résistivité électrique reflètent à la fois les caractéristiques de la matrice solide et du fluide des aquifères. Ainsi, pour une formation géologique dont la matrice solide est relativement homogène, les différences de résistivité électrique reflètent l'aisance avec laquelle le fluide occupant l'espace poral permet la circulation du courant électrique. Or, un fluide à forte salinité sera plus conducteur qu'un fluide à faible salinité. Le principe s'exprime notamment par la loi d'Archie (1942), laquelle permet d'établir des liens empiriques entre la porosité d'une

formation géologique, les caractéristiques de sa matrice solide et les caractéristiques du fluide occupant les pores. L'approche électrique a été déployée avec succès en hydrogéologie pour la détermination des caractéristiques des aquifères et des fluides, comme le révèlent les exemples rapportés au tableau 5.

**Tableau 5**  
**Exemples d'études de cas concernant l'utilisation de la géophysique électrique en domaine côtier**

Objectif de l'étude	Région d'étude	Éléments d'originalité	Principales retombées	Référence
Évaluer la porosité et de la transmissivité de formations rocheuse	Bassin d'Anthemontas (Grèce)	Couplage de données de résistivité avec des essais de pompage et développement d'une approche de calcul itérative	Démonstration de l'applicabilité de la méthode de résistivité électrique pour l'estimation des propriétés hydrauliques des roches	Kazakis et al., 2016
Documenter l'intrusion saline au sein des aquifères de la Baie de Monterey avec une couverture spatiale et une résolution accrue	Baie de Monterey (CA, États-Unis)	Vaste couverture spatiale (x,y,z) et identification de chemins préférentiels de migration de l'eau salée dans les aquifères	Démonstration du potentiel d'utilisation des données de résistivité électrique dans le cadre de la gestion des ressources hydriques	Goebel et al., 2017
Tester différentes méthodes d'acquisition et de traitement de données de résistivité électrique	Secteur côtier de Perth (Australie)	Étude approfondie des approches méthodologiques en géophysique électrique	Recommandation pour le déploiement des méthodes d'acquisition et de traitement des données	Costall et al., 2018

Tableau 5 suite

Objectif de l'étude	Région d'étude	Éléments d'originalité	Principales retombées	Référence
Évaluer l'applicabilité des approches de résistivité électrique pour l'étude d'un processus de recharge artificiel en secteur côtier	Côte est de l'Espagne, dans le bassin méditerranéen	Évaluation du potentiel d'une méthode permettant de palier les impacts de l'intrusion marine	Documentation de la réponse hydrologique d'un aquifère côtier à un épisode de recharge	García-Menéndez et al., 2018
Développer une approche d'inversion combinée pour des profils en domaine continental et marin	Modèle synthétique inspiré de Vandenbohede et Lebbe, 2006	Évaluation couplée des processus dans la zone continentale et océanique	Amélioration des approches de traitement de données pour des profils en secteur côtier	Hermans et Paepen, 2020

#### 1.2.4.5 Modélisation géochimique

La modélisation géochimique constitue un outil largement utilisé afin de représenter les phénomènes géochimiques dans les systèmes d'écoulement de l'eau souterraine (M'nassri et al., 2018 ; Mohallel et al., 2016 ; Kahlaoui, 2022). Il existe de nombreux codes et logiciels permettant la réalisation de modèles géochimiques. Le code PHREEQC (Parkhurst et Appelo, 2013) revêt un intérêt particulier notamment en raison de sa robustesse reconnue, des différentes bases de données thermodynamiques qu'il comporte, des interfaces graphiques permettant son exploitation et du fait qu'il est de source ouverte. PHREEQC peut notamment être utilisé afin de simuler les mélanges eau de mer/eau douce et pour évaluer la spéciation des substances dissoutes et les indices de saturation de différentes phases minérales (Kouzana et al., 2009 ; M'nassri et al., 2018). La modélisation géochimique peut également contribuer à améliorer la compréhension des processus impliqués dans l'augmentation de la salinité des eaux souterraines, notamment par la simulation de mélanges ou par des modèles inverses faisant intervenir des transferts de masse entre des composantes solides et des solutions liquides. Le tableau 6 présente des exemples d'études illustrant des simulations géochimiques réalisées en contexte côtier.

De manière plus spécifique, PHREEQC est un logiciel en libre accès distribué par le United States Geological Survey (USGS). PHREEQC permet notamment de modéliser les réactions hydrogéochimiques, d'évaluer la spéciation des espèces dissoutes, de calculer les indices de saturation, de simuler les réactions et le transport de masse et de réaliser des modélisations inverses (Bethke, 1996 ; Appelo et Postma, 2005; Parkhurst et Appelo, 2013; Cloutier et al., 2013; Bondu, 2017; Kahlaoui, 2022). Les fonctions de PHREEQC permettent également de représenter l'état d'un système ou son évolution en s'appuyant sur des données mesurées.

**Tableau 6**  
**Exemples d'études de cas concernant l'élaboration des modèles numériques en**  
**domaine côtier**

Objectif de l'étude	Région d'étude	Éléments d'originalité	Principales retombées	Référence
Déterminer l'extension spatiale de la salinisation ainsi qu'identifier les origines et les mécanismes régissant sa contamination	Cap-Bon, Tunisie	Modélisation géochimique à l'aide de PHREEQC permettant de simuler la saturation des minéraux dans les mélanges d'eau de mer et d'eau douce de l'aquifère	Une étude géochimique claire utilisant PHREEQC pour simuler la saturation des minéraux dans les mélanges d'eau de mer et d'eau douce	Kouzana et al., 2009
Identifier la source des principaux solutés affectant les eaux souterraines et évaluer l'indice de saturation de chaque espèce minérale sur la base du modèle géochimique	Sidi El Hani, Tunisie	Une approche combinant l'analyse géochimique des éléments majeurs et la modélisation géochimique basée sur PHREEQC a permis de caractériser l'état hydrochimique des eaux souterraines et d'identifier les principaux facteurs responsables de l'évolution de la salinisation	Elle combine des approches analytiques géochimiques avec le modèle d'équilibre géochimique PHREEQC.	M'nassri et al., 2018
Evaluer les phénomènes d'intrusion d'eau salée dans un aquifère côtier	Jifarah, Tripoli, Libye	La combinaison des analyses géochimiques et de la modélisation géochimique basée sur PHREEQC a permis de calculer les indices de saturation de plusieurs minéraux	Elle combine des approches analytiques géochimiques avec l'analyse des données géochimiques sur PHREEQC	Alfarrah et Walraevens, 2018

## CHAPITRE 2 : CADRE GÉNÉRAL ET HYDROGÉOLOGIE DE LA ZONE D'ÉTUDE

### *2.1 Introduction*

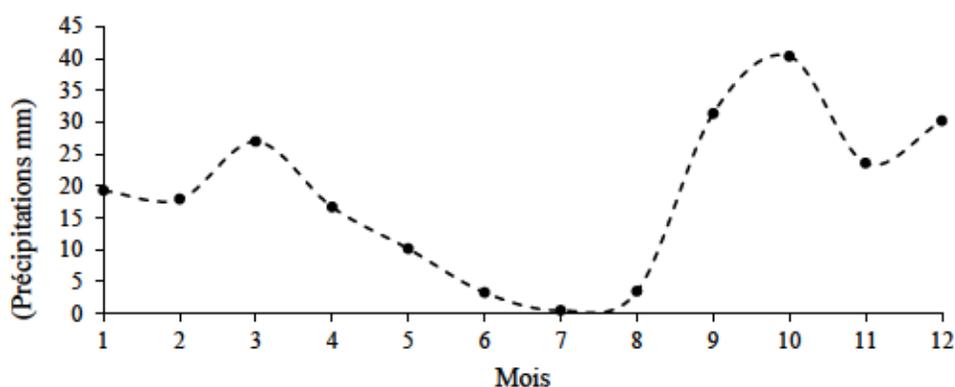
La région semi-aride de Djébeniana fait partie du Gouvernorat de Sfax, le second pôle urbain et économique de la Tunisie. La région est connue pour son agriculture, qui est dominée par la production d'olives. Le tissu économique de la région de Djébeniana est aussi caractérisé par une composante industrielle, avec des entreprises qui opèrent principalement dans les secteurs de l'industrie du textile.

La nappe phréatique de Djébeniana est plus menacée par des enjeux de qualité et de quantité de l'eau que les nappes semi-profonde et profonde de la région. La nappe phréatique est, depuis longtemps, soumise à une forte pression anthropique qui se manifeste principalement par une demande excessive et croissante en eau pour l'approvisionnement des secteurs précités. Cette exploitation massive s'est traduite par un rabattement généralisé de la surface piézométrique et une dégradation de la qualité des eaux de la nappe phréatique. En outre, la position de la zone d'étude à proximité de la mer expose la nappe phréatique aux risques d'invasion marine. Les sous-sections qui suivent présentent le cadre climatique, géographique, démographique, géologique et hydrogéologique de la région, fournissant des informations essentielles à la compréhension des enjeux relatifs à la ressource en eau souterraine.

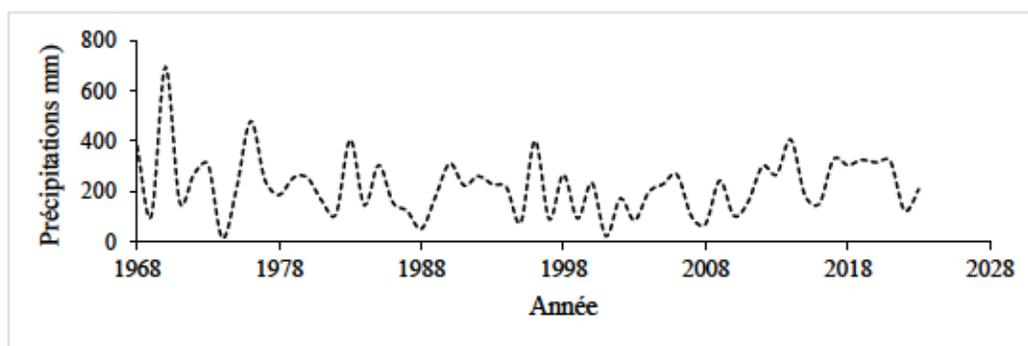
### *2.2 Cadre climatique*

La région de Djébeniana se caractérise par un climat méditerranéen semi-aride soumis à l'influence de températures chaudes provenant du Sahara (au sud) et de températures plus fraîches provenant du nord et de l'est. Le diagramme des précipitations moyennes mensuelles de la plaine de Djébeniana (Figure 5) montre l'évolution des précipitations sur la période de 1960 à 2017. Le patron temporel de précipitation montre une saisonnalité significative. Le régime pluviométrique se caractérise par de faibles

précipitations en saison estivale (juin, juillet, août) et des précipitations plus importantes en hiver et en automne. La valeur mensuelle maximale, qui est de l'ordre de 40 mm, est observée en octobre, alors que la valeur mensuelle minimale, qui est de l'ordre de 0,45 mm, s'observe en juillet. Le diagramme de précipitation annuelle moyenne de la plaine de Djébeniana pour la période 1968-2023 (Figure 6) montre pour sa part que 1970 correspond à l'année la plus pluvieuse du registre, avec des précipitations annuelles atteignant 696 mm. L'année la plus sèche est 1974, avec une valeur minimale de 14 mm/an.

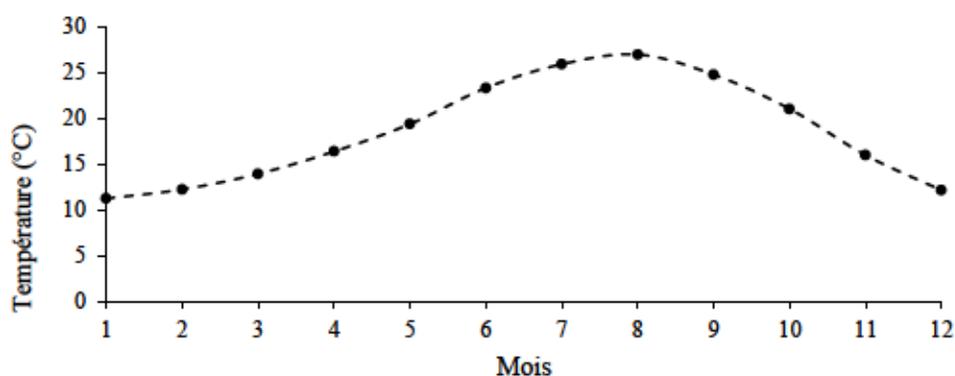


**Figure 5**  
Pluviométrie moyenne mensuelle de la plaine de Djébeniana pour la période de 1960 à 2017 (CRDA Sfax, 2018)



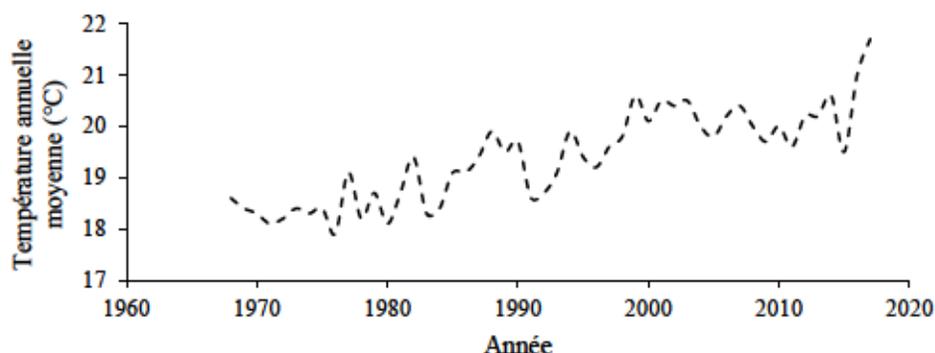
**Figure 6**  
Pluviométrie annuelle moyenne de la plaine de Djébeniana pour la période de 1968 à 2023 (CRDA Sfax, 2024)

La région de Djébeniana se caractérise par des étés chauds et des hivers relativement doux. L'analyse des données statistiques de météorologie recueillies dans les stations du CRDA sur la période allant de 1968 à 2017 permettent d'illustrer les variations de température de la région. Les données montrent une grande variation des températures de l'air, avec une valeur minimale de 11,25°C enregistrée en janvier et une valeur maximale de 27°C, enregistrée en août (Figure 7). Les données montrent une saison froide qui s'étale sur la période allant de novembre à avril (température moyenne de 13,6 °C) et une saison chaude allant du mois de mai au mois d'octobre (température moyenne de 23,59 °C).



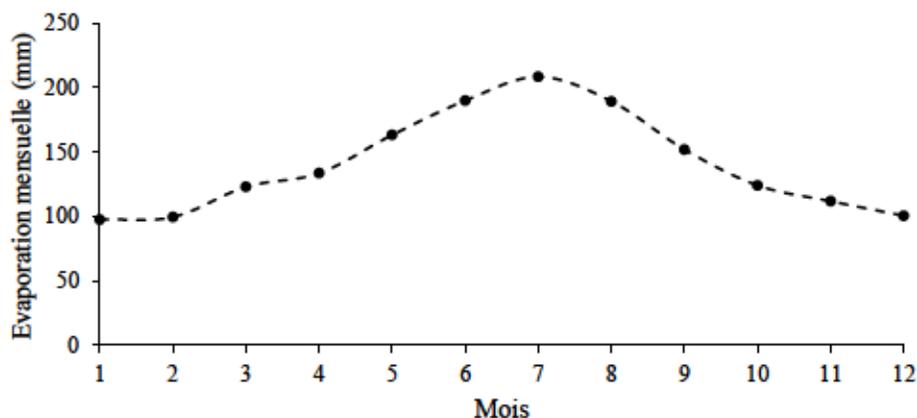
**Figure 7**  
**Températures moyennes mensuelles de la plaine de Djébeniana en °C pour la période de 1968 à 2017 (CRDA Sfax, 2018)**

La courbe de variation de températures moyennes annuelles (Figure 8) montre une variation entre un maximum de 21,7°C correspondant à l'année la plus chaude (2017) alors que la température annuelle moyenne sur la plage de référence est de l'ordre de 17,9 °C. La courbe montre une tendance au réchauffement climatique de 1968 à 2017.



**Figure 8**  
**Températures annuelles moyennes de la plaine de Djébeniana en °C pour la période de 1968 à 2017 (CRDA Sfax, 2018)**

La courbe des mesures de l'évaporation réelle à la station de Djébeniana pendant la période allant de 1980 à 2016 (Figure 9) montre que l'évaporation est importante pendant toute l'année. La valeur la plus faible est enregistrée pendant le mois de janvier (98 mm) et la valeur la plus élevée est enregistrée au mois de juillet (208 mm). En conséquence, le bilan hydrique est négatif, l'évaporation annuelle étant supérieure aux précipitations annuelles.

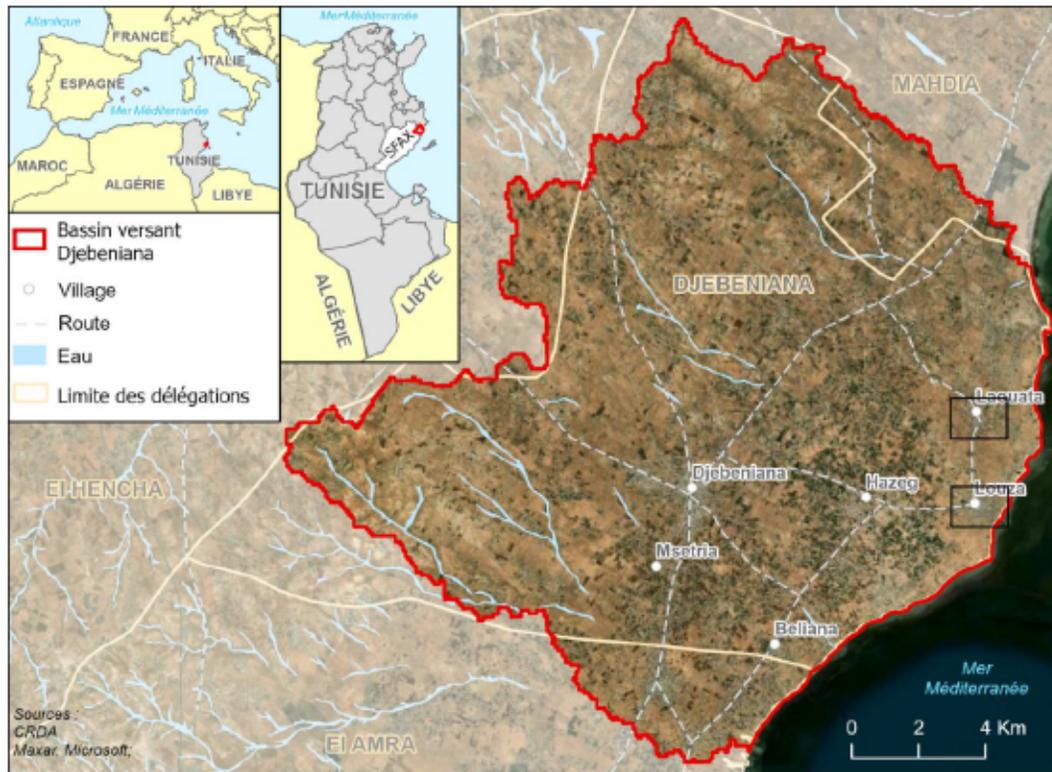


**Figure 9**  
**Variation moyenne mensuelles de l'évaporation réelle en mm de la plaine de Djébeniana pour la période de 1980 à 2016 (CRDA Sfax, 2018)**

### *2.3 Cadre géographique et démographique*

La zone d'étude comporte le bassin versant de Djébeniana, situé au nord du bassin de Sfax, dans le sud-est tunisien (Figure 10). Il se trouve à une trentaine de kilomètres au nord de Sfax et couvre une superficie d'environ 236 km<sup>2</sup> (Maliki, 2001). La zone s'étend depuis le gouvernorat de Mahdia au nord jusqu'à la délégation Al' Amra au sud. Vers l'Ouest, elle est limitée par la délégation Elhencha, et vers l'Est par la mer Méditerranée (Figure 10).

Les secteurs urbains de la zone d'étude se concentrent principalement le long de la côte, où l'on trouve de petites villes comme H'zeg (environ 10 000 habitants), Louza (environ 6 000 habitants) et Laouata (< 5 000 habitants) (Figure 11). Dans ces régions, la pêche Maritime est considérée comme une ressource importante pour la population, parallèlement à l'activité agricole et industrielle. Les ressources en eau de la région sont de plus en plus sollicitées, notamment en raison de l'important développement des activités agricoles, économiques et industrielles et de l'expansion démographique associée.



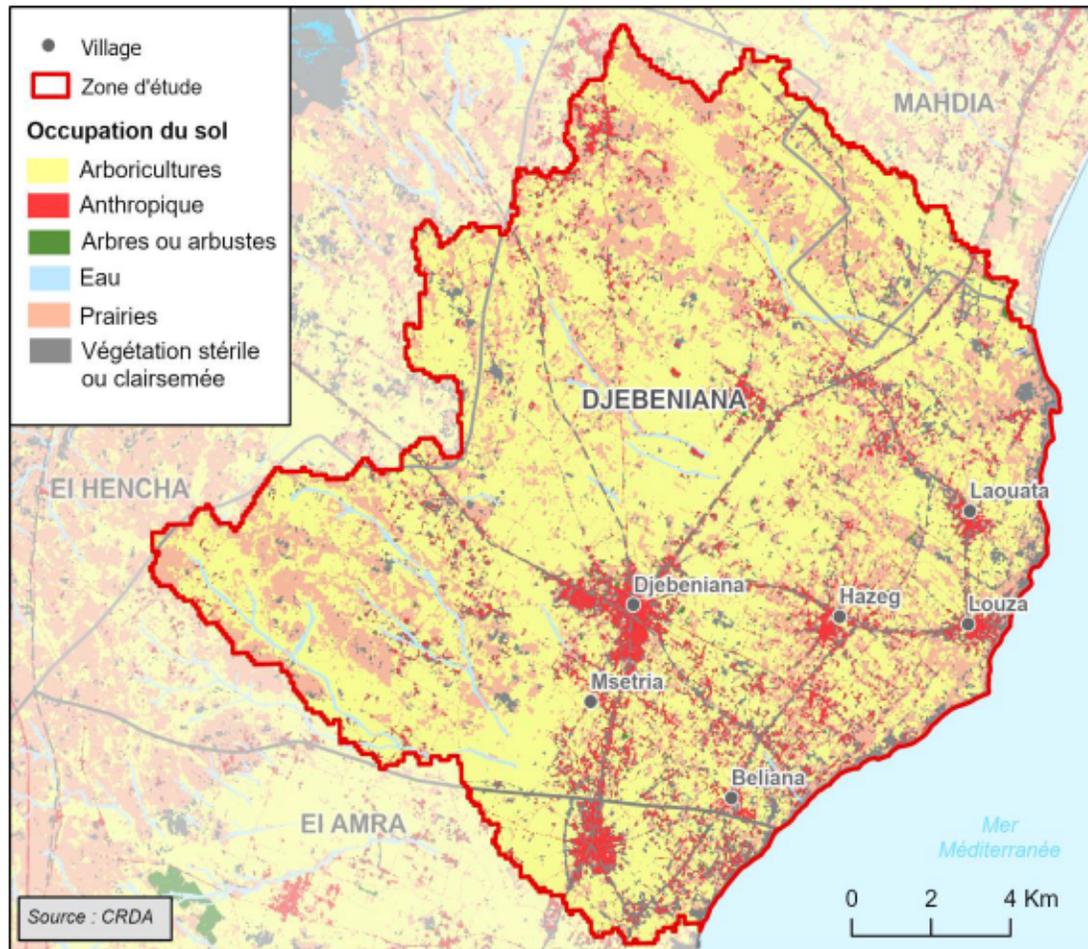
**Figure 10**  
Carte géographique de la zone d'étude (CRDA Sfax, 2018)



**Figure 11**  
Agrandissements associés à deux villes importantes sur la carte géographique

Dans la région, l'expansion démographique, associée au développement rapide de divers secteurs économiques tels que l'agriculture, l'industrie et la pêche, a contribué à une occupation massive de l'espace et à une pression importante sur les ressources en

eau. La population de la région était d'environ 48 000 habitants en 2012. Cette population est dispersée dans toute la zone d'étude, formant de petites villes notamment à proximité de la côte (Atlas Sfax, 2012). L'économie de la région est basée essentiellement sur l'agriculture (Figure 12) associée aux arboricultures, céréalicultures, cultures fourragères et maraichères. Les terres cultivables de la plaine de Djébeniana couvrent une superficie d'environ 23 698 ha, dont 18 060 ha sont consacrés à l'arboriculture, principalement l'olivier, 2 518 ha aux cultures maraichères, 1 140 ha aux cultures fourragères et 1 980 ha aux cultures céréalières (Atlas Sfax, 2012). La plaine de Djébeniana est également connue par son aspect industriel, avec des entreprises opérant principalement dans l'industrie des engrais chimiques, la production et le stockage de l'huile d'olive, l'industrie alimentaire et l'industrie du textile.



**Figure 12**  
**Carte d'occupation des sols de la zone d'étude**

#### *2.4 Cadre géologique et lithologie de la région*

La zone d'étude fait partie du Sahel de Sfax et elle a fait l'objet de plusieurs études géologiques, dont celles de Castany (1953), Burrollet (1956), Zbidi (1989) et Bouaziz (2002). Elle est caractérisée par une séquence stratigraphique s'étendant du Miocène au Quaternaire récent (Figures 13 et 14).

### ➤ **Miocène**

La formation la plus ancienne date du Miocène. Elle est caractérisée par une épaisse série géologique constituée d'alternances de couches argilo-sableuses avec des niveaux gréseux. La formation du Miocène comprend trois unités lithostratigraphiques principales (Bel Mabrouk, 2019), soit (1) la Formation Segui d'âge Messinien d'origine continentale caractérisée par une succession rythmique des sables grossiers et de conglomérats (Burrollet, 1956), (2) la Formation Oum Douil d'âge Tortonien, constituée principalement d'argile et de sables fins à stratifications obliques et entrecroisées (Burrollet, 1956 ; Bismuth, 1984 ; Tayech, 1984), et (3) la Formation Ain Grab d'âge Burdigalien, dominée par de calcaires gréseux avec des niveaux de gypse à la base (Burrollet, 1956).

### ➤ **Miopliocène**

Les unités du Miocène sont recouvertes par la formation d'âge Miopliocène. Le Miopliocène regroupe les séries d'âge Messinien et Pliocène et forme une épaisse unité argilo-sableuse indifférenciée qui témoigne d'un milieu de dépôt continental. Selon Burrollet (1956), cet âge représente la Formation continentale Ségui.

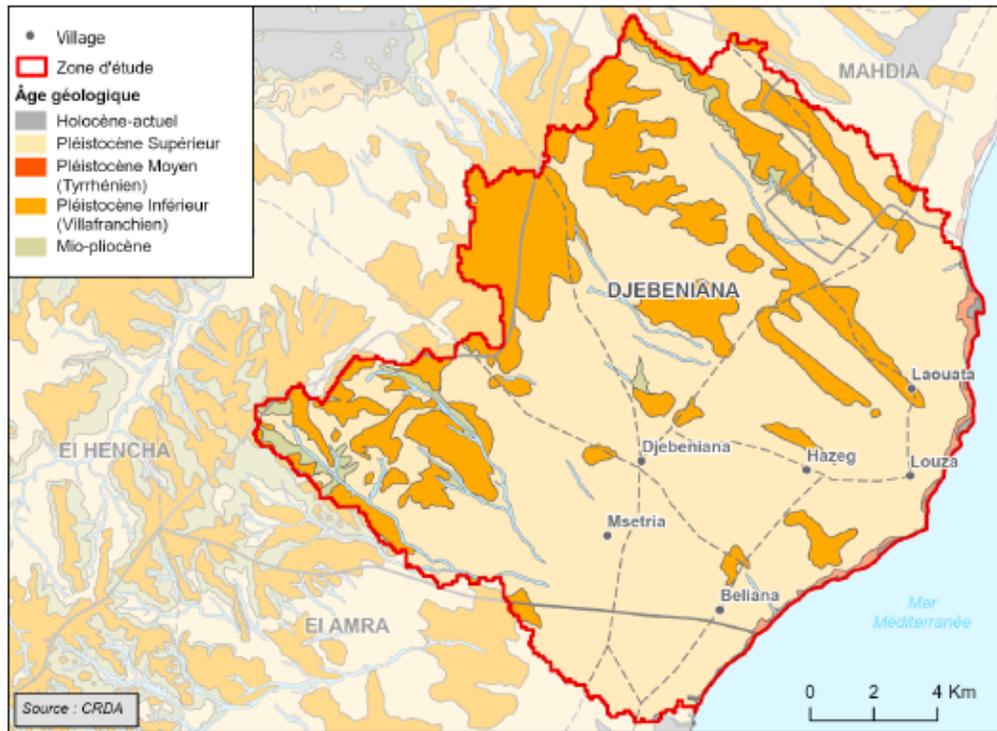
### ➤ **Quaternaire ancien : Pléistocène inférieur**

Cette unité d'âge villafranchien, d'origine continentale, est constituée d'argile sableuse, de sable argileux et de quelques niveaux sableux à graviers couronnés le plus souvent par une carapace calcaire blanche dure ou calcaire gypseuse (Hajjem, 1979 ; Chalbaoui, 1989).

### ➤ **Quaternaire récent : Pléistocène moyen et supérieur**

Cette formation affleure le long de la côte méditerranéenne. Ses dépôts ont succédé aux dépôts villafranchiens. Ils correspondent aux formations continentales qui se présentent

sous forme de terrasses et de glacis. Elle contient des sédiments détritiques argileux, des croûtes calcaires, des limons et des encroûtements gypseux, des sables limoneux, des éboulis et des alluvions anciens et actuels (Bel Mabrouk, 2019).

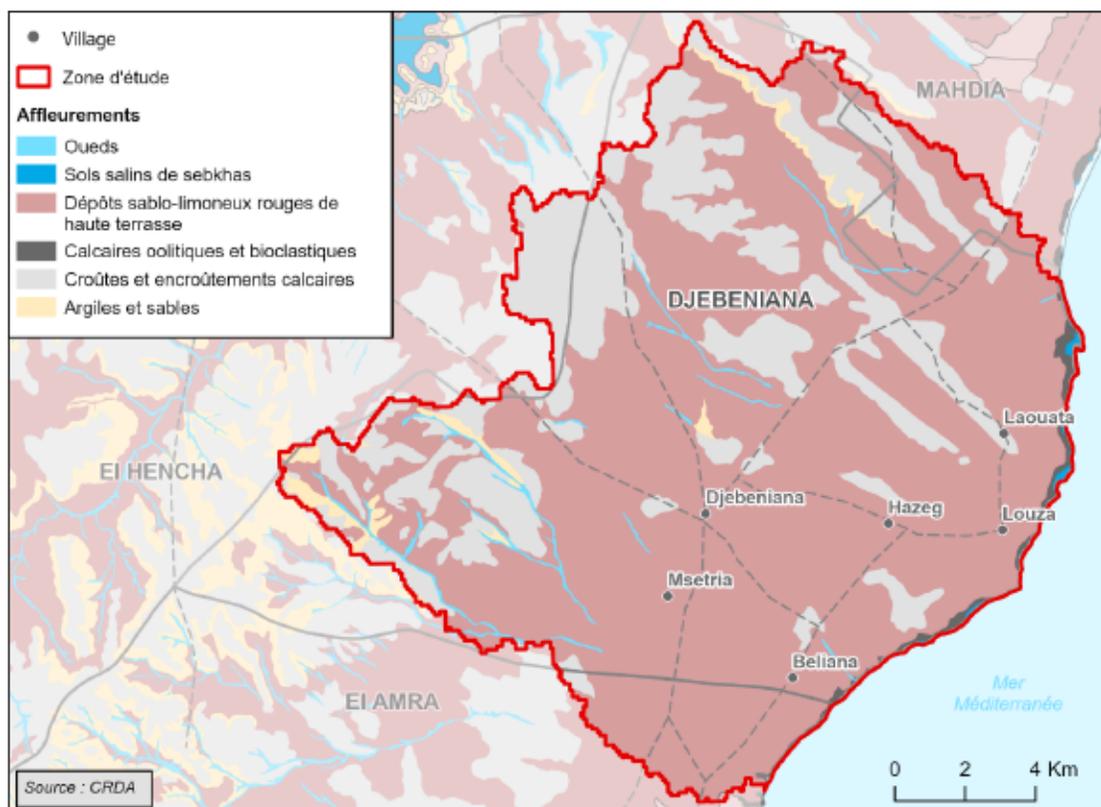


**Figure 13**  
**Carte géologique de la zone d'étude (Castany, 1953)**

AGE		FORMATION		LITHOLOGIE	DESCRIPTION
Quaternaire		Segui			Argile, marne, sable et conglomérat
Pliocène					
Messinien					
Tertiaire	Miocène	Oum Douil	Souaf		Argile et sable
			Beglia		
		Serravallien/ Langhien	Mahmoud		Marine facies
		Burdigalien	Aïn Ghrab		Calcareous sandstones with gypsum levels at the bottom
	Aquitaniien	Ketatna		Bioclastic limestone	
	Oligocène				
	Eocène	Souar		Clays and marl	

**Figure 14**  
**Colonne lithostratigraphique du bassin de Sfax (Zbidi, 1989)**

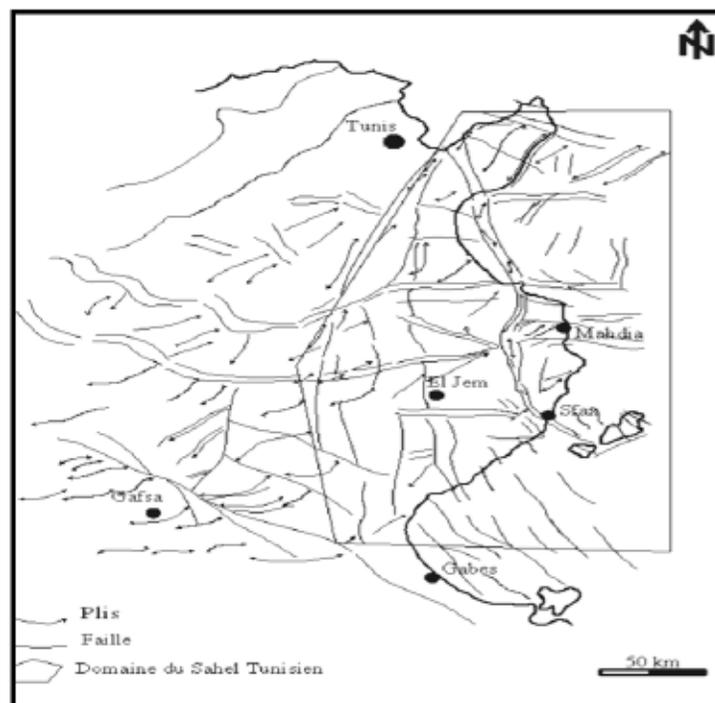
Sur le plan lithologique, la région de Djébeniana (Figure 15) est dominée principalement par des affleurements du Quaternaire récent qui se présentent sous forme des dépôts sablo-limoneux rouges et de hautes terrasses abritant des sols propices à la mise en valeur agricole. Cette formation s'est déposée sur une croûte calcaire villafranchienne qui affleure dans la partie centrale et à l'extrémité amont du bassin de Djébeniana (Bel Mabrouk, 2019).



**Figure 15**  
**Carte des affleurements du bassin de Djébeniana**

La zone d'étude appartenant au sahel de Sfax fait partie de la plateforme Pélagienne. Elle est bordée par l'axe nord-sud à l'ouest, le Sahel de Sousse au nord, le golfe de Gabès au sud et la Mer Méditerranéen à l'est, avec une bande côtière de près de 180 km (Maliki, 2000). La majeure partie du Sahel de Sfax est recouverte par des affleurements d'âges Quaternaire, Miocène et Pliocène. Le relief de cette zone est faible et relativement plat. L'altitude dépasse rarement 200 m, surtout dans la région de Djébeniana, qui correspond à une large plaine ne dépassant pas 100 m d'altitude. La structure de Sahel de Sfax, comme la plupart des zones côtières de la Tunisie orientale, présente une topographie monotone. Toutes les régions sont découpées par des failles et des linéaments majeurs de direction NW-SE (plus dominante) et NE-SW (moins dominante) (Maliki, 2000). Bel Mabrouk (2019) mentionne notamment que

« L'analyse de la carte tectonique établie par Bédir en 1995 (Figure 16) montre l'existence d'un morcellement tectonique en couloirs de failles, dont les plus importants du Nord au Sud : (1) Les couloirs E-W de Chorbane-Mahdia et de Sebkhia Méchiguigue ; (2) Les couloirs sub-méridiens de Zéramdine ; El jem et Bir Ali Ben Khelifa-Henchir Keskes ; (3) Le réseau de failles profondes et anciennes, affectant les séries sédimentaires mésozoïques et cénozoïques, de direction majeure N90-N180 sont à l'origine de ces couloirs tectoniques majeurs ».



**Figure 16**  
Carte tectonique de la région du Sahel (Bédir, 1995)

### 2.5 Cadre hydrogéologique

Le système aquifère de Sfax a fait l'objet de plusieurs études hydrogéologiques (Zébidi, 1989 ; Amouri, 1998 ; Maliki, 2000 ; INC, 2003). Ces études ont identifié trois formations aquifères principales, soit (1) l'aquifère superficiel d'âge Plio-quadernaire logeant la nappe phréatique libre, (2) l'aquifère semi-profond d'âge Mio-Plio-

Quaternaire logeant trois nappes captives et semi-captives, et (3) l'aquifère profond du Miocène supérieur logeant la nappe captive.

Compte tenu du développement démographique, industriel et agricole de la région, l'utilisation des ressources en eau de la région s'intensifie. Face à cette demande croissante en eau souterraine, les nappes phréatiques qui sont les plus accessibles sont devenues le siège d'une véritable surexploitation. L'exploitation de la nappe phréatique est facile et économe, ce qui fait que plusieurs puits anarchiques et illicites y ont été mis en place (CRDA Sfax, 2019). La nappe phréatique est ainsi menacée par un rabattement du niveau piézométrique, une dégradation de la qualité chimique et une intrusion d'eau marine. Les eaux souterraines de la nappe profonde, en revanche, moins accessibles aux petits projets agricoles, nécessitent des forages plus coûteux. Elles sont donc principalement utilisées par le secteur industriel (CRDA Sfax, 2012). Face à ce stress hydrique, la récente exploitation de l'aquifère semi-profond dans certaine région de Sfax a présenté une solution (probablement temporaire) à certains problèmes en offrant une quantité d'eau disponible aux différents secteurs économiques et agricoles (CRDA Sfax, 2019).

### 2.5.1 Nappe profonde

La nappe profonde et captive de Sfax est logée dans un aquifère constitué par des niveaux sableux du Miocène supérieur (Serravalien - Tortonien) correspondant à la Formation Oum Douil. Plusieurs études (Zébedi, 1989 ; Amouri, 1998 ; Maliki, 2000) ont permis de mieux comprendre la géométrie de l'aquifère profond. Le niveau du réservoir du Miocène supérieur est continu sur toute la plaine de Sfax et s'étend dans la région depuis les reliefs de bordure à l'ouest jusqu'à la mer. Son épaisseur maximale se situe dans la partie centrale et diminue vers la mer à l'est. Bel Mabrouk (2019) rapporte que « Au nord, la faille de Ksour Essaf sépare la nappe profonde de Sfax de celle de Zéramdine Béni Hassène. Cette faille entraîne la séparation des deux nappes et de ce fait à l'absence de communication (CRDA Sfax, 2020). Au Sud de Skhira, une zone de

convergence des eaux souterraines de deux nappes (la nappe profonde de Sfax et nappe de Jeffara au nord de Gabès), qui peut être considérée comme la limite sud de la nappe profonde de Sfax (DGRE, 2005). A l'est, la limite de l'aquifère peut aller au-delà de l'île de Kerkennah dans la mer Méditerranée. En ce qui concerne la limite nord-ouest de la zone d'étude, il semble qu'au niveau de la ligne des reliefs khorj-Bouthadi et Chorbane, une extension de la nappe profonde de Sfax vers cette zone pourrait être possible ». Selon le Commissariat Régional au Développement Agricole de Tunisie (2012), les ressources en eaux de la nappe profonde sont estimées à 25,5 Mm<sup>3</sup>/an, dont 17,85 Mm<sup>3</sup>/an présentent une salinité inférieure ou égale à 4 g/L, et 7,65 Mm<sup>3</sup>/an présentent une salinité supérieure à 4g/L. L'exploitation actuelle de la nappe est de l'ordre de 26,75 Mm<sup>3</sup>/an (105%). Cette exploitation intensive risque d'accélérer l'épuisement et la dégradation des eaux souterraines.

### 2.5.2 Nappe semi-profonde

La nappe semi-profonde a été identifiée plus récemment comme entité hydrogéologique dans le cadre du projet Tunisio-italien (2005) sur l'étude des nappes du système aquifère de Sfax. Elle constitue la continuité de la nappe semi-profonde de Bled Regueb et qui s'étend sur la totalité de la région de Sfax. Il s'agit en fait d'une même entité hydrogéologique. L'écoulement des eaux souterraines de la nappe semi-profonde s'effectue généralement du SO vers le NE, avec une zone de divergence au niveau des reliefs de Bled Regueb (CRDA Sfax, 2019). L'alimentation de la nappe semi-profonde de Sfax ne peut provenir qu'à partir du bassin voisin de Bled Regueb et des reliefs anticlinaux de la partie Nord en raison de leur position en amont. La nappe semi-profonde est logée dans trois niveaux aquifères formés des formations géologiques d'âge Mio-Plio-Quaternaire. Ces niveaux sont souvent communicants entre eux à travers des couches semi-perméables constitués d'argiles sableuses et de sables argileux (CRDA Sfax, 2019). La salinité de l'eau varie de 1,5 à 7,5 g/L (CRDA Sfax, 2012). Environ 115 puits privés et 122 forages ont été réalisés dans ces aquifères

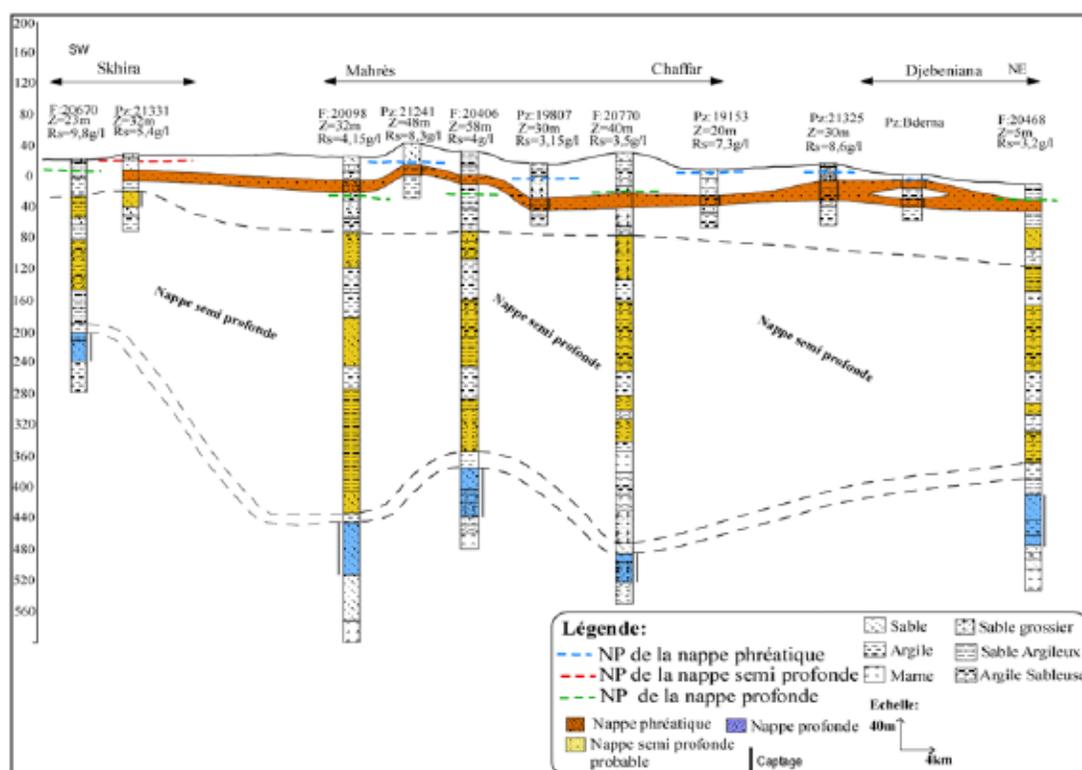
(CRDA Sfax, 2012). La présence de la nappe semi profonde à Sfax est un avantage qui contribue à satisfaire les demandes en eau dans certaines régions (CRDA Sfax, 2019).

### 2.5.3 Nappe phréatique

La limite de la nappe phréatique et libre de Sfax correspond approximativement à la limite du gouvernorat. Elle est renfermée dans 16 bassins versants : Bled Regueb, Bir Ali Ouadrane, Skhira, Chaffar, Mahrès, Sfax-Agareb, El Amra, Sidi Saleh, Djebniana El Hench, Meddalia, Bou Jmel, Hadj Gacem, Sebket Mechiguigie et Bouthadi (INC, 2003). La nappe phréatique est logée principalement par des formations sableuses lenticulaires intercalées avec des argiles sableuses et limoneuses appartenant aux dépôts Plio-Quaternaire, correspondant à la Formation Sagui. L'épaisseur de l'aquifère varie d'un minimum de 8 m à un maximum de 60 m, avec une épaisseur moyenne de 40 m. Le réservoir est composé d'au moins de deux horizons productifs qui sont séparés par des couches argilo-sableuses semi-perméables permettant leur communication. Selon le Commissariat Régional au Développement Agricole de Tunisie (2012), la majorité des nappes phréatiques de Sfax sont surexploitées, avec un taux d'exploitation d'environ 135%. Il est estimé que 48% de l'eau prélevée des nappes phréatiques possède une salinité supérieure à 4g/L alors que 52% possède une salinité inférieure à 4g/L (CRDA Sfax, 2012).

La coupe géologique réalisée par Ben Marzouk (2000) (Figure 17) supporte les conclusions des travaux antérieurs. Elle montre l'existence de trois niveaux aquifères. Le premier niveau englobe la nappe phréatique ou libre, le deuxième niveau contient la nappe semi-profonde, semi-captive et captive, par endroit (déterminée à partir de carottages électriques des forages de la nappe profonde) (CRDA Sfax, 2019), tandis que le troisième niveau loge la nappe profonde et captive. Cette coupe souligne les changements d'épaisseur des formations de l'aquifère semi-profond. Dans la région de la Skhira, cet aquifère est caractérisé notamment par la présence des argiles sableuses et par une épaisseur réduite. Cependant, dans les régions de Chaffar, Mahrès et

Djébeniana, il augmente d'épaisseur, formant trois niveaux aquifères caractérisés par la dominance des formations argilo-sableuses possédant des résistivités allant de 6 à 9  $\Omega\text{m}$  (CRDA Sfax, 2019). Dans la zone côtière de Djébeniana, l'aquifère semi-profond n'est pas encore exploité, donc les informations sur ses caractéristiques hydrogéologiques ne sont pas disponibles (CRDA Sfax, 2018).



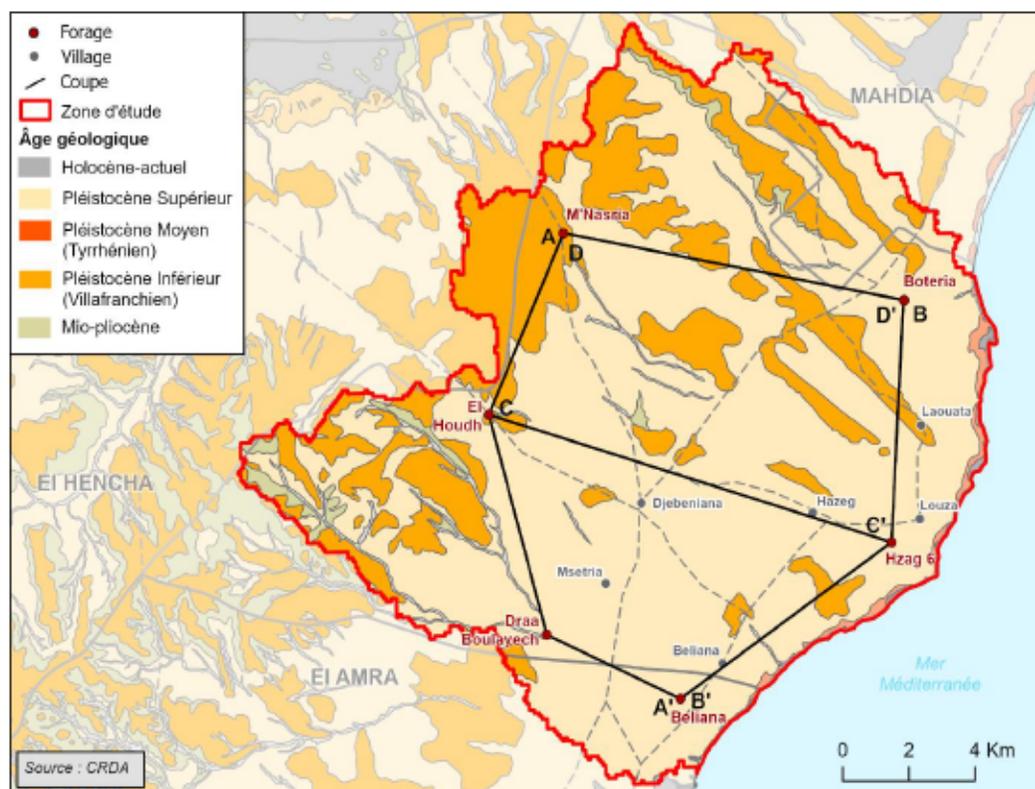
**Figure 17**  
**Coupe lithologique de direction SO-NE réalisée dans la région de Sfax (Ben Marzouk, 2000)**

### 2.6 Systèmes aquifères de Djébeniana

La présente étude cible spécifiquement le système aquifère de Djébeniana. Il se situe à Sfax nord et correspond aux limites du bassin versant de Djébeniana (Hajjem, 1980, 1985 ; Zébedi, 1989 ; Maliki, 2000 ; Fedrgonie, 2001).

### 2.6.1 Géométrie de système aquifère de Djébeniana

La détermination de la géométrie du réservoir et de son extension est une étape primordiale pour l'étude de tout système hydrogéologique. Afin de connaître la structure géologique et la géométrie de différents niveaux aquifères dans la région de Djébeniana, quatre corrélations hydrostratigraphiques ont été établies. Ces corrélations couvrent la quasi-totalité de la zone d'étude, deux sont orientées dans le sens de l'écoulement de l'eau souterraine et deux autres perpendiculaires à l'écoulement (Figure 18). Il convient de noter que ces corrélations hydrostratigraphiques sont basées sur la description des diagraphies de forages profonds réalisés par le CRDA de Sfax.



**Figure 18**  
**Carte de localisation des coupes hydrostratigraphiques**

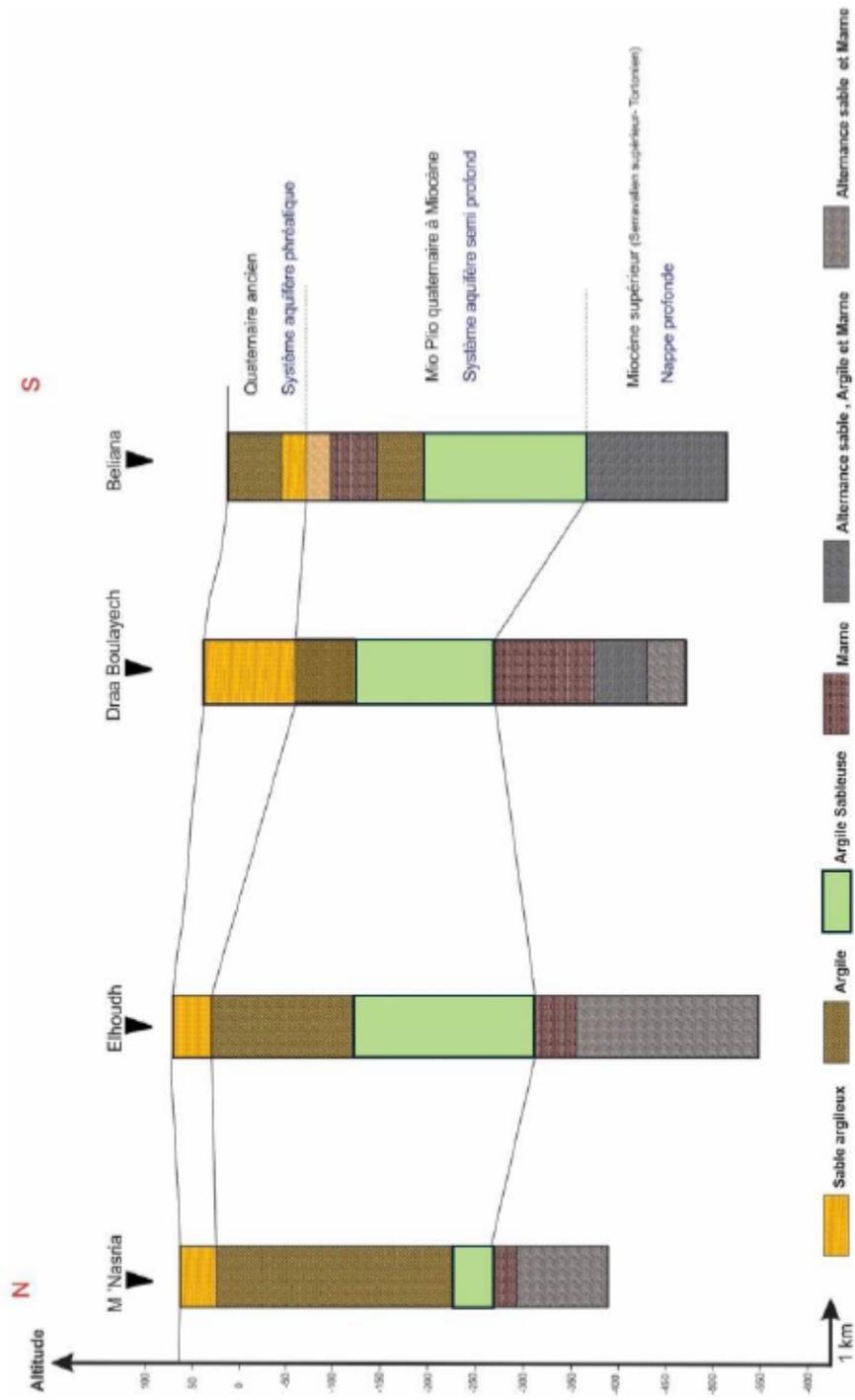
### 2.6.1.1 Coupes de corrélation hydrostratigraphique A-A' et B-B'

La coupe A-A' est située principalement dans la partie amont du bassin et est orientée suivant une direction N-S, perpendiculaire au sens d'écoulement de l'eau souterraine (Figure 19). Elle passe par les forages M'Nasria, Elhoudh, Draa Boulayesh et Beliana, montrant que le relief du nord au sud dans l'amont du bassin est faiblement développé (Figures 18 et 19).

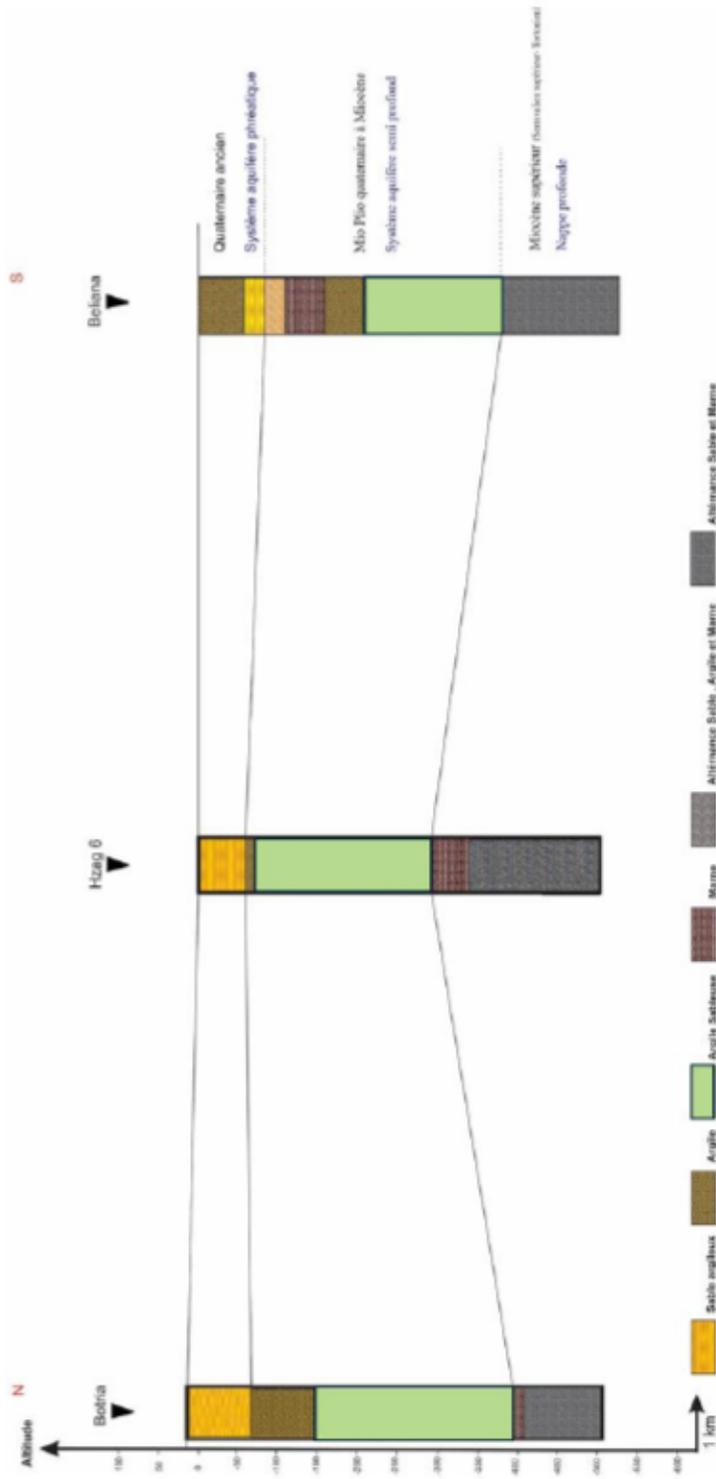
La coupe B-B' est située dans la partie aval du bassin et est orientée suivant une direction N-S, perpendiculaire au sens d'écoulement des nappes (Figure 20). Elle passe par les forages Boteria, Hzag 6 et Beliana, montrant que le relief du nord au sud dans la partie aval est relativement plat (Figures 18 et 20).

Ces coupes illustrent les variations d'épaisseur et de lithologies des couches logeant le système aquifère de Djébeniana. Les interprétations de ces deux coupes sont similaires. Elles montrent l'existence de trois couches principales occupant l'ensemble de la zone d'étude et abritant les aquifères de Djébeniana. De haut en bas, la première couche est principalement constituée des sables et des argiles attribués au Quaternaire ancien. Bien que le niveau aquifère superficiel soit logé dans le dépôt de cette couche, celle-ci se caractérise par une faible épaisseur sur l'ensemble de la zone d'étude. Selon les études antérieures, le système aquifère phréatique est constitué de deux niveaux aquifères sableux séparés par des couches sablo-argileuses semi-perméables permettant leur communication (Hajjem, 1980 ; Zébidî, 1989 ; Maliki, 2000 ; Fedrgonie, 2001). La deuxième couche est formée par des argiles sableuses et d'argiles d'âge Mio-Plio-Quaternaire à Miocène, elle montre une variation d'épaisseur d'environ 200 à 300 m. Dans cette couche loge le système aquifère semi-profond qui est également composé de trois niveaux aquifères. La dernière couche, dans laquelle loge le système aquifère profond, est constituée principalement par les sables du Miocène. Le Miocène moyen à supérieur (Serravallien - Tortonien) est formé d'une série sableuse fine parfois de gravier et des niveaux argileux. Il s'étend sur une profondeur d'environ 200 à 600 m.

Ce niveau constitue le réservoir productif potentiel de l'aquifère profond. Le Miocène inférieur constitue le substratum de la formation réservoir. Ce niveau est constitué principalement par une alternance d'argiles et de niveaux gréseux à marneux (CRDA Sfax, 2019).



**Figure 19**  
**Coupe de corrélation hydrostratigraphique A-A' réalisée dans le bassin de Djébeniana (données géologiques basées sur les diagraphies de forages du CRDA Sfax, 1992, 1994, 1997, 1999)**

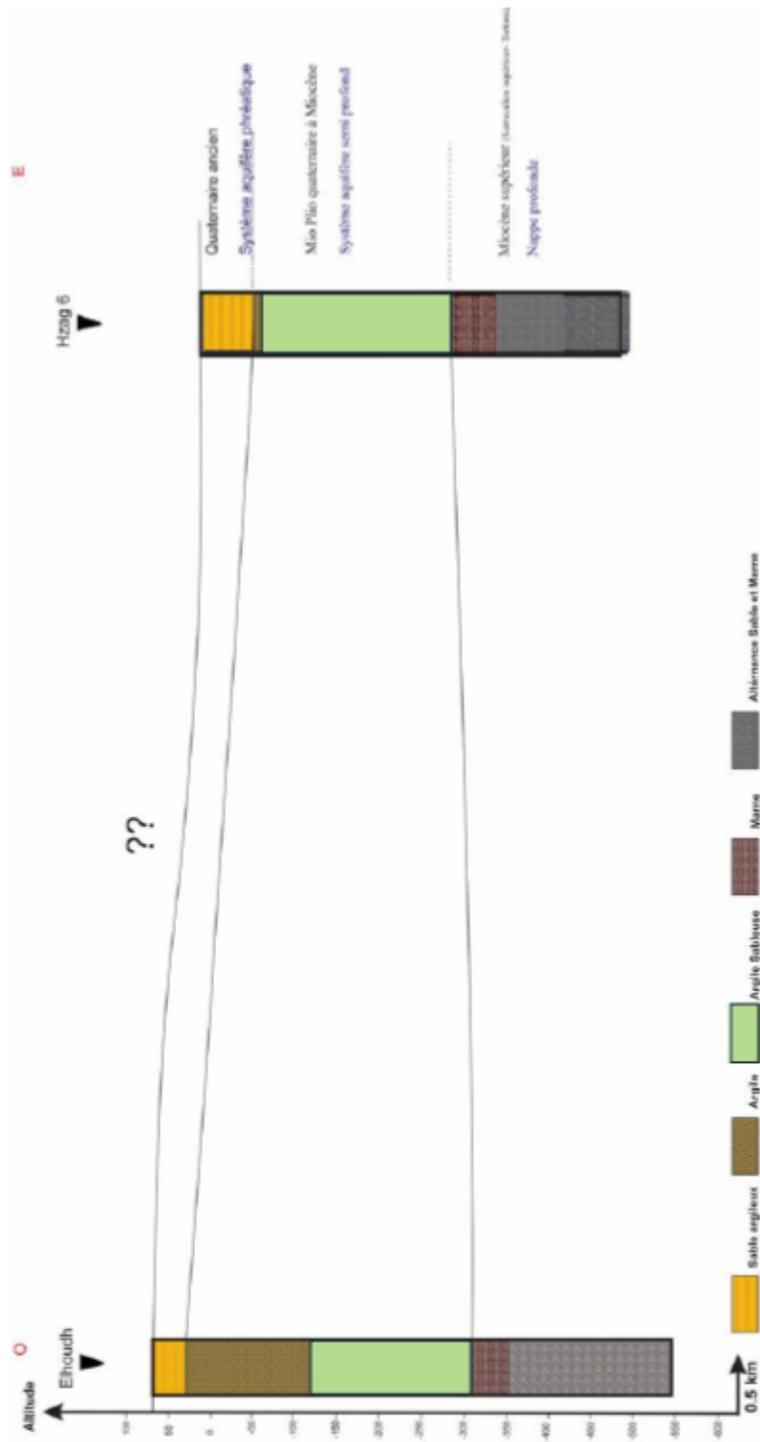


**Figure 20**  
**Coupe de corrélation hydrostratigraphique B-B' réalisée dans le bassin de Djébeniana (données géologiques basées sur les diagraphies de forages du CRDA Sfax, 1998, 1999, 2013)**

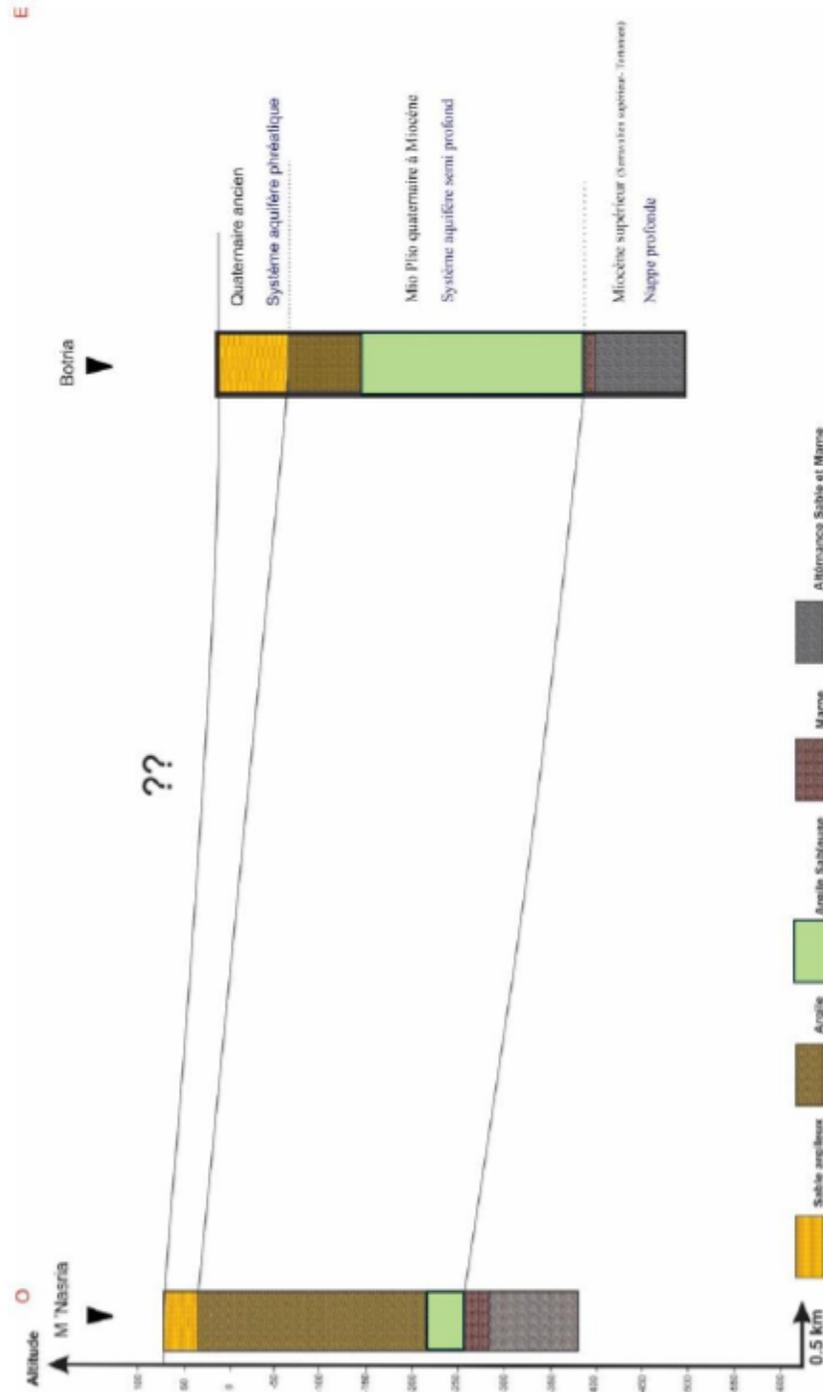
#### 2.6.1.2 Coupes de corrélation hydrostratigraphique C-C' et D-D'

Les coupes C-C' et D-D' sont orientées suivant une direction O-E, dans le sens de l'écoulement des nappes (Figures 21 et 22). La coupe C-C' passe par les forages Elhoudh et Hzag 6 et la coupe D-D' passe par les forages M'Nasria et Boteria montrant que le relief de l'ouest à l'est est faiblement développé dans la plaine de Djébeniana (Figures 21 et 22).

L'interprétation de la coupe C-C' et D-D' montre également l'existence de trois couches principales occupant l'ensemble de la zone d'étude et formant les aquifères de Djébeniana. Du haut en bas, la première couche est constituée par des sables et d'argiles attribués au Quaternaire ancien. Son épaisseur est beaucoup plus développée dans la partie ouest de la zone d'étude (amont) que dans la partie est (côtière). Le dépôt quaternaire ancien constitue le système aquifère superficiel. Cet aquifère est composé de deux niveaux aquifères sableux séparés par des couches sablo-argileuses semi-perméables permettant leur communication (Hajjem, 1980 ; Zébid, 1989 ; Maliki, 2000 ; Fedrgonie, 2001). La deuxième couche est formée par des argiles sableuses et d'argiles d'âge Mio-Plio-Quaternaire à Miocène. Elle montre une nette variation d'épaisseur dans les deux coupes. Cette couche forme le système aquifère semi-profond. La dernière couche qui constitue le système aquifère profond, est formée principalement par de sables du Miocène avec des altérations d'argile et de marne au fond.



**Figure 21**  
**Coupe de corrélation hydrostratigraphique C-C' réalisée dans le bassin de Djébeniana (données géologiques basées sur les diagraphies de forages du CRDA Sfax, 1994, 2013)**



**Figure 22**  
**Coupe de corrélation hydrostratigraphique D-D' réalisée dans le bassin de Djébeniana**  
**(données géologiques basées sur les diagrammes de forages du CRDA Sfax, 1992, 1998)**

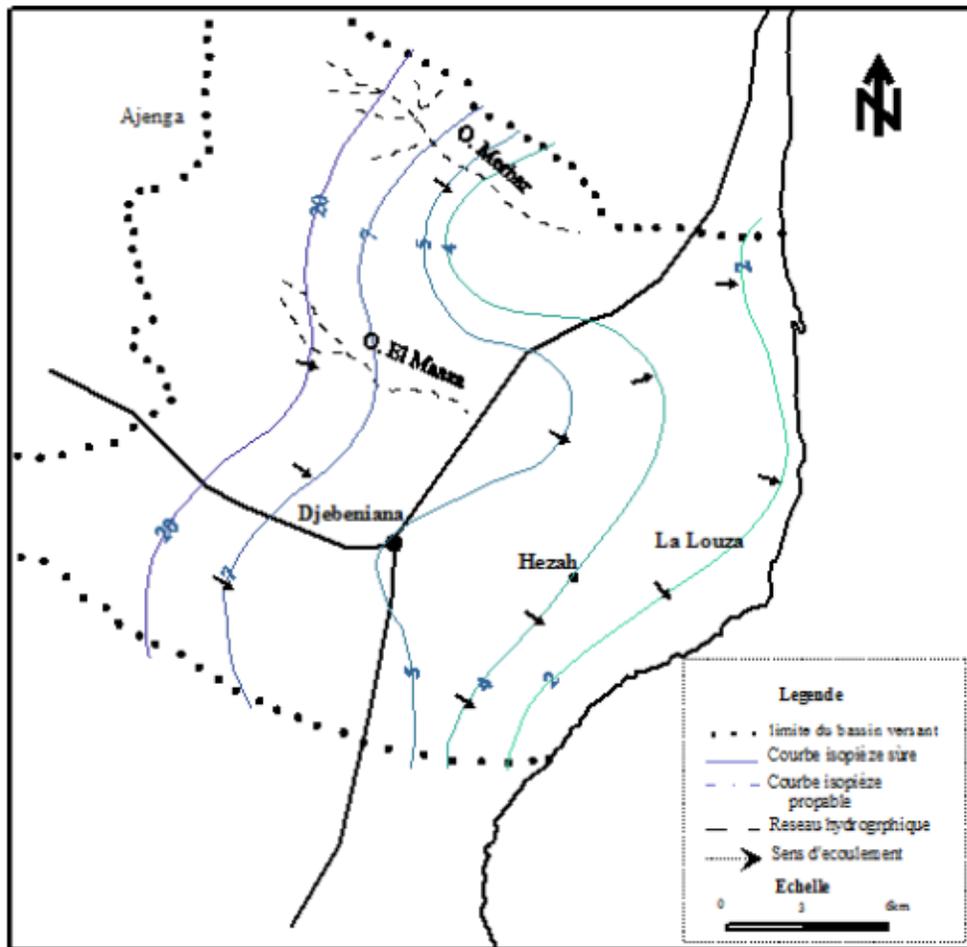
### 2.6.2 Caractéristiques hydrogéologiques du système aquifère de Djébeniana

Le réservoir le plus ancien correspond à l'aquifère profond qui est formé par la série sableuse du Miocène supérieur (Serravalien supérieur - Tortonien). Il loge une nappe captive située à une profondeur comprise entre 200 et plus de 600 m. Cet aquifère se caractérise par une transmissivité moyenne de l'ordre de  $6 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$  (Hajji, 2003). Le réservoir profond est recouvert par le système aquifère semi-profond, composé de trois niveaux productifs. De point de vue lithologique, cet aquifère est composé d'argiles sableuses et de sables argileux, encaissés dans des formations géologiques d'âge Mio-Plio-quadernaire à Miocène. L'épaisseur de cet aquifère varie de 150 à 300 m (Fedrgonie, 2001) et sa transmissivité moyenne est de l'ordre de  $1 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$  (Ben Marzouk, 2009).

L'aquifère le plus récent contient la nappe phréatique logée dans les formations sableuses du Plio-Quadernaire. Il est composé par deux horizons détritiques séparés par des couches argilo-sableuses semi-perméables permettant leur communication (Hajjem, 1980 ; Bel Mabrouk, 2019). Le premier niveau aquifère a une épaisseur de 2 à 4 m et est composé de sables généralement fins avec un niveau argileux relativement mince. Le deuxième niveau a une épaisseur d'environ 10 m, il est composé principalement de sables jaunes grossiers avec un niveau de sable argileux de faible épaisseur. Ces deux niveaux sont séparés par des dépôts d'argiles sableuses qui permettent leur communication facilement. Cet aquifère possède une transmissivité moyenne de  $5 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$  (CRDA Sfax, 2018). Plus de 2 735 puits privés sont implantés dans cet aquifère. La majorité des puits sont concentrées essentiellement dans la partie aval (zones côtières). L'exploitation moyenne de chaque puits est d'environ 3 400  $\text{m}^3/\text{an}$  (CRDA Sfax, 2018). La salinité de l'eau dans la nappe phréatique varie de 2 g/l en amont à 17 g/l en aval (Bel Mabrouk, 2019).

### *2.7 Nappe phréatique de Djébeniana*

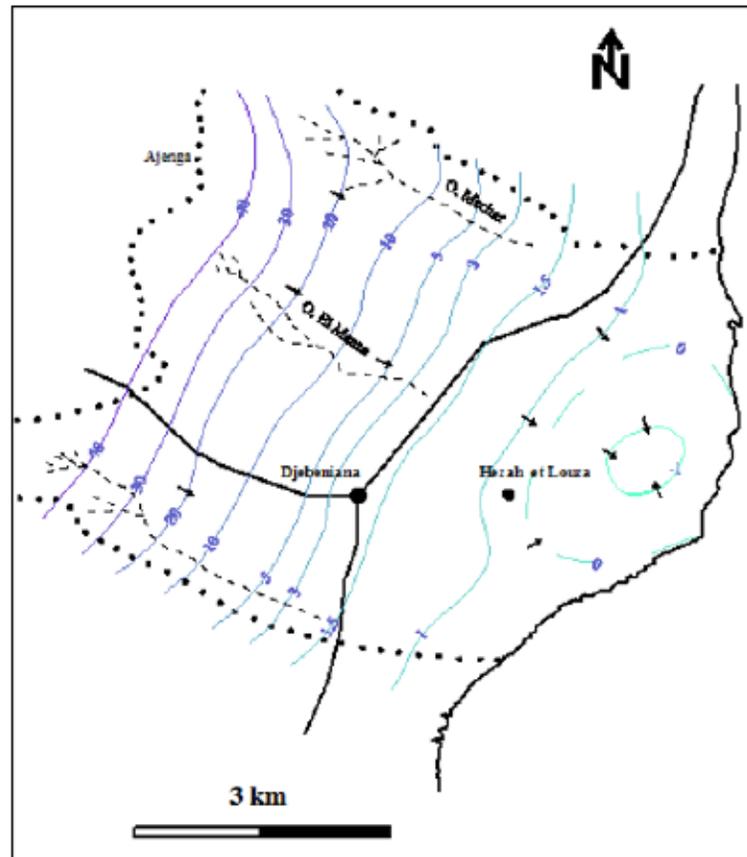
L'étude spécifique de la nappe phréatique de Djébeniana est d'une grande importance dans ce travail car il s'agit de la nappe la plus surexploitée et la plus menacée par l'intrusion marine dans la région de Djébeniana. La carte piézométrique établie en 1970 par Hajjem (1980) (Figure 23) montre que l'écoulement de la nappe phréatique s'effectue suivant une direction WNW-ESE, pour se déverser dans la mer qui constitue l'exutoire naturel. Selon cette carte, le niveau piézométrique varie de 20 m en amont de la plaine de Djébeniana à 2 m au niveau de la zone côtière. Toutes les courbes isopièzes sont parallèles à la côte (Figure 23). Cependant, des concavités observées au niveau des lits des oueds montrant leur rôle dans la recharge de la nappe phréatique (Bel Mabrouk, 2019).



**Figure 23**  
**Carte piézométrique de la nappe phréatique de Djébeniana montrant l'état de 1970 (Hajjem, 1980 in Bel Mabrouk, 2019)**

La carte piézométrique établie en 1992 par Maliki (1994) (Figure 24) dans la région de Djébeniana montre clairement la perturbation de l'écoulement des eaux souterraines dans la zone côtière H'zeg et El Louza (perturbation de l'allure des isopièzes). Cette perturbation a été causée par une exploitation intense et locale de la nappe à la suite de la création des puits au niveau des zones côtières H'zeg et El Louza. La carte piézométrique (Figure 24) illustre trois directions d'écoulement des eaux souterraines (1) un écoulement de direction WNW-ESE, (2) un écoulement de direction SW au NE et (3) un écoulement de direction radial (avec une composante venant de la mer vers le

continent). Les deux dernières directions d'écoulement (2 et 3) définissent essentiellement la dépression qui apparaît dans la région de H'zeg. Cette dépression présente des piézométries qui peuvent atteindre -3m.



**Figure 24**  
**Carte piézométrique de la nappe phréatique de Djébeniana montrant l'état de 1992 (Maliki, 1994 in Bel Mabrouk, 2019)**

La carte piézométrique dressée en 2018 par Bel Mabrouk (2019) (Figure 25) présente une piézométrie qui varie globalement de 35 m en amont jusqu'à -15 m dans la zone côtière de H'zeg et El Louza, où l'anomalie associée au rabattement ne cesse d'augmenter. La perturbation des isopièzes de la zone littorale s'aggrave de plus en plus, reflétant la demande continue de l'eau. La zone de dépression dans les régions de



Le développement des activités agricoles dans la région de Djébeniana entraîne une augmentation de la demande en eau pour l'irrigation. Pourtant, les ressources en eau disponibles dans cette zone sont limitées sur le plan quantitatif et qualitatif. Selon Bel Mabrouk (2019), la nappe phréatique de Djébeniana est actuellement fortement exploitée et présente un bilan hydrologique négatif, avec un déficit de  $7,84 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$  qui se traduit par une baisse du niveau piézométrique (-15 m) surtout dans la zone côtière de la plaine de Djébeniana (Hzag, El louza et Bousmir). Cette situation résulte essentiellement de la surexploitation de la nappe phréatique, notamment à travers le nombre accru de puits de surface. Cette nappe superficielle se trouve dans une situation extrêmement critique, avec un taux d'exploitation en 2018 d'environ 334% (Tableau 7) (Bel Mabrouk, 2019).

**Tableau 7**  
**Bilan hydrologique de la nappe phréatique de Djébeniana en 2018 (Bel Mabrouk, 2019)**

Entrée (Mm <sup>3</sup> /an)	Sortie (Mm <sup>3</sup> /an)	Déficit (Mm <sup>3</sup> /an)	Taux d'exploitation (%)
3,35	11,19	7,84	334

### *2.8 Récapitulatif*

La région d'étude est située au nord du bassin de Sfax dans le Sud-Est tunisien. Elle est limitée à l'Est, par la mer Méditerranée, au Nord, par la limite du gouvernorat de Mahdia, au Sud, par la délégation Al Amra et à l'Ouest, par la délégation Elhencha. Elle fait partie d'un domaine faiblement affecté par la tectonique récente. La région de Djébeniana se caractérise par un climat de type méditerranéen marqué par des étés chauds et des hivers relativement doux. Le régime pluviométrique dans la région de Djébeniana, se caractérise par une irrégularité annuelle et mensuelle avec des faibles pluviométries en saison estival (juin, juillet, août), et des précipitations relativement

importantes en hiver et en automne. Sur le plan hydrostratigraphique, la région de Djébeniana représente un grand bassin (le bassin de Sfax), qui renferme trois niveaux aquifères, logés dans des formations géologiques d'âges Plio-Quaternaire au Miocène. La nappe phréatique est constituée généralement par des formations sableuses lenticulaires intercalées avec des argiles sableuses et limoneuses appartenant aux dépôts Plio-Quaternaire de la Formation Ségui. Elle est logée dans deux niveaux aquifères sablo-argileux plus au moins communiquant. L'exploitation de cette nappe est facile et économe ce qui fait que plusieurs puits anarchiques et illicites y ont été mis en place. L'extension des zones urbaines, industrielles et agricoles le long de la côte de Djébeniana augmentent les besoins en eau souterraine. De ce fait, la nappe phréatique devient vulnérable. Elle est menacée par un abaissement de son niveau piézométrique, une dégradation de sa qualité chimique engendrée principalement par l'intrusion marine. Les cartes piézométriques de la nappe phréatique indiquent l'existence d'un rabattement qui peut atteindre des valeurs importantes au niveau des régions côtières telles que Louza, Hazag et Bousmir. Dans ces zones, l'écoulement des eaux souterraines, qui s'effectue toujours dans une seule direction vers la mer, qui est le seul débouché naturel, a connu une nette perturbation. Elle est devenue radiale vers la dépression piézométrique ainsi créée. Le bilan hydrologique de la nappe a enregistré un déficit dû essentiellement à une surexploitation intensive et localisée. Les formations argilo sableuses relativement perméables, localisées entre l'aquifère superficiel et l'aquifère profond, correspondent à l'aquifère semi-profond. Ce dernier est formé de trois niveaux aquifères logés dans des formations géologiques d'âge Mio-Plio-Quaternaire. Ces niveaux sont souvent communicants entre eux à travers des couches semi-perméables constitués d'argiles sableuses et de sables argileux. La nappe profonde logée dans les niveaux sableux du Miocène supérieur correspondant à la Formation Oum Douil. Les eaux souterraines de cette nappe profonde, sont moins accessibles aux petits projets agricoles, nécessitent des forages plus coûteux et sont donc principalement utilisées par le secteur industriel.

### **CHAPITRE 3 : ÉVALUATION CHIMIQUE ET ISOTOPIQUE DES PROCESSUS DE SALINISATION DES EAUX SOUTERRAINES DANS L'AQUIFÈRE CÔTIER DE DJEBENIANA, TUNISIE**

Ce chapitre correspond en grande partie à un article a fait l'objet d'une publication (rédigée en anglais) dans le périodique scientifique *Applied Geochemistry*.

Moussaoui I, Rosa E, Cloutier V, Neculita CM, Dassi L. 2023. Chemical and isotopic evaluation of groundwater salinization processes in the Djebeniana coastal aquifer, Tunisia. *Applied Geochemistry*, volume 149, 105555.

Resumé :

Cette étude vise à identifier les sources de la salinité dans les aquifères du bassin de Djebeniana (Tunisie). Vingt-cinq échantillons d'eau souterraine provenant de l'aquifère phréatique du Plio-Quaternaire (PQ) et de l'aquifère profond du Miocène ont été analysés pour les ions majeurs/mineurs, les éléments traces et les isotopes stables de la molécule d'eau ( $\delta^{18}\text{O}$  -  $\delta^2\text{H}$ ), du chlore ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) et du bromure ( $\delta^{81}\text{Br}$ ). Deux groupes d'échantillons présentant des compositions chimiques distinctes ont été identifiés. Les échantillons du groupe I correspondent à des eaux minéralisées en Na-Cl. Les échantillons du groupe II correspondent à des eaux du faciès chimique Ca-SO<sub>4</sub> présentant une salinité plus faible que le groupe I. La distribution spatiale des échantillons associés à ces groupes permet d'évaluer les processus hydrogéochimiques associés à la salinisation des eaux souterraines, soit (1) la recharge récente par les eaux de pluie dissolvant les sels et entraînant la migration descendante de l'eau salée dans les parties supérieures du système d'écoulement des eaux souterraines, (2) l'intrusion d'eau de mer dans les parties inférieures de l'aquifère côtier, (3) les réactions d'échange ionique provoquées par l'intrusion d'eau de mer, et (4) la recharge de la nappe par le retour des eaux d'irrigation évaporées, principalement dans la zone côtière. Un modèle conceptuel de salinisation des eaux souterraines a été réalisé pour supporter une meilleure gestion des ressources en eaux souterraines de la région.

### *3.1 Introduction*

De nombreuses régions côtières sont densément peuplées et on estime qu'environ la moitié de la population mondiale vit à moins de 60 km des océans et des côtes (Zghibi et al., 2014). Au cours des dernières décennies, les prélèvements d'eau souterraine dans les régions côtières ont augmenté progressivement pour répondre aux besoins des populations et de l'économie en expansion (Zghibi et al., 2014). En conséquence, de nombreux aquifères côtiers sont aujourd'hui affectés par la salinisation (Tarhouni et al., 2002 ; Montety et al., 2008 ; Zghibi et al., 2014 ; Du et al., 2015 ; Najib et al., 2016 ; Eissa et al., 2016 ; Ben Hamouda et al., 2019 ; Telahigue et al. 2020). Dans plusieurs cas, la salinisation des eaux souterraines peut être expliquée par l'intrusion d'eau salée de la mer vers les aquifères côtiers (Zghibi et al., 2014 ; Ben Hamouda et al., 2019 ; Telahigue et al., 2020). L'infiltration des eaux d'irrigation utilisées pour l'agriculture peut également contribuer à la salinisation, en particulier lorsque des engrais sont utilisés (Ma et al., 2005 ; Dassi et al., 2018). Les sources géogènes de salinité peuvent également contribuer à la salinisation des eaux souterraines en raison des interactions entre l'eau et la roche, en particulier lorsque les évaporites sont en contact avec l'eau, que ce soit dans les zones saturées ou non saturées (Tarki et al., 2020). Parmi les différentes régions côtières du monde, les impacts sur la quantité et la qualité des eaux souterraines augmentent dans les plaines côtières de la rive sud méditerranéenne, particulièrement pour les aquifères superficiels d'Afrique du Nord (Edmunds et al., 1987 ; Vengosh et al., 1994).

La Tunisie est confrontée depuis de nombreuses années à des défis fondamentaux en matière de gestion de l'eau dans les zones côtières arides et semi-arides (Zghibi et al., 2019). En effet, au cours des dernières décennies, les activités anthropiques, y compris l'urbanisation et l'industrialisation, la croissance rapide de la population, la concurrence croissante pour les ressources en eau, ainsi que le changement climatique, ont conduit à l'intrusion de l'eau de mer dans les aquifères côtiers (Belhouchette et al., 2022). Par conséquent, les gestionnaires des ressources en eaux souterraines des aquifères côtiers

tunisiens ont aujourd'hui grand besoin de réglementations et de mesures socio-économiques appropriées pour soutenir la durabilité de cette ressource (Belhouchette et al., 2022).

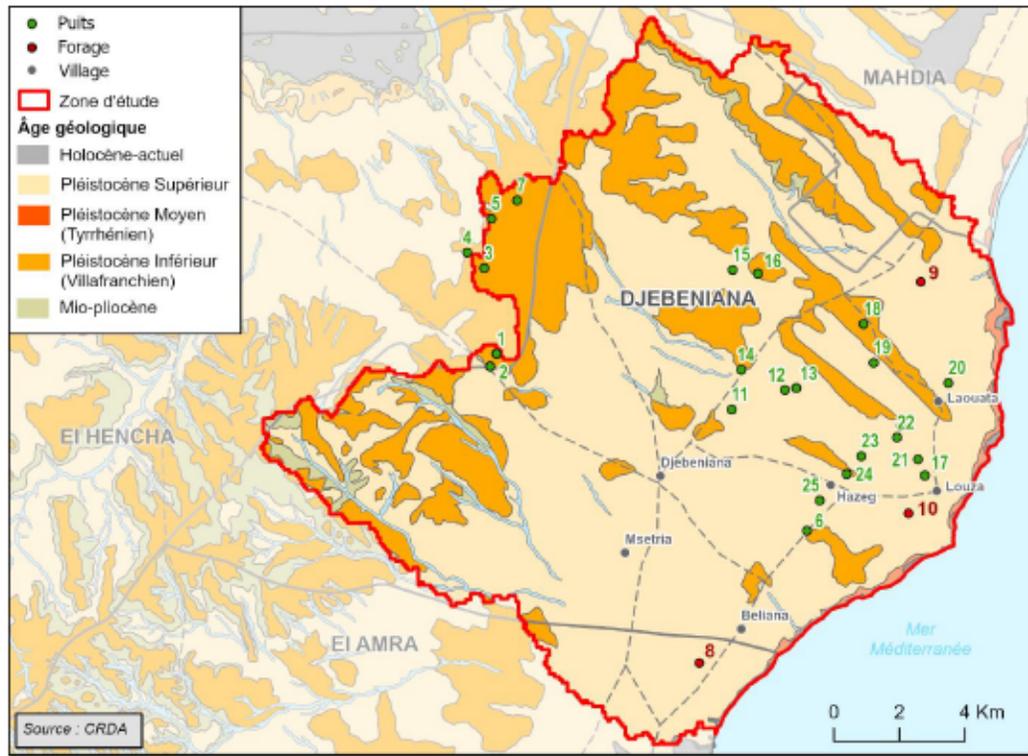
En Tunisie, on estime que moins de la moitié des ressources en eau souterraine présente une salinité respectant le seuil de potabilité ( $< 1,5$  g/L) (African Water Facility, 2016). La région semi-aride de Djébeniana (sud-est de la Tunisie) est affectée, comme la plupart des pays de la rive sud de la Méditerranée, par le manque et la pénurie d'eau (Mhamdi et al., 2022). La région a récemment été touchée par des sécheresses importantes qui ont eu un impact sur les ressources en eau souterraine (Fedrigoni et al., 2001 ; Maliki et al., 2000). L'exploitation des eaux souterraines dans cette région, en particulier autour de la frange côtière, a conduit à un rabattement significatif des niveaux piézométriques dans la zone surexploitée et à l'intrusion d'eau salée dans l'aquifère côtier. L'expansion des superficies irriguées a également entraîné une augmentation incontrôlée du nombre de puits privés installés de manière anarchique dans la zone de Djébeniana, provoquant un prélèvement excessif des eaux souterraines (CRDA Sfax, 2018). La recharge des nappes dans la région est actuellement inférieure au volume d'eau utilisé pour l'agriculture, au point que le niveau des eaux souterraines a abaissé d'environ 10 m en 5 ans (Fedrigoni et al., 2001). Il est donc nécessaire de mieux planifier la gestion des ressources en eau souterraine de manière à assurer le développement durable dans la région de Djébeniana.

S'inscrivant dans ce contexte, ce chapitre vise à évaluer les processus de salinisation des eaux souterraines dans l'aquifère superficiel Plio-Quaternaire de la région de Djébeniana. L'approche se concentre sur l'analyse de données géochimiques (ions majeurs et éléments traces) et isotopiques  $\delta^2\text{H}$ ,  $\delta^{18}\text{O}$ ,  $\delta^{37}\text{Cl}$  et  $\delta^{81}\text{Br}$  et sur la conceptualisation des processus de salinisation des nappes.

### 3.2 Matériels et méthodes

#### 3.2.1 Procédures d'échantillonnage

Vingt-cinq échantillons d'eau souterraine ont été prélevés pour évaluer la composition chimique et isotopique des eaux souterraines dans la région de Djébeniana. Les échantillons ont été prélevés en novembre 2020 au sein de 22 puits privés captant la nappe du Plio-Quaternaire (PQ) (profondeur de 30 à 40 m) et de 3 forages profonds captant la nappe du Miocène [(9) Forage Botria avec une profondeur de 510 m ; (10) Forage Hzag avec une profondeur de 490 m ; (8) Forage Beliana avec une profondeur de 520 m], les données sur les installations de forage n'existent pas, étant donné qu'il s'agit d'anciens forages (Figure 26). Pour obtenir des échantillons d'eau souterraine représentatifs, les puits ont été purgés jusqu'à ce que les paramètres physico-chimiques (température, conductivité électrique (CE), potentiel d'oxydo-réduction (POR), pH et oxygène dissous (OD)), mesurés à l'aide d'un analyseur Consort C535, présentent des valeurs stabilisées. Après la purge du puits, les échantillons destinés aux analyses de laboratoire ont été filtrés sur place à travers des membranes de 0,45 µm et stockés dans des bouteilles en polyéthylène. Une aliquote d'eau a été prélevée dans une bouteille de 100 ml pour les analyses chimiques (éléments majeurs/mineurs et oligo-éléments). Une deuxième aliquote d'eau a été conservée dans une bouteille de 60 mL pour les analyses de la composition isotopique de la molécule d'eau ( $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ ). Une troisième aliquote a été collectée dans une bouteille de 1 L pour les analyses de la composition isotopique du chlore ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) et du brome ( $\delta^{81}\text{Br}$ ). Après la collecte, les échantillons ont été étiquetés, expédiés par avion de la Tunisie à un laboratoire analytique accrédité situé dans la province de Québec (Canada) et stockés à 4°C jusqu'à la réalisation d'autres analyses. Les échantillons pour les analyses des ions majeurs et des métaux traces ont été acidifiés à  $\text{pH} \leq 2$  avec  $\text{HNO}_3$  dès leur réception au laboratoire au Québec.



**Figure 26**  
**Carte de localisation des points d'eau échantillonnés dans bassin de Djébeniana, Tunisie**



**Figure 27**  
**Campagne d'échantillonnage pour les analyses chimiques en novembre 2020**

Les analyses chimiques ont été effectuées par un laboratoire accrédité du ministère de l'Environnement du Québec, selon les procédures normalisées du CEAEQ (Centre

d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec) (CEAEQ, 2021). Les cations majeurs ( $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$ ), les cations mineurs et les métaux et métalloïdes traces (Al, Ag, As, B, Ba, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Sr, Sb, Te, Ti, U, V, Zn) ont été analysés par spectrométrie de masse à plasma inductif (ICP-MS, 7300 Agilent MassHunter). Les anions ( $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Br^-$ ) ont été mesurés par chromatographie ionique (IC, Dionex ICS-2100). L'alcalinité a été mesurée par titrage à un pH de 4,5. Le fluorure ( $F^-$ ) a été déterminé à l'aide de la méthode colorimétrique.

Les analyses  $\delta^{18}O$ - $\delta^2H$  ont été effectuées au Environmental Isotopes Laboratory (EIL) de l'Université de Waterloo (ON, Canada). Les analyses ont été effectuées à l'aide d'un spectromètre de masse OA-ICOS (Off-Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy) de LGR (Los Gatos Research), modèle T-LWIA-45-EP. Ci-après, toutes les valeurs  $\delta^{18}O$ - $\delta^2H$  sont exprimées en unités pour mille (‰) par rapport à au Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW), avec une précision ( $2\sigma$ ) de  $\delta^{18}O = \pm 0,2$  ‰ et  $\delta^2H = \pm 0,8$  ‰. Les analyses pour  $\delta^{37}Cl$  et  $\delta^{81}Br$  ont également été effectuées au laboratoire EIL. Ci-après, les valeurs  $\delta^{37}Cl$  sont exprimées en ‰ par rapport au Standard Mean Ocean Chloride (SMOC) et les valeurs  $\delta^{81}Br$  sont exprimées en ‰ par rapport au Standard Mean Ocean Bromide (SMOB). Pour les analyses  $\delta^{37}Cl$ , les étalons utilisés comprennent le SMOC et deux étalons internes différents, l'un enrichi et l'autre appauvri par rapport au SMOC. Pour les analyses  $\delta^{81}Br$ , les standards utilisés incluent le SMOB et deux standards internes, l'un enrichi et l'autre appauvri par rapport au SMOB. Les valeurs de  $\delta^{37}Cl$  ont été déterminées selon la méthode décrite dans Shouakar-Stash et al. (2005a), où le chlorure dissous est converti en chlorure de méthyle ( $CH_3Cl$ ). Le bromure a été converti en bromure de méthyle ( $CH_3Br$ ) selon la méthode présentée dans Shouakar-Stash et al. (2005b). Les analyses permettent d'obtenir une précision de  $\pm 0,1$  ‰ pour les deux isotopes ( $\delta^{37}Cl$  et  $\delta^{81}Br$ ).

### 3.2.2 Analyses statistiques

Les matrices de corrélation, présentées sous forme de "heatmaps", ont été construites à l'aide de la fonction "heatmap.2" du package R "gplots" (Warnes et al., 2016), en suivant l'approche décrite dans Bondu et al. (2020). Dans cette approche, qui prend en compte la nature compositionnelle des données géochimiques, les coefficients de corrélation sont codés par couleur et les variables sont classées en fonction de leur similarité sur la base d'une analyse de cluster hiérarchique (Reimann et al., 2017). Une analyse hiérarchique classique a également été appliquée à la base de données géochimiques pour soutenir l'interprétation à l'aide de XLSTAT (Addinsoft, 2020). La préparation des données pour cette HCA a été basée sur la méthodologie décrite dans Cloutier et al. (2008) et comprend la transformation logarithmique des concentrations de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{Br}^-$  car elles ne suivaient pas une distribution normale selon le test de Shapiro-Wilk. Les distributions des concentrations de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{F}^-$  et  $\text{Sr}^{2+}$  suivaient une distribution normale d'après le test de Shapiro-Wilk. Les six distributions lognormales et les cinq distributions normales ont ensuite été normalisées en soustrayant la concentration moyenne de la distribution de la valeur de la concentration pour chaque échantillon (et chaque paramètre) et en divisant par l'écart type de la distribution (Davis, 2002), garantissant ainsi que chaque variable soit pondérée de manière égale. L'ACS a été réalisée en utilisant la distance euclidienne comme mesure de distance entre les échantillons et la méthode de Ward comme règle de liaison.

## 3.3 Résultats

### 3.3.1 Composition chimique de l'eau

Le résumé statistique des données hydrochimiques disponibles pour 22 échantillons de la nappe phréatique du Plio-Quaternaire de la région de Djébeniana est fourni dans le Tableau 8, tandis que l'ensemble des données, y compris les trois échantillons de l'aquifère du Miocène, est fourni dans l'Annexe A. Les bilans ioniques ont été calculés

à l'aide du logiciel DIAGRAMMES (Simler, 2009). La moyenne de l'équilibre ionique est d'environ 1,6 % et 1,3 % pour les échantillons de l'aquifère superficiel du Plio-Quaternaire et l'aquifère profond du Miocène, respectivement. Les eaux souterraines échantillonnées sont neutres, avec des valeurs de pH allant de 7,11 à 7,55. Ces valeurs de pH se trouvent dans la limite admissible indiquée par l'OMS (2008). Les températures des eaux souterraines varient entre 19,7°C et 23,9°C. La CE de l'eau varie entre 3,5 en amont et 10,7 mS/cm en aval.  $\text{Na}^+$  et  $\text{Ca}^{2+}$  sont les cations dominants dans les eaux souterraines ( $\text{Na}^+$  (75% - 23%) >  $\text{Ca}^{2+}$  (67% - 17%) >  $\text{Mg}^{2+}$  (15% - 1%) >  $\text{Sr}^{2+}$  (1% - 0%) >  $\text{K}^+$  (1% - 0%)), tandis que  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{Cl}^-$  sont les anions dominants dans ces eaux ( $\text{SO}_4^{2-}$  (81% - 23%) >  $\text{Cl}^-$  (77% - 19%) >  $\text{HCO}_3^-$  (7% - 1%) >  $\text{NO}_3^-$  (2% - 0%) >  $\text{Br}^-$  (<1%) >  $\text{F}^-$  (<1%)). Les concentrations de fluorure varient de 1,22 mg/L en amont à 2,44 mg/L en aval.

**Tableau 8**  
**Résumé statistique des résultats chimiques de 22 puits de l'aquifère PQ**

Paramètres	Min	Max
T (°C)	19,7	23,9
pH	7,1	7,5
CE (mS/cm)	3,5	10,7
Cl <sup>-</sup>	362	4985,5
Na <sup>+</sup>	234,8	2157
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	962	2470
Mg <sup>2+</sup>	14	335
Ca <sup>2+</sup>	495,5	1447,5
K <sup>+</sup>	5	32
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	78	200
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,3	78,3
NO <sub>2</sub>	0,005	0,05
NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub>	1,36	78,3
Br <sup>-</sup>	0,9	14,4
Sr <sup>2+</sup>	6	22
B	0,001	1,9
F <sup>-</sup>	1,2	2,44
Si	20,6	41,1
Fe <sup>2+</sup>	0,005	0,005
Cr	0,002	0,0003
Ni	0,0025	0,016
Sn	0,001	0,001
S <sup>2-</sup>	0,015	0,015
Ba	0,001	0,027
Ti	0,005	0,01
U	0,001	0,036
Al	$3 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-3}$
Mn	$2,5 \times 10^{-4}$	0,065
Cu	$2,5 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-4}$
Cd	$1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-5}$
Ag	$5 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-5}$
As	$2,5 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-4}$
Be	$2,5 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-4}$
Bi	$2,5 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-4}$
Co	$2,5 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-4}$
Mo	$2,5 \times 10^{-4}$	0,007
Pb	$8,5 \times 10^{-5}$	0,012

Tableau 8 suite

Paramètres	Min	Max
Sb	$5 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-5}$
Se	$2,5 \times 10^{-4}$	0,022
Te	$2,5 \times 10^{-4}$	0,004
Zn	$5 \times 10^{-4}$	0,513

Concentrations exprimées en mg/L, sauf indication contraire. Concentration de  $\text{HCO}_3^-$  (mg/L) =  $1,22 \times$  Alcalinité en  $\text{CaCO}_3$  (mg/L). Les valeurs < LD sont rapportées comme étant égales à LD/2.

### 3.3.2 Compositions isotopiques de l'eau, du chlore et du brome

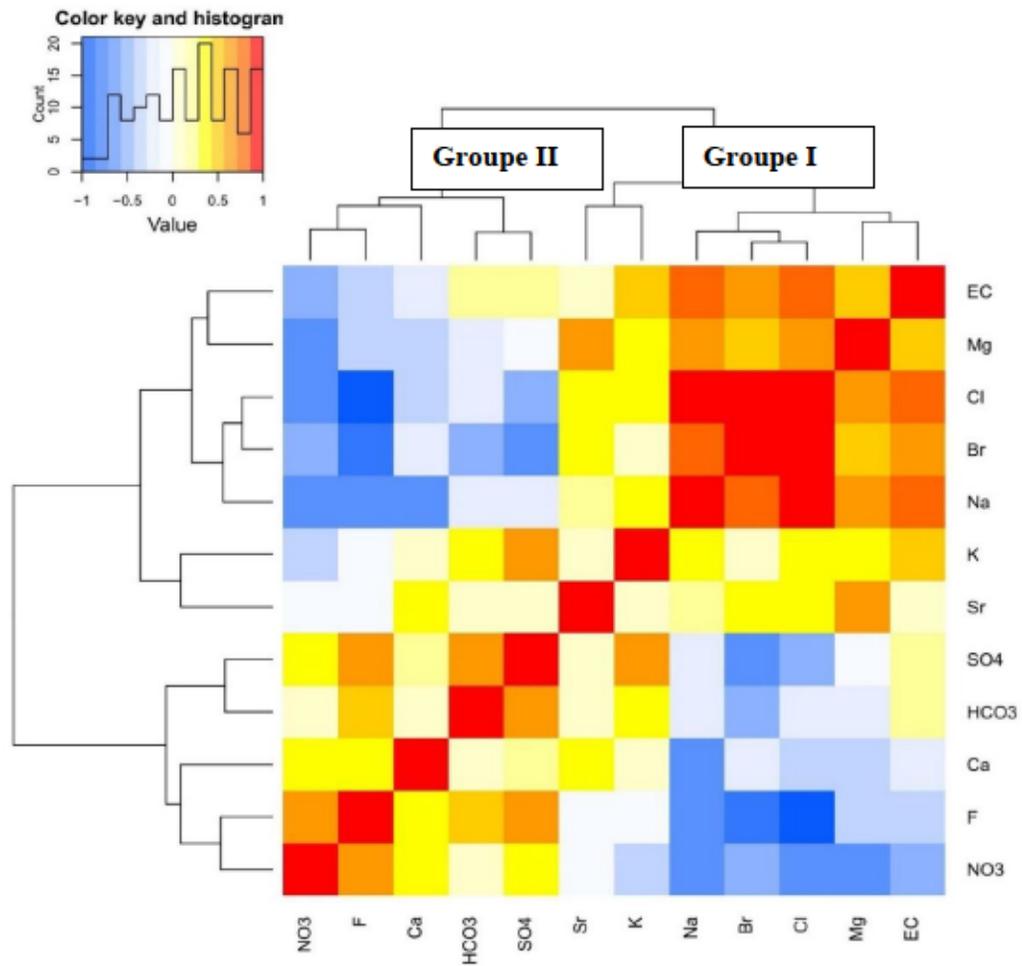
Les compositions isotopiques de l'eau échantillonnée sont présentées dans le Tableau 9, tandis que l'ensemble des données est fourni dans l'Annexe B. Les valeurs  $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$  mesurées pour la nappe phréatique du Plio-Quaternaire se situent entre -5,26‰ et -3,7‰ et entre -34,8‰ et -25‰, respectivement. Dans l'ensemble, les valeurs  $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$  sont positivement corrélées avec la salinité, comme observé dans d'autres contextes comparables (Du et al., 2015). En comparaison, les eaux souterraines profondes du Miocène présentent des valeurs  $\delta^{18}\text{O}$  et  $\delta^2\text{H}$  qui varient de -6,43‰ à -6,29‰ et de -39,92‰ à -39,77‰, respectivement. Les valeurs de  $\delta^{37}\text{Cl}$  de la nappe phréatique du Plio-Quaternaire varient entre -0,77‰ et 0,16‰ alors qu'elles varient entre -0,36‰ et -0,22‰ dans la nappe profonde du Miocène. Les valeurs  $\delta^{81}\text{Br}$  pour les eaux de l'aquifère superficiel du Plio-Quaternaire varient entre 0,21‰ et 0,54‰, tandis que la valeur de  $\delta^{81}\text{Br}$  pour les eaux profondes était de 0,37‰ dans le forage de Hzag. La concentration de bromure des autres échantillons du Miocène était trop faible pour permettre les analyses isotopiques.

**Tableau 9**  
**Résumé statistique des résultats isotopiques de 22 puits de l'aquifère PQ et de 3 forages profonds de l'aquifère Miocène**

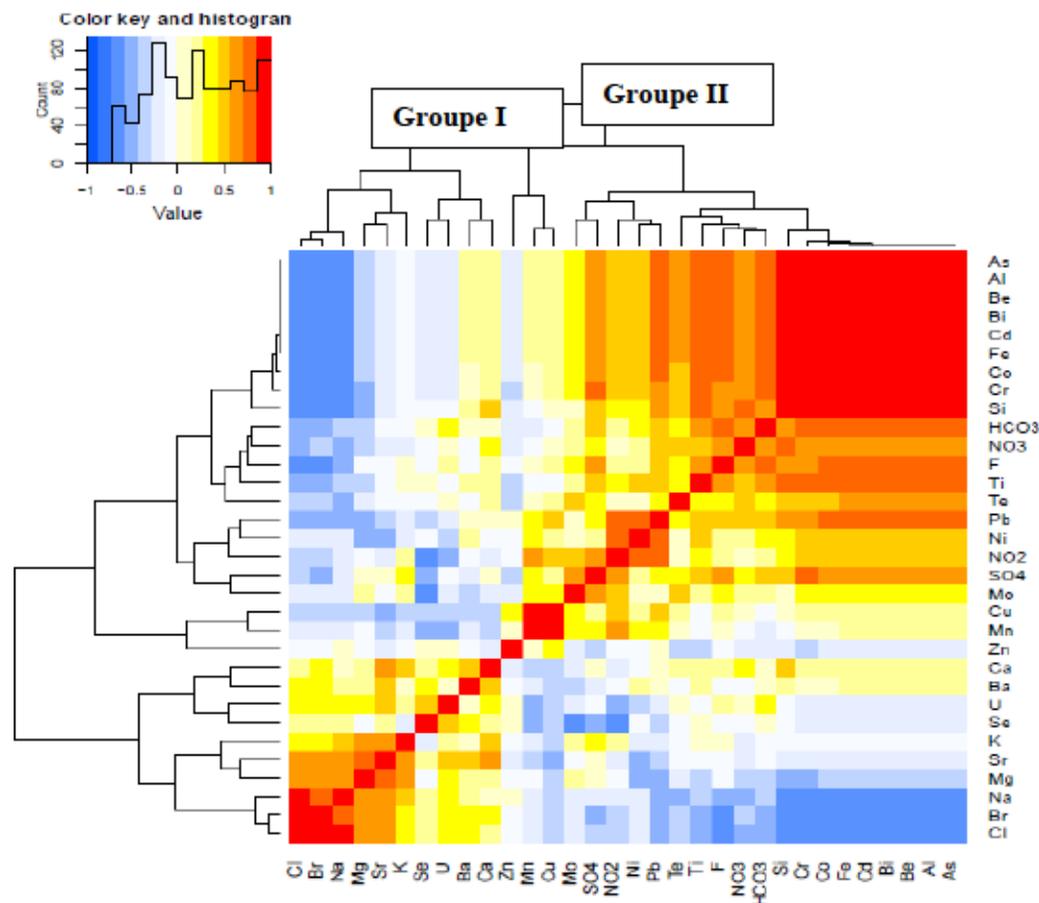
Isotope	Nappe phréatique PQ (n=22)			Nappe profonde du Miocène (n=3)		
	Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne
$\delta^{18}\text{O}$ (‰ vs. VSMOW)	-5,26	-3,7	-4,3	-6,43	-6,29	-6,36
$\delta^2\text{H}$ (‰ vs VSMOW)	-34,8	-25	-28,1	-39,92	39,77	-39,83
$\delta^{81}\text{Br}$ (‰ vs SMOB)	0,21	0,54	0,30	0,37	0,37	0,37
$\delta^{37}\text{Cl}$ (‰ vs SMOC)	-0,77	0,16	-0,14	-0,36	-0,22	-0,31

### 3.3.3 Analyses statistiques

La carte thermique produites pour les principaux constituants dissous (Figure 28) permet d'identifier deux groupes de substances chimiques dans la région étudiée. Le premier groupe (Groupe I) comprend les ions  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{Sr}^{2+}$ , et le second (Groupe II) comprend les ions  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{F}^-$  et  $\text{NO}_3^-$ . Une carte thermique supplémentaire a été créée en ajoutant des éléments traces. Cette dernière suggère la présence de deux groupes principaux de constituants dissous (Figure 29). Les éléments du premier groupe (Groupe I) sont des constituants typiques de l'eau de mer ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{Sr}^{2+}$ ), tandis que le groupe II est dominé par des métaux montrant de fortes corrélations positives avec les anions  $\text{F}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{HCO}_3^-$ .



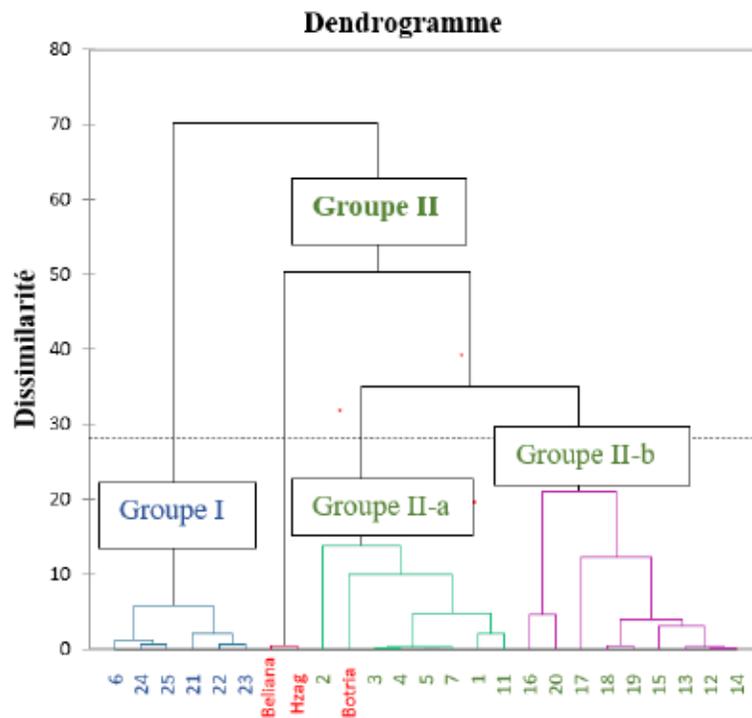
**Figure 28**  
**Carte thermique de corrélation pour les échantillons d'eau souterraine sur la base des principaux éléments chimiques (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère du PQ)**



**Figure 29**  
**Carte thermique de corrélation pour les échantillons d'eau souterraine sur la base des principaux éléments chimiques avec éléments traces, (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère du PQ)**

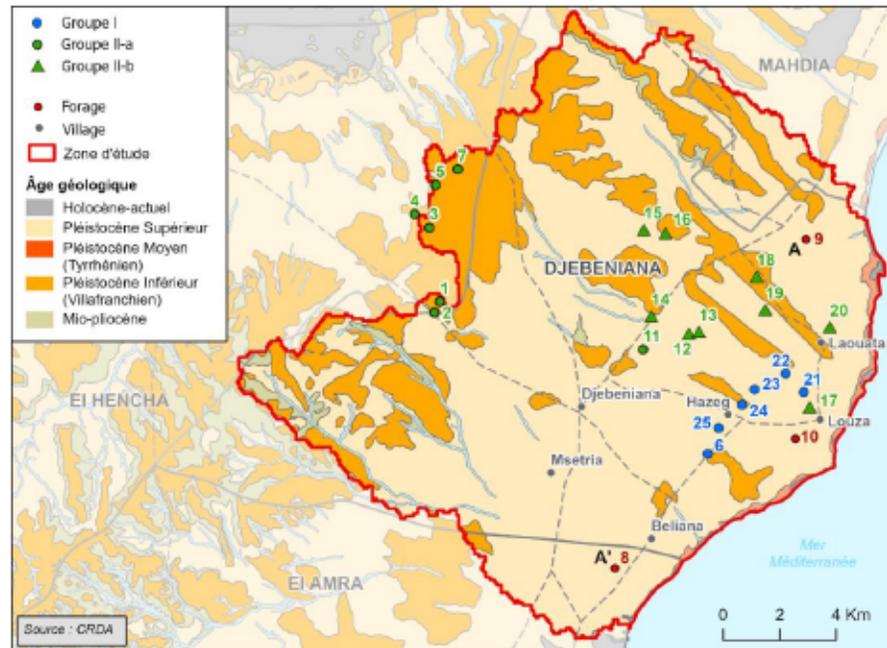
L'analyse de regroupement hiérarchique (CAH, Classification Ascendante Hiérarchique) suggère également la présence de deux groupes principaux d'échantillons (Figure 30). Le Groupe I comprend 6 échantillons côtiers prélevés dans la zone agricole. Ces échantillons sont caractérisés par une CE élevée (Figure 28), avec les ions  $\text{Na}^+$  (1010,7 mg/L de moyenne) et  $\text{Cl}^-$  (2701,6 mg/L de moyenne) dominants. Les eaux du Groupe II sont caractérisées par une CE faible à moyenne. Dans ces eaux, les ions dominants sont le  $\text{SO}_4^{2-}$  (241,8 mg/L de moyenne) et le  $\text{Ca}^{2+}$  (115,4 mg/L de moyenne). D'après la CAH (Figure 30), les échantillons plio-quatérnaires du Groupe II

peuvent être divisés en deux sous-groupes principaux (Figure 30). Le Groupe II-a comprend principalement les échantillons provenant de la partie amont du système aquifère et le Groupe II -b comprend les échantillons situés dans la partie centrale du système aquifère ainsi que deux échantillons situés dans la zone côtière urbaine (puits 17 et 20) (Figure 31).



**Figure 30**

**Analyse de regroupement hiérarchique : dendrogramme des échantillons individuels (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère PQ).**

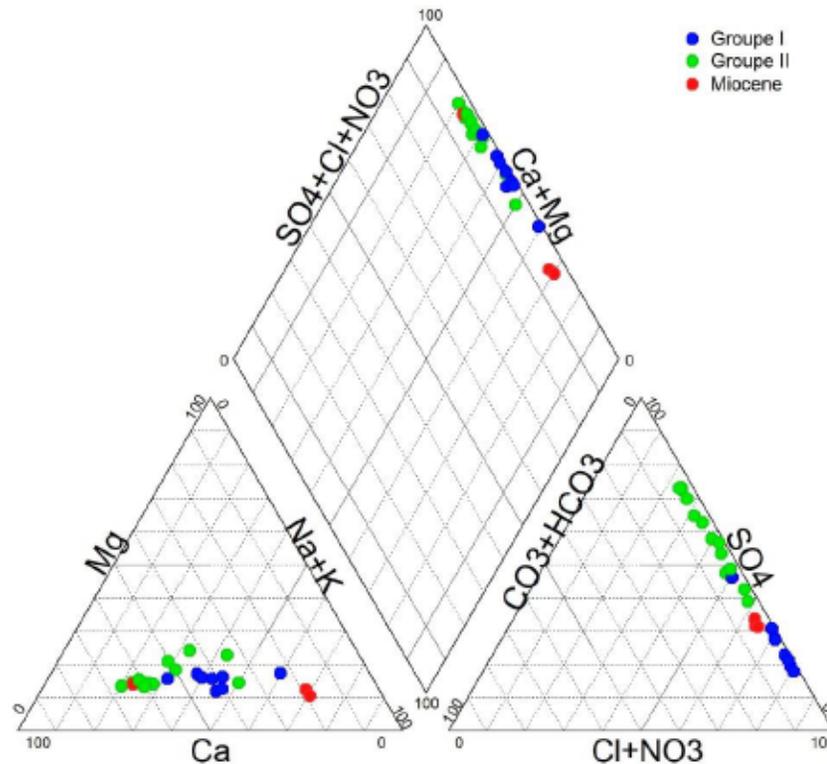


**Figure 31**  
**Distribution spatiale des groupes dans la zone d'étude (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère PQ)**

### 3.4 Discussion

#### 3.4.1 Intrusion d'eau de mer, rafraîchissement et processus d'échange d'ions

Les résultats des analyses chimiques des eaux des puits et des forages situés dans la région de Djébeniana permettent de tracer le diagramme de Piper. L'hydrofaciès chimique Na-Cl caractérise les eaux minéralisées du Groupe I et le faciès Ca-SO<sub>4</sub> caractérise les eaux du Groupe II (Figure 32).

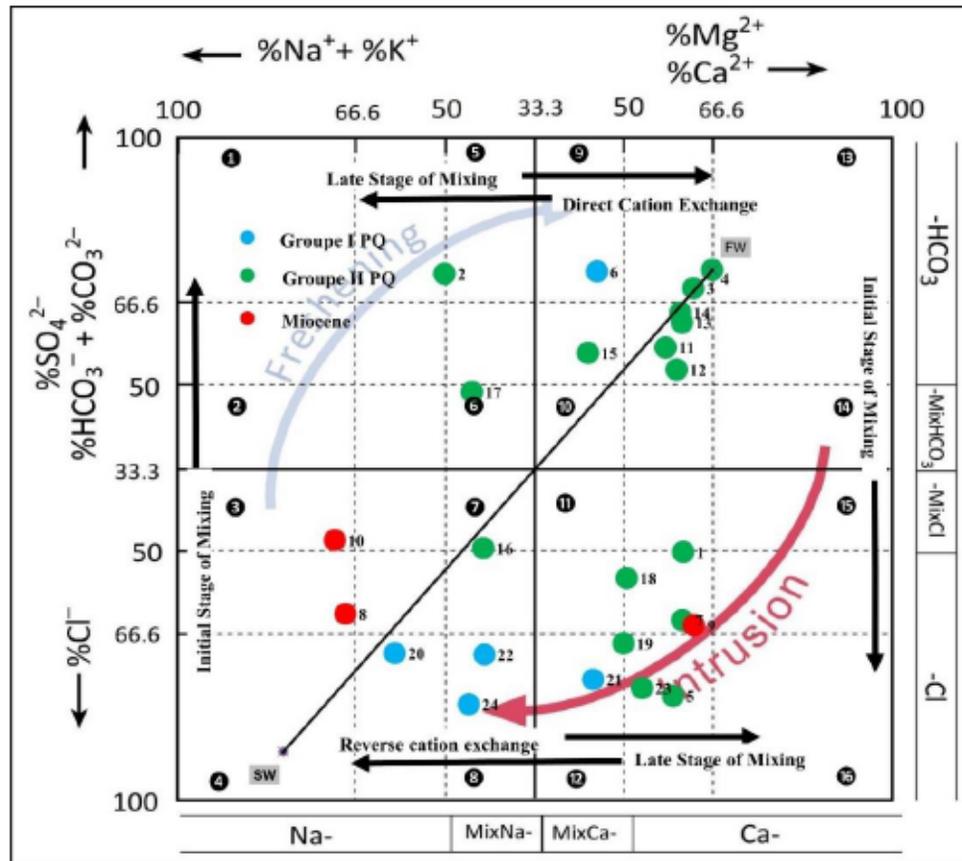


**Figure 32**  
**Diagrammes de Piper (1944)**

En complément aux diagrammes de Piper, un diagramme HFE-D a été produit pour évaluer les processus de recharge et d'intrusion d'eau de mer, comme suggéré par Gimenez-Forcada (2010). Le diagramme HFE-D montre que plus de 30% des échantillons tombent dans le champ d'intrusion d'eau de mer caractérisé par le faciès Ca-Cl (Figure 33 ; champ inférieur droit). Le diagramme HFE-D révèle en outre que plusieurs échantillons se répartissent entre les champs d'eau douce (FW) et d'eau de mer (SW). Les échantillons 4-3-11-12-13 et 14 se situent dans le champ FW qui est associé au faciès Ca-HCO<sub>3</sub>/SO<sub>4</sub> (Figure 33 ; champ supérieur droit). Alors que L'échantillon 20 se situe dans le quadrant du faciès Na-Cl (Figure 33 ; champ inférieur

gauche). À l'initiation de la phase d'intrusion d'eau de mer, la salinité de l'eau augmente en parallèle à l'échange cationique  $\text{Na}^+ - \text{Ca}^{2+}$ , ce qui entraîne la présence des eaux souterraines dans le faciès Ca-Cl (Figure 33 ; champ inférieur droit). Les eaux souterraines évoluent ensuite de Ca- $\text{HCO}_3/\text{SO}_4$  vers Ca-MixHCO /Mix $\text{SO}_4$  puis Ca-MixCl et enfin Ca-Cl (Figure 33 ; tendance à l'intrusion). A son tour, le faciès Ca-Cl évolue vers le faciès MixCa-Cl puis le MixNa-Cl et enfin vers le faciès Na-Cl.

Pendant la phase de rafraîchissement (freshening), les eaux souterraines gagnent du  $\text{Na}^+$  et cèdent du  $\text{Ca}^{2+}$  (en raison de l'échange direct des cations) jusqu'à ce que le faciès Na- $\text{HCO}_3/\text{SO}_4$  soit atteint (Figure 33 ; tendance au rafraîchissement). En général, le processus de rafraîchissement provoque des changements de faciès Na-Cl à Na-MixCl puis Na-Mix $\text{HCO}_3/\text{MixSO}_4$  et Na- $\text{HCO}_3/\text{SO}_4$ . Cependant, les eaux souterraines côtières de Débenna évoluent de Na-Cl à MixNa-MixCl puis MixCa- $\text{HCO}_3/\text{SO}_4$  ensuite Ca- $\text{HCO}_3\text{SO}_4$  (Figure 33; points 4-7-9-13). Les échantillons se situent dans l'hydrofaciès MixCa- $\text{HCO}_3/\text{SO}_4$  (Figure 33; points 9) suggèrent un effet l'imité de l'intrusion d'eau salée et un léger effet de la dissolution d'évaporites (Kalfi et al., 2021).



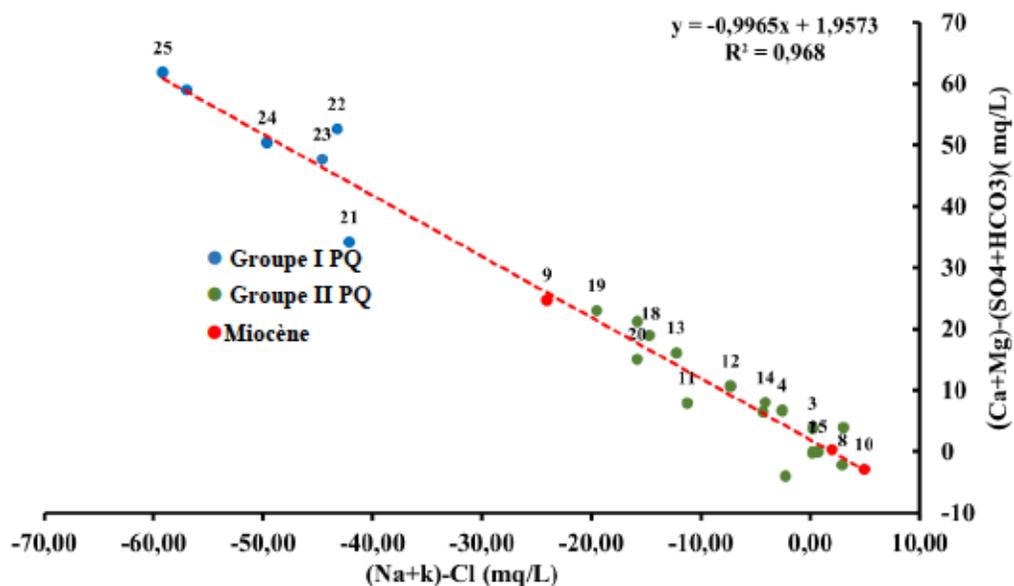
1. Na-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 2. Na-MixHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/MixSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 3. Na-MixCl, 4. Na-Cl, 5. MixNa-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 6. MixNa-MixHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ MixSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 7. MixNa-MixCl, 8. MixNa-Cl, 9. MixCa-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 10. MixCa-MixHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/Mix SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 11. MixCa-MixCl, 12. MixCa-Cl, 13. Ca-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 14. Ca- MixHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ MixSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 15. Ca-MixCl, 16. Ca-Cl.

**Figure 33**

**Diagramme HFE-D (Gimenez-Forcada, 2010) des eaux souterraines des nappes phréatiques du Quaternaire et profonde du Miocène (Groupe I et Groupe II pour l'aquifère PQ)**

Les échanges de bases se déroulent entre la formation aquifère et les eaux souterraines. Ils sont spécifiques aux minéraux argileux qui ont la capacité de fixer des ions ou des particules par adsorption et d'en libérer d'autres pour équilibrer leur charge électrostatique (Tarki, 2008). Les échanges de bases caractérisant le système aquifère

de Djébeniana sont illustrés par la corrélation inversement proportionnelle observée entre  $[(Ca+Mg)-(HCO_3+SO_4)]$  et  $(Na+K-Cl)$  (Garcia et al., 2001 in Dassi, 2004) suivant une ligne droite de pente -1, telle que présentée dans la Figure 34. En plus des échanges de bases, cette relation reflète également l'effet de mélange entre l'eau douce et l'eau de mer. Celui-ci est illustré sur le graphe par la superposition des points du Groupe I à l'extrémité gauche du graphe et du Groupe II et des forages Miocènes à l'extrémité droite du graphe.



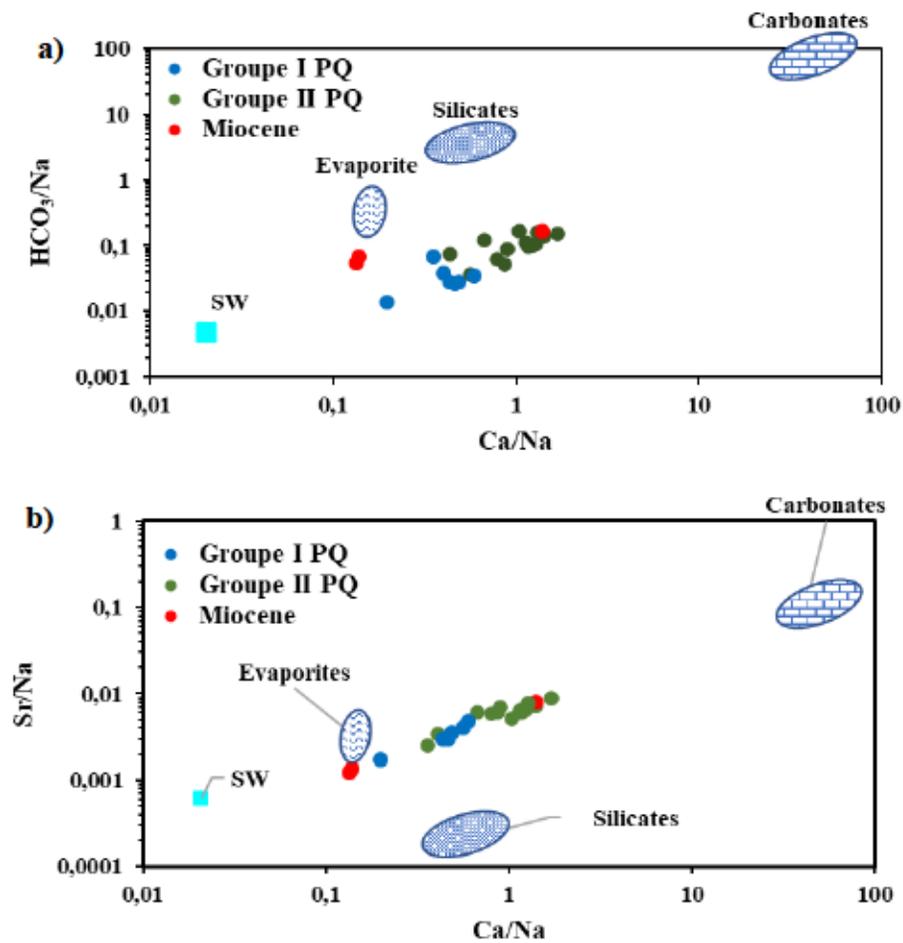
**Figure 34**  
Mise en évidence des échanges de base avec les minéraux argileux

### 3.4.2 Sources d'ions dissous

Les rapports molaires évalués à partir des données de composition chimique des eaux souterraines sont utilisés pour élucider les sources d'ions dissous dans les aquifères de Djébeniana. Outre l'intrusion de l'eau de mer, les processus d'altération des roches qui

se produisent dans le système aquifère exercent un contrôle important sur la composition chimique des eaux souterraines. Les roches telles que les sels (contenant les évaporites) et les carbonates présents dans différentes formations géologiques peuvent influencer de manière significative la qualité des eaux souterraines en raison de leur cinétique de dissolution, plus rapide que celle de la plupart des silicates (comme le quartz et les feldspaths) (Karim et Vizer, 2000 ; Roy et al., 1999). Ici, les diagrammes binaires construits à partir des rapports molaires  $\text{HCO}_3/\text{Na}$ ,  $\text{Mg}/\text{Na}$ ,  $\text{Cl}/\text{Na}$  et  $\text{Sr}/\text{Na}$  sont utilisés pour évaluer les sources potentielles d'ions dissous dans les eaux souterraines (Figures 35 a-b-c-d). Les points représentatifs des échantillons d'eau souterraines tendent à se situer entre les pôles eau de mer (SW) et carbonate (Figures 35 a-b-c-d). Les puits situés en amont dans le système d'écoulement des eaux souterraines (Groupe II) se situent plus près du pôle de carbonate et les puits situés en aval du bassin (Groupe I) se situent plus près du pôle d'eau de mer. Cela est cohérent avec l'hypothèse selon laquelle les puits de Groupe I situés près de la frange côtière dans la zone agricole sont les plus influencés par l'intrusion marine. En outre, les rapports  $\text{Cl}/\text{Na}$  (Figure 35 d) se situent à proximité de l'eau de mer et des évaporites, ce qui suggère que ces dernières influencent fortement la qualité des eaux souterraines dans la région.

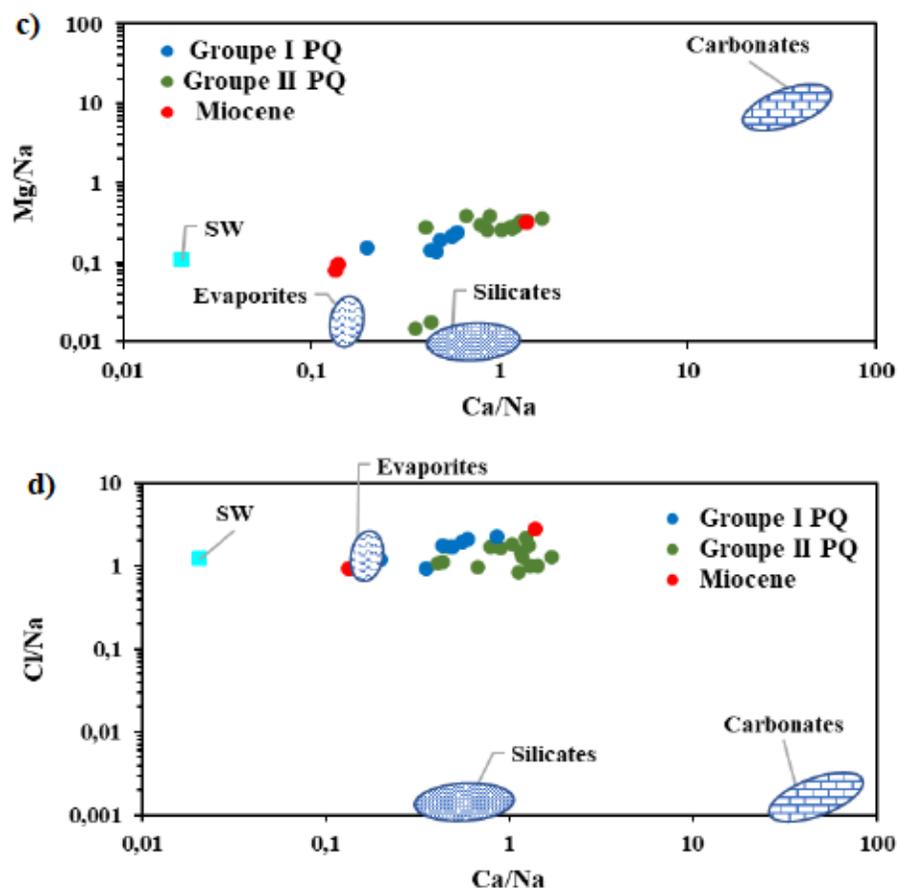
Les rapports molaires (Figures 35 a-b-c-d) permettent d'identifier l'influence potentielle de l'eau de mer, des évaporites, des carbonates et des silicates sur la qualité des eaux souterraines. Néanmoins, la pollution due aux activités humaines peut également influencer la composition chimique des eaux souterraines. Ici, les concentrations en nitrates sont utilisées pour identifier les impacts potentiels des activités humaines sur la qualité des eaux souterraines, en supposant que les eaux polluées seront caractérisées par des rapports  $\text{Cl}/\text{Na}$  et  $\text{NO}_3/\text{Na}$  plus élevés (Gaillardet et al., 1999 ; Roy et al., 1999).



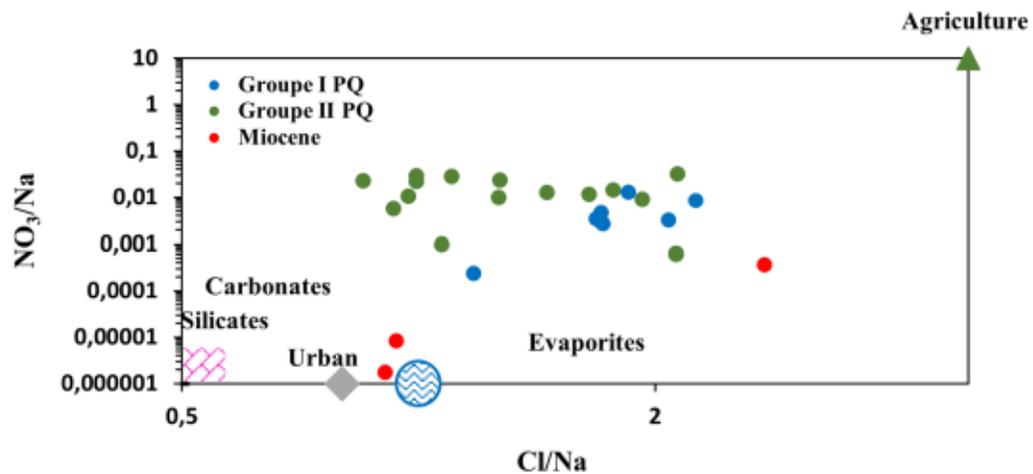
**Figure 35**

**Diagrammes montrant les variations de;** a. HCO<sub>3</sub> /Na vs. Ca/Na; b. Sr/Na vs Ca/Na; c. Mg/Na vs Ca/Na ; d. Cl/Na vs Ca/Na, les pôles silicatés, carbonatés et évaporitiques sont basés sur les travaux de Gaillardet et al. (1999)

Figure 35 suite



Dans le graphique  $NO_3/Na$  vs.  $Cl/Na$  (Figure 36), la plupart des échantillons d'eau provenant de l'aquifère superficiel du Plio-Quaternaire se situent à proximité des pôles « urbain » et « agricole », ce qui suggère des apports en relation avec le retour d'eau d'irrigation et de rejets d'eaux usées urbaines (Maliki, 2000). L'absence de corrélation entre  $NO_3/Na$  et  $Cl/Na$  (Figure 36) suggère que la source des chlorures est différente de celle des nitrates. En comparaison, les échantillons d'eau de l'aquifère du Miocène sont proches du pôle « évaporite ». Dans l'ensemble, ces observations suggèrent que l'aquifère quaternaire superficiel est fortement affecté par la pollution humaine.



**Figure 36**

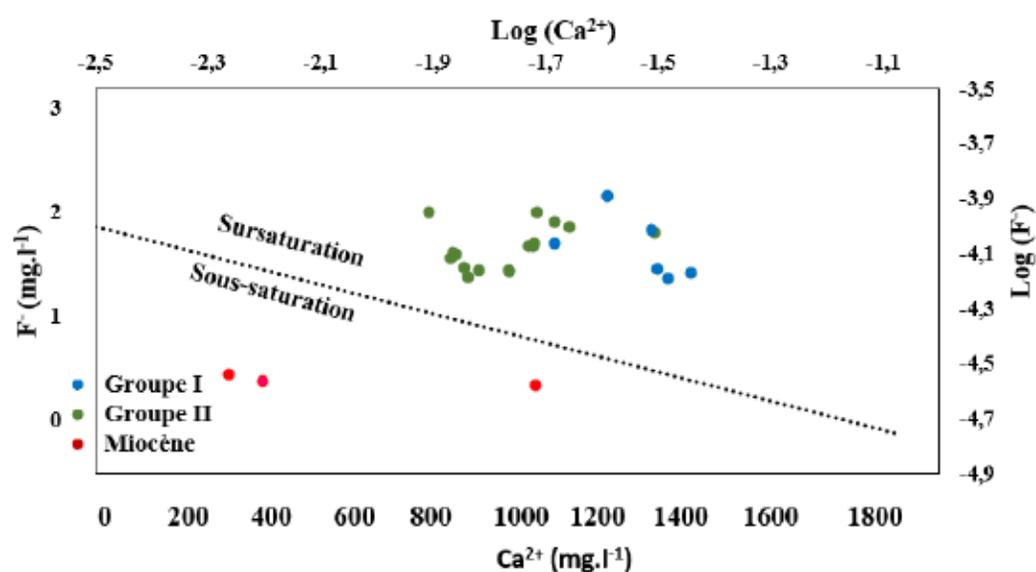
**Diagramme de  $\text{NO}_3/\text{Na}$  vs.  $\text{Cl}/\text{Na}$ , les données pour les membres évaporitiques et agricoles proviennent de Roy et al. (1999), les données pour les membres urbains proviennent de Chetelat et al. (2008) et Hua et al. (2020)**

Le fluor, élément électronégatif, tend à former des ions  $\text{F}^-$  en solution et peut former des complexes de solutés avec des cations (Hem, 1985). Les régions africaines au climat semi-aride sont souvent affectées par des teneurs élevées en fluorure (Handa, 1975). Dans la nature, la fluorure de calcium ( $\text{CaF}_2$ ) est la principale source géogénique de fluorure (Deshmukh et al., 1995 ; Rama Rao, 1982), bien que d'autres minéraux contenant du fluorure tels que la cyolite, l'apatite et la ralstonite puissent être trouvés dans les systèmes d'écoulement des eaux souterraines (Hem, 1985 ; Saxena et Ahmed, 2002). La condition d'équilibre entre la fluorite et les eaux souterraines a été évaluée sur la base du produit de solubilité de la fluorite :

$$\text{Log } K_{\text{Fluorite}} = \log [\text{Ca}^{2+}] + 2 \log [\text{F}^-] = -10,57 \quad \text{Équation 4}$$

Dans la représentation graphique de  $\text{F}^-$  en fonction de  $\text{Ca}^{2+}$ , l'équation 1 définit une ligne droite (Figure 37). Les échantillons d'eau souterraine situés en dessous de cette ligne sont sous-saturés en fluorite, tandis que les eaux souterraines situées au-dessus

de la ligne sont sursaturées en fluorite. Ici, les échantillons de l'aquifère du Miocène se situent en dessous de la ligne de saturation, tandis que les échantillons de l'aquifère PQ se situent au-dessus de la ligne de saturation. Les eaux souterraines de l'aquifère Plio-Quaternaire sont donc sursaturées en fluorite, ce qui suggère que la fluorite ne représente pas la source de  $F^-$  dans les eaux souterraines. Des concentrations élevées de  $F^-$  dans les eaux souterraines peuvent également résulter d'activités humaines (Appelo et Postma, 2005). La carte thermique (Figure 28) montre que  $F^-$  n'est pas corrélé avec  $Na^+$ ,  $Cl^-$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Br^-$ ,  $Sr^{2+}$  ou  $K^+$ , mais qu'il est positivement corrélé avec  $NO_3^-$ . Cela tend à révéler que les activités humaines contribuent aux concentrations élevées de fluorure dans l'aquifère phréatique Plio-Quaternaire (Ramanaiah et al., 2006).



**Figure 37**  
**Stabilité de la fluorite et saturation des eaux souterraines de la région de Djébeniana**

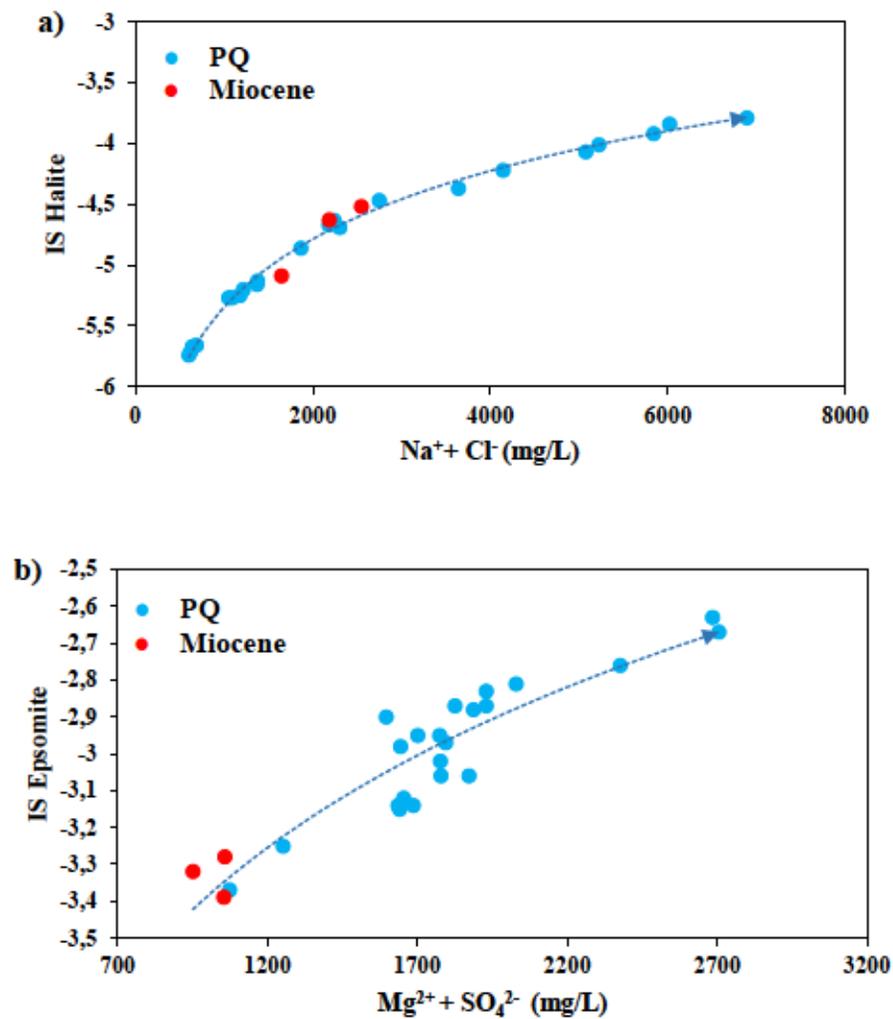
Les indices de saturation (IS) ont également été calculés pour documenter les sources potentielles d'ions dissous dans les eaux souterraines. Il convient de noter que les valeurs de l'indice de saturation ont été calculées pour la calcite, la dolomite,

l'anhydrite, l'halite, le gypse, l'epsomite et la fluorite à l'aide de PHREEQC (Parkhurst et Appelo, 1999) (Tableau 10).

**Tableau 10**  
**Résumé statistique des indices de saturation des minéraux les plus courants**

	IS <sub>Calcite</sub>	IS <sub>Dolomite</sub>	IS <sub>Gypse</sub>	IS <sub>Anhydrite</sub>	IS <sub>Fluorite</sub>	IS <sub>Halite</sub>	IS <sub>Epsomite</sub>
<b>Minimum</b>	0,260	-0,520	-0,220	-0,450	-0,530	-5,740	-3,280
<b>Maximum</b>	0,500	0,680	0,020	-0,210	0,330	-3,790	-2,630
<b>1<sup>er</sup> quartile</b>	0,270	0,090	-0,050	-0,270	-0,170	-5,130	-2,970
<b>Médiane</b>	0,300	0,310	-0,030	-0,260	-0,010	-4,470	-2,900
<b>3<sup>ème</sup> quartile</b>	0,410	0,420	-0,010	-0,240	0,090	-4,010	-2,830
<b>Moyenne</b>	0,323	0,248	-0,040	-0,268	-0,033	-4,554	-2,910

Les indices de saturation (IS) révèlent que les eaux souterraines échantillonnées sont généralement en équilibre par rapport à la calcite (IS = 0,3 en moyenne), à la dolomite (IS = 0,2 en moyenne), au gypse (IS = -0,0 en moyenne), à l'anhydrite (IS = -0,2 en moyenne) et à la fluorite (IS = -0,0 en moyenne) et sous-saturées par rapport à l'halite (IS compris entre -5,7 et -3,7) et à l'epsomite (IS compris entre -3,2 et -2,6). La dissolution de l'halite et de l'epsomite est mise en évidence par la coexistence des IS négatifs pour ces minéraux évaporitiques et les corrélations proportionnelles et logarithmiques observées dans les corrélations ( $\text{Na}^+ + \text{Cl}^-$ ) vs. IS<sub>Halite</sub> et ( $\text{Mg}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$ ) vs. IS<sub>Epsomite</sub> (Figures 38 a-b).

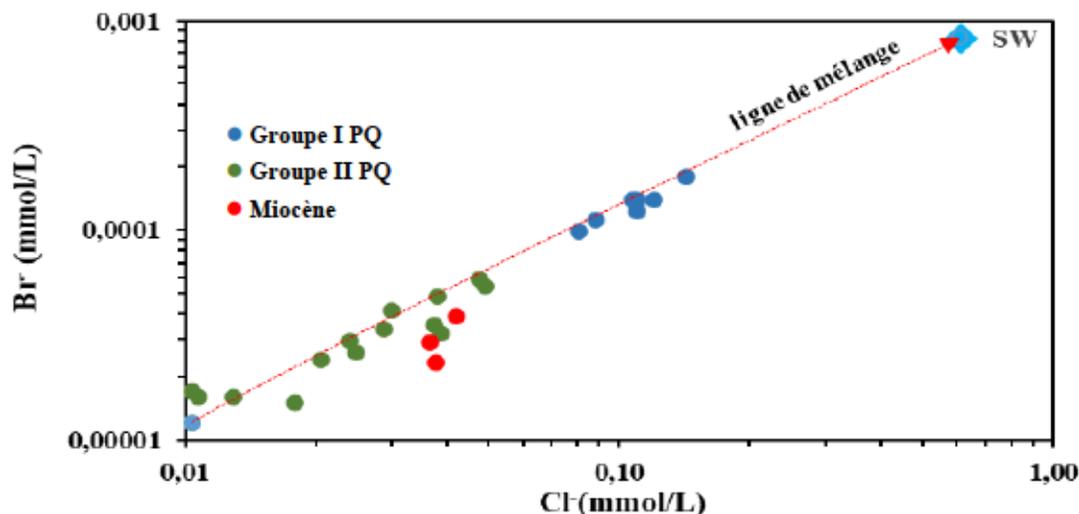


**Figure 38**

**a. IS de l'halite en fonction de la concentration ( $\text{Na}^+ + \text{Cl}^-$ ); b. IS de l'epsomite en fonction de la concentration ( $\text{Mg}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$ )**

La corrélation entre  $\text{Cl}^-$  et  $\text{Br}^-$  présentée dans la figure 39 fournit d'autres informations sur les sources de salinité. Ces halogènes sont des éléments conservateurs qui ne sont ni influencés par les processus d'oxydoréduction ni contrôlés par des minéraux à faible solubilité (Fedrigoni et al., 2001). La figure 39 montre que la plupart des échantillons de l'aquifère PQ se situent le long d'une ligne de mélange entre l'eau douce et l'eau de mer. Les échantillons du Groupe I se situent près du pôle de l'eau de mer (SW), ce qui

suggère une influence des intrusions d'eau de mer plus importante que celle des échantillons de Groupe II. Les échantillons du Miocène (Botria, Beliana, Hzag) se situent en dessous de la ligne de mélange, ce qui suggère une origine différente pour leur minéralisation.



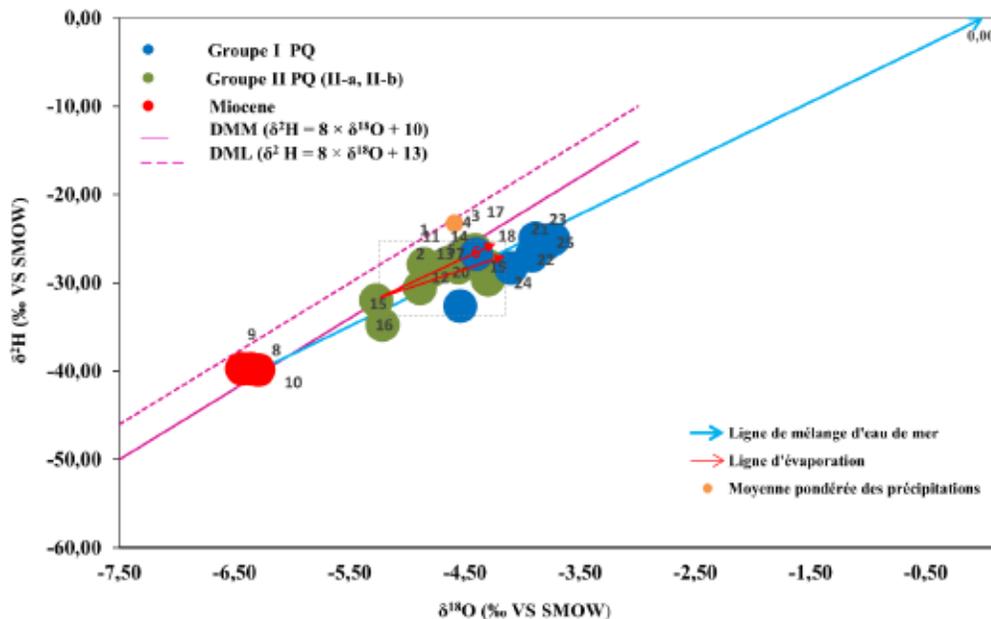
**Figure 39**  
**Relation entre Cl- et Br-**

### 3.4.3 Compositions isotopiques

#### 3.4.3.1 Isotopes de la molécule d'eau

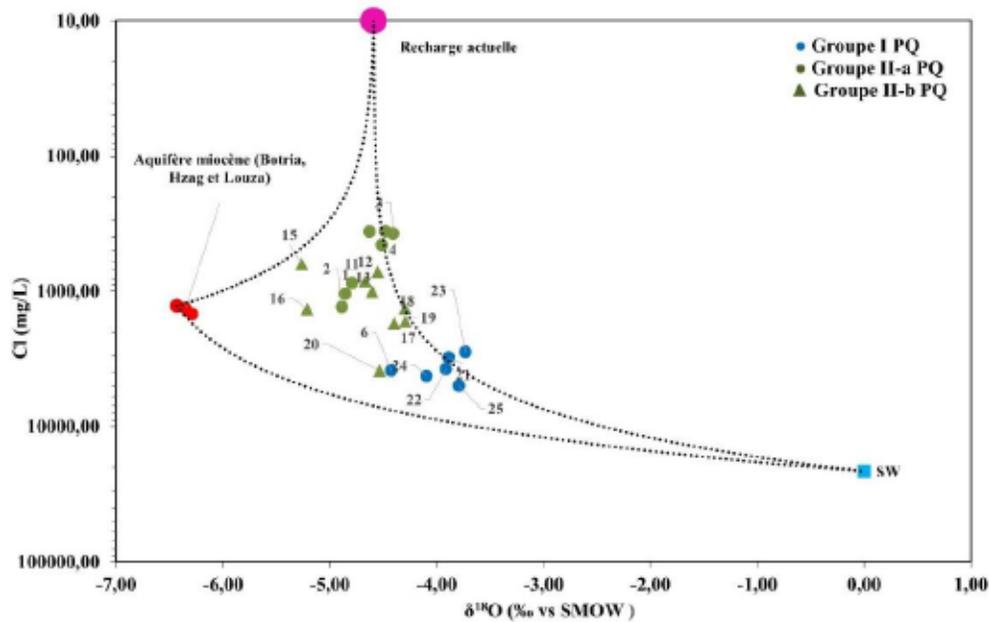
Dans le graphique  $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ , les eaux souterraines de l'aquifère du Plio-Quaternaire se situent en-dessous de la droite météorique mondiale (DMM) et de la droite météorique locale de Sfax (DML) (Maliki, 2000), tandis que les eaux souterraines de l'aquifère profond du Miocène sont plus appauvries en isotopes lourds et se situent près de la DMM, mais en dessous de la DML (Figure 40). Ce schéma est cohérent avec l'hypothèse voulant que les eaux souterraines profondes du Miocène aient été rechargées pendant des conditions climatiques plus froides qui sont probablement liées à la période humide de l'Holocène (Maliki, 2000 ; Fedrigoni et al., 2001).

L'aquifère phréatique du Plio-Quaternaire est alimenté par une recharge moderne qui a subi un enrichissement en isotopes lourds en raison de l'évaporation. Les eaux souterraines de l'aquifère phréatique Plio-Quaternaire peuvent être subdivisées en deux groupes, correspondant aux Groupes I et II identifiés par l'analyse de regroupement hiérarchique (Figure 30). La plupart des échantillons du Groupe I sont enrichis par rapport à la moyenne pondérée des précipitations de la ville de Sfax et tendent à s'aligner sur la ligne de mélange de l'eau de mer (avec une pente de 6,4) (Figure 40), ce qui suggère une contribution probable de l'eau de mer. De surcroît, la composition isotopique de l'eau souterraine du groupe I semble refléter l'effet de la recharge par des eaux évaporées, lesquelles correspondent selon toute vraisemblance au retour d'eaux d'irrigation. En comparaison, les échantillons de Groupe II sont appauvris par rapport à la moyenne pondérée des précipitations dans la ville de Sfax et s'alignent sur une ligne dont la pente est  $< 5$  (entre 3 et 5), ce qui correspond très probablement à une ligne d'évaporation locale (Fontes, 1976 ; Telahigue et al., 2020). Les échantillons d'eau qui s'alignent le long de la ligne d'évaporation reflètent l'effet de l'évaporation avant ou pendant l'infiltration des précipitations récente. En outre, une évaporation partielle de l'aquifère lui-même ne peut être exclue en raison des conditions arides qui prévalent dans la zone d'étude (Trabelsi et al., 2011). Il incombe aussi de souligner que les valeurs plus faibles de  $\delta^2\text{H}-\delta^{18}\text{O}$  mesurées dans le groupe II reflètent selon toute vraisemblance l'effet altitudinal sur la composition isotopique des précipitations. En assumant un gradient altitudinal de  $-0,3\%/m$  pour  $\delta^{18}\text{O}$ , (Blavoux, 1978 ; Maliki et al., 2000) et en considérant aussi l'effet de continentalité vers l'intérieur des terres, il semble juste de proposer que la recharge qui réalimente les eaux souterraines du groupes II pourraient être appauvries d'environ  $0,4\%$  dans les terres (altitudes atteignant 130 m) en comparaison à la frange côtière.



**Figure 40**  
Composition isotopique de la molécule d'eau ( $\delta^{18}\text{O}$ -  $\delta^2\text{H}$ )

Les sources de recharge des eaux souterraines peuvent être déchiffrées plus en détail en utilisant un diagramme  $\delta^{18}\text{O}$  vs  $\text{Cl}^-$ , tel qu'utilisé par Douglas et al. (2000) dans un contexte différent (Figure 41). Trois pôles sont proposés ici (Figure 41), à savoir (1) les eaux de pluie de la région de Sfax ( $8 \pm 10$  mg/L pour  $\text{Cl}^-$  et  $-4,59 \pm 0,98$  ‰ pour  $\delta^{18}\text{O}$ ), (2) les eaux du Miocène, avec des teneurs en  $\delta^{18}\text{O}$  et  $\text{Cl}^-$  provenant des forages de Botria, Hzag et Beliana, et (3) les eaux méditerranéennes, dont la teneur en  $\text{Cl}^-$  est d'environ 19,5 g/L et les valeurs  $\delta^{18}\text{O}$  sont proches de 0‰. Tous les échantillons d'eau de l'aquifère phréatique Plio-Quaternaire se situent dans les courbes de mélange entre ces trois pôles. La distinction entre les eaux souterraines des Groupe I et II est cohérente avec l'hypothèse selon laquelle l'intrusion de l'eau de mer affecte de manière significative les échantillons du Groupe I. Une contribution probable de l'aquifère du Miocène est principalement observée dans la partie centrale du bassin (groupe II-b) mais n'a pas été confirmée par d'autres approches, tandis que les échantillons provenant d'affleurements en amont (Groupe II-a) sont plus proches du pôle de recharge récente.



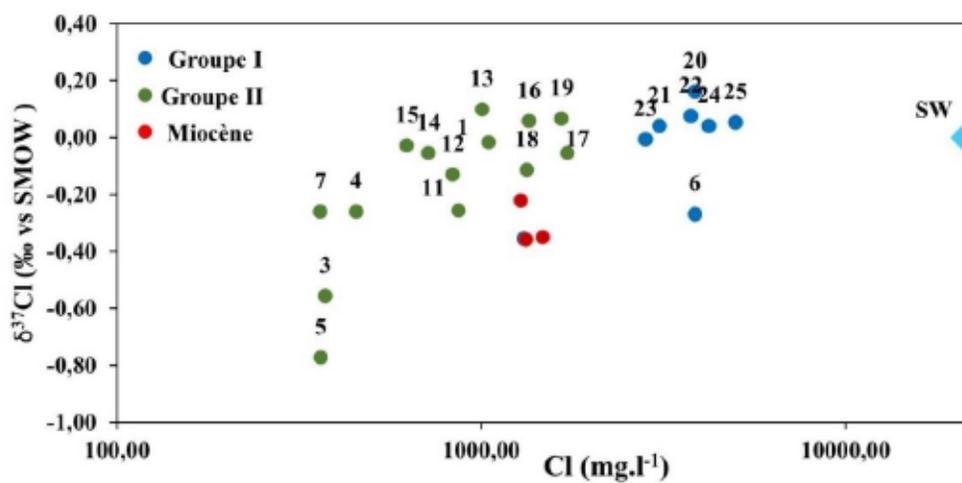
**Figure 41**  
Relation entre la teneur en chlorure et  $\delta^{18}\text{O}$

#### 3.4.3.2 Compositions isotopiques $\delta^{37}\text{Cl}$ et $\delta^{81}\text{Br}$

La relation entre  $\delta^{37}\text{Cl}$  et la concentration de  $\text{Cl}^-$  peut contribuer à déterminer les sources de  $\text{Cl}^-$  et les principaux processus impliqués dans la salinisation des eaux souterraines (Kaufmann et al., 1988 ; Zhang et al., 2007 ; Ben Hamouda et al., 2019). Ici, les valeurs  $\delta^{37}\text{Cl}$  mesurées variaient de  $-0,77\text{‰}$  (site 5, situé dans la partie amont de l'aquifère Phréatique Plio-Quaternaire) à  $0,16\text{‰}$  (site 20, situé dans la partie aval de l'aquifère phréatique Plio-Quaternaire). Les valeurs de  $\delta^{37}\text{Cl}$  augmentent généralement avec l'augmentation des concentrations de  $\text{Cl}^-$ , malgré la faible corrélation entre les deux paramètres (Figure 42). Le graphique  $\delta^{37}\text{Cl}$  vs  $\text{Cl}^-$  révèle en outre que les eaux souterraines du groupe I, qui sont situées dans l'est de l'aquifère, présentent une gamme étroite de valeurs proches de celles de l'eau de mer (entre  $-0,3$  et  $+0,1\text{‰}$ ). Ceci appuie l'hypothèse selon laquelle les échantillons du Groupe I sont les plus influencés par l'intrusion d'eau de mer, tel que proposé dans l'interprétation des compositions

isotopiques de la molécule d'eau. Cependant, le puits 6 présente une valeur  $\delta^{37}\text{Cl}$  plus faible que les autres puits de groupe I. Ceci pourrait être dû à la dissolution d'évaporites dans l'eau de ce puits (Figure 40).

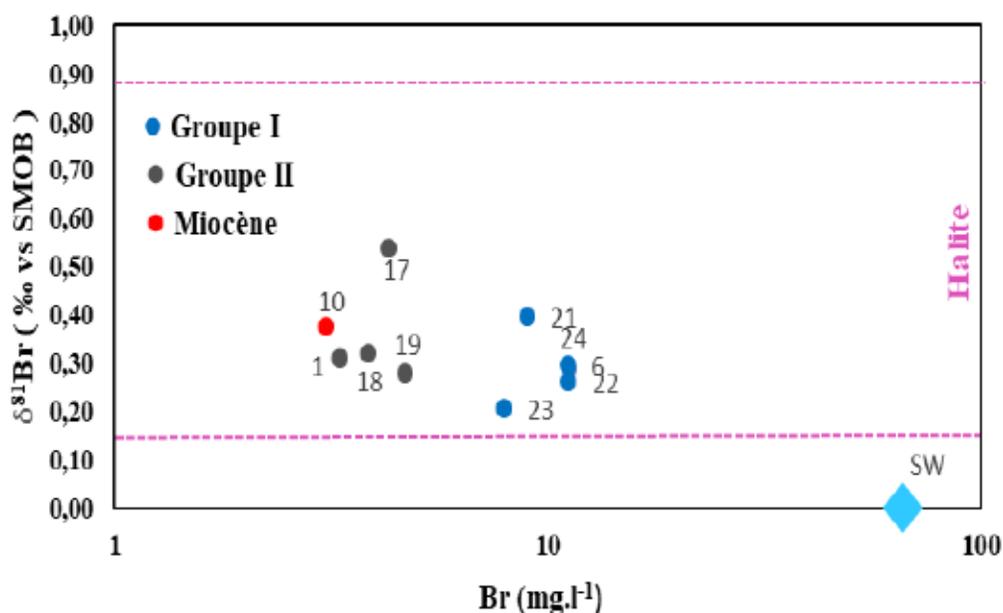
Différents paramètres pourraient expliquer la dispersion observée dans le graphique de la concentration  $\delta^{37}\text{Cl}$  vs  $\text{Cl}^-$ , notamment (1) la contribution des aérosols marins avec des valeurs  $\delta^{37}\text{Cl}$  variant de +0,42 à +2,53‰ vs SMOC (Volpe et Spivack, 1994 ; Sherif et al., 2019), (2) la drainance ascendante de l'eau à partir de l'aquifère profond du Miocène vers l'aquifère phréatique du Plio-Quaternaire, et (3) la dissolution des résidus de l'halite évaporitique dans la zone vadose (Patterson et al., 2005). Ici, les eaux souterraines de l'aquifère phréatique échantillonnées dans les zones d'affleurement où la dissolution des halites est une source probable de  $\text{Cl}^-$  présentent une large gamme de valeurs de  $\delta^{37}\text{Cl}$  (de -0,7 à +0,1 par rapport au SMOC). Des études antérieures sur les compositions isotopiques du Cl dans les halites naturelles ont montré qu'il était possible d'obtenir des valeurs de  $\delta^{37}\text{Cl}$  à la fois positives et négatives (de -0,7‰ à +0,3‰ ; Eggenkamp et al., 1995 ; Eastoe et al., 1999 ; Eastoe et al., 2001). Eggenkamp et al. (2019) ont en outre déterminé des valeurs de  $\delta^{37}\text{Cl}$  allant de -0,24‰ à +0,51‰ par rapport au SMOC sur la base de l'analyse de 83 échantillons d'halite provenant de neuf périodes géologiques différentes entre l'Orosirien et le Pliocène. Il convient de noter que les valeurs les plus faibles  $\delta^{37}\text{Cl}$  mesurées ici (-0,77‰) sont nettement inférieures à cette marge. Cela s'explique par le fait que dans la présente étude, les compositions isotopiques ont été mesurées dans les eaux souterraines et non dans l'halite primaire.



**Figure 42**  
Chlore 37 ( $\delta^{37}\text{Cl}$ ) en fonction de la concentration de  $\text{Cl}^-$  où  $\delta^{37}\text{Cl}$  Océan = 0,00‰ (Shouakar-Stash et al., 2005a)

Les processus régissant la composition isotopique du brome ( $\delta^{81}\text{Br}$ ) dans les aquifères sont encore mal compris (Eissa et al., 2016 ; Stotler et al., 2010). Les halites primaires devraient présenter des valeurs  $\delta^{81}\text{Br}$  comprises entre -0,24 et +1,08‰ par rapport au SMOB (Eggenkamp et al., 2019). Ici, les valeurs  $\delta^{81}\text{Br}$  mesurées dans les eaux souterraines varient de +0,21‰ à +0,54‰ par rapport au SMOB (Figure 43). Ces valeurs pourraient probablement refléter une forte influence de la dissolution d'halite, étant donné que les valeurs de  $\delta^{81}\text{Br}$  rapportées pour les eaux souterraines affectées par la dissolution de l'halite étaient comprises entre +0,12‰ et +0,88‰ (Boschetti et al., 2011 ; Du et al., 2015). Tous les échantillons prélevés ici montrent des valeurs de  $\delta^{81}\text{Br}$  proches de cette marge (Figure 43). Cela pourrait indiquer que la dissolution de l'évaporite est un processus primaire impliqué dans la salinisation de l'aquifère PQ. Dans l'ensemble, les valeurs de  $\delta^{81}\text{Br}$  pour les échantillons du Groupe I sont inférieures à celles des échantillons du Groupe II qui étaient relativement proches du SMOB. Cela pourrait indiquer que les échantillons du Groupe I sont plus influencés par l'intrusion d'eau de mer, une interprétation qui est cohérente avec les observations associées aux isotopes stables de la molécule d'eau. Ici, la plupart des échantillons du Groupe II sont

placés près de la limite du forage profond (puits 10), ce qui suggère la remontée des eaux salines profondes de l'aquifère du Miocène vers l'aquifère du PQ. Une corrélation négative entre  $\delta^{81}\text{Br}$  et le  $\text{Br}^-$  est également observée. À des concentrations de  $\text{Br}^-$  élevées,  $\delta^{81}\text{Br}$  sont proches de zéro. Une observation similaire a été faite dans le système aquifère Plio-Quaternaire dans la plaine côtière de la baie de Laizhou, en Chine (Du et al., 2015) et dans l'aquifère de la plaine côtière du delta de l'oued Watir du Sinaï, en Égypte (Eissa et al., 2016). Les auteurs des études susmentionnées ont suggéré que la salinisation des eaux souterraines peu profondes provenait de l'intrusion de l'eau de mer, de la dissolution des évaporites et également des eaux souterraines salines profondes.

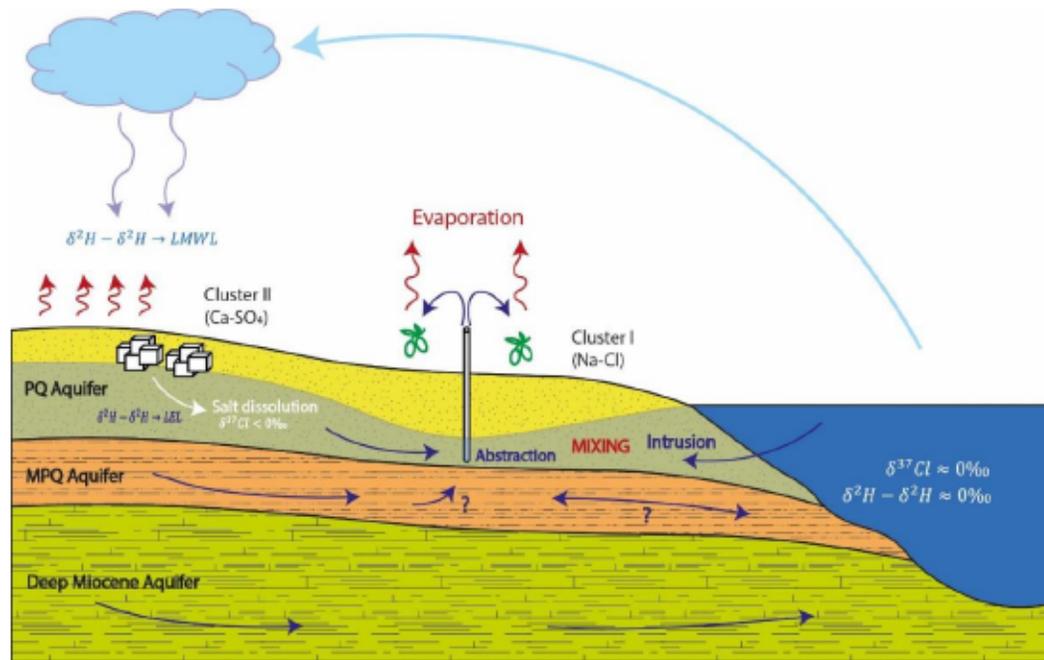


**Figure 43**

**Brome 81 ( $\delta^{81}\text{Br}$ ) en fonction de la concentration de  $\text{Br}^-$  [où  $\delta^{81}\text{Br}$  Océan = 0,00‰ (Shouakar-Stash et al., 2005b)]**

### 3.4.3 Modèle conceptuel des processus de salinisation dans les aquifères de la région de Djébeniana

Les données hydrochimiques ont été utilisées en conjonction avec les données isotopiques pour développer un modèle conceptuel (Figure 44) des processus de salinisation dans les aquifères de la région de Djébeniana. Ce modèle illustre le comportement hydrogéochimique d'un aquifère phréatique côtier exposé à de fortes contraintes naturelles et anthropiques. Il suggère que l'exploitation intensive de l'aquifère phréatique favorise l'intrusion de l'eau de mer dans les parties inférieures de l'aquifère côtier (Groupe I). Dans la zone côtière, la recharge associée au retour des eaux d'irrigation évaporées peut contribuer à un enrichissement en isotopes lourds. Le modèle conceptuel montre que la recharge actuelle par les eaux de pluie qui dissolvent les sels (halite et epsomite) entraîne l'infiltration d'eau salée dans l'aquifère (Groupe II-a). De surcroît, l'effet altitudinal et l'effet de continentalité impliquent une recharge issue de précipitations appauvries en isotopes lourds plus vers l'intérieur des terres en comparaison à la zone côtière. L'autre source de sels dissous dans les eaux souterraines est probablement liée à des réactions d'échange ionique provoquées par l'intrusion d'eau de mer.



**Figure 44**  
**Modèle conceptuel des processus de salinisation dans l'aquifère PQ de la région de Djébeniana**

### 3.5 Conclusion

Les eaux souterraines constituent la source essentielle d'eau potable dans la région semi-aride de Djébeniana et sont également utilisées à des fins d'irrigation, et la ressource est de plus en plus affectée par la salinisation. L'objectif de cette étude était donc d'améliorer les connaissances sur les sources et le devenir de la salinité dans les systèmes d'écoulement des eaux souterraines du bassin de Djébeniana. Ces connaissances sont indispensables pour améliorer la gestion des eaux souterraines dans la région.

Quatre processus de salinisation ont été identifiés. Le premier processus est l'intrusion d'eau de mer (Groupe I) provoquée par la surexploitation des eaux souterraines liée à l'extension des activités agricoles le long de la zone côtière. Cette interprétation est principalement étayée par l'analyse de regroupement hiérarchique, la carte thermique (fortes corrélations positives entre  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $Br^-$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$  et  $Sr^{2+}$ ), la corrélation

positive observée entre  $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$  et la salinité, et par l'étude de la relation  $\delta^{37}\text{Cl}$  vs  $\text{Cl}^-$  et de la relation  $\delta^{81}\text{Br}$  vs  $\text{Br}^-$ . Le deuxième processus de salinisation concerne la recharge de la nappe par le retour des eaux d'irrigation évaporées, principalement dans la zone côtière. Le troisième processus concerne la dissolution de l'halite et de l'epsomite. Finalement, le quatrième processus de salinisation est probablement lié à des réactions d'échange ionique provoquées par l'intrusion d'eau de mer. En ce qui concerne la composition isotopique de l'eau, les données suggèrent que la recharge dans le secteur amont du système d'écoulement de l'eau souterraine est appauvrie en isotopes lourds par rapport à la recharge dans la zone aval du système d'écoulement, ce qui reflète selon toute vraisemblance l'effet altitudinal et l'effet de continentalité sur la composition isotopique des précipitations. Un modèle conceptuel a été développé pour intégrer ces données hydrochimiques et isotopiques afin de démontrer l'impact de la surexploitation sur la qualité des eaux souterraines côtières.

## **CHAPITRE 4 : ÉVALUATION DES RISQUES LIÉS À L'UTILISATION DES EAUX SOUTERRAINES À DES FINS DE CONSOMMATION DANS L'AQUIFÈRE CÔTIER DE LA RÉGION SEMI-ARIDE DE DJEBENIANA**

### *4.1 Introduction*

Environ 80 % de la population du bassin méditerranéen vit dans des régions côtières, dont 70 % est installé dans des zones urbaines (Grenon et Batische, 1989 ; Papamichael et al., 2022). La croissance démographique dans ces régions a conduit, dans plusieurs cas, à la surexploitation des nappes côtières et à la dégradation de la qualité chimique des eaux souterraines. À titre d'exemple, dans les régions des bassins de la Chaouia et d'Essaouira (Maroc) et dans la zone côtière de l'est du golfe Thermaïque (Grèce), l'extraction d'eau souterraine des aquifères côtiers a entraîné une salinisation importante due à l'intrusion de l'eau de mer (Najib et al., 2016 ; Kazakis et al., 2016 ; Ouarani et al., 2023). Un autre exemple est celui de la région du Cap-Bon (Tunisie), où la surexploitation des eaux souterraines a provoqué un abaissement de la nappe phréatique, entraînant une intrusion accrue d'eau de mer et une détérioration de la qualité des eaux souterraines (Zghibi et al., 2013, 2014). Les problèmes décrits ci-dessus s'intensifient aujourd'hui dans les zones côtières de la Tunisie et des problèmes de contamination des eaux souterraines sont de plus en plus observés (Ben Hamouda et al., 2011 ; Zghibi et al., 2013, 2014, 2016, 2019 ; Belhouchette et al., 2022). C'est le cas notamment de l'aquifère de Djebeniana, où la surexploitation des nappes phréatiques a entraîné une augmentation de la salinité des eaux souterraines (Fedrigoni et al., 2001 ; Maliki, 2000). Bien que les mécanismes ayant conduit à la détérioration de la qualité des eaux souterraines dans le système aquifère de Djébeniana soient de plus en plus identifiés (Bel Mabrouk, 2019 ; Moussaoui et al., 2023), les préoccupations sanitaires et les risques environnementaux associés à l'utilisation de la ressource restent peu documentés. Cela empêche le déploiement d'approches de gestion rationnelle de cette ressource afin d'assurer sa durabilité.

Parmi les contaminants pouvant affecter la qualité des eaux souterraines, on trouve les nitrates, le fluorure, le strontium et certains éléments traces (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd, Mn). Ils présentent un intérêt particulier dans les régions côtières en raison de leur prévalence, de leurs sources anthropiques et géogéniques et de leurs impacts potentiels sur la santé humaine (Muralidhara Reddy et Sunitha, 2020 ; Zakir et al., 2020 ; Belhouchette et al., 2022). En effet, l'ingestion excessive de nitrates peut causer des problèmes sanitaires tels que des fausses couches chez les femmes enceintes, la méthémoglobinémie, des maladies cardiaques et une hypertrophie de la thyroïde (Gangolli et al., 1994 ; Spalding et Exner, 1993). L'ingestion excessive de fluorure peut en outre entraîner des risques pour la santé tels que la fluorose dentaire et squelettique et l'ostéoporose, en particulier chez les personnes âgées (Handa, 1975 ; Appelo et Postma, 2005), bien qu'une carence en fluorure puisse favoriser les caries dentaires. En ce qui concerne le strontium, une ingestion excessive peut entraîner des problèmes sanitaires en raison de son rôle dans la calcification osseuse et le développement du squelette (Khandare et al., 2020). Dans le cas des éléments métalliques (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn), malgré leur rôle essentiel pour la santé humaine en dessous d'un certain seuil, une ingestion excessive peut entraîner des impacts négatifs tels que des maladies pulmonaires et rénales, des troubles neurologiques, des cancers et des hémorragies gastro-intestinales (Crossgrove et Zheng, 2004 ; Kazantzis, 2004 ; Kwong et al., 2004 ; Bhan et Sarkar, 2005).

Bien que les impacts sur la santé humaine des substances décrites ci-dessus soient connus, l'évaluation des risques associés à la consommation d'eau est difficile car l'eau potable peut contenir un mélange de substances dissoutes présentes à des concentrations variables. Ce contexte a suscité de nombreux efforts de recherche visant à identifier et quantifier les risques pour la santé humaine associés à l'utilisation des eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau potable (Sadler et al., 2016 ; Adimalla et Qian, 2019 ; Adimalla et Wu, 2019 ; Adimalla et al., 2019 ; Li et al., 2016, 2019). Parmi plusieurs approches, le modèle de la dureté totale (TH) et de l'indice de

qualité de l'eau (WQI) peuvent être utilisés pour quantifier le degré de contamination chimique et évaluer la potabilité de l'eau (Zakir et al., 2020 ; Belhouchette et al., 2022 ; Smida et al., 2022 ; Tarki et al., 2022). Le modèle du quotient de danger (HQ) a été largement utilisé pour évaluer les risques non cancérigènes pour la santé humaine associés à certains contaminants (Zhai et al., 2017 ; Adimalla, 2019 ; Akber et al., 2020 ; Karunanidhi et al., 2020). Les risques cancérigènes pour la santé humaine peuvent également être évalués à l'aide du modèle de risque incrémental de cancer sur la durée de vie (ILCR) (Zakir et al., 2020). Les approches d'évaluation des risques décrites ci-dessus ont été appliquées dans certaines régions tunisiennes. Smida et al. (2022) et Tarki et al. (2022) ont ainsi utilisé les modèles TH, WQI et HQ pour évaluer l'aptitude des eaux souterraines à la consommation et pour déterminer les risques non cancérigènes pour la santé humaine dans les régions de Braga (Sidi Bouzid, Tunisie centrale) et les oasis sahariennes de Tozeur (Tunisie méridionale), respectivement. Néanmoins, dans la région semi-aride de Djébeniana (sud-est de la Tunisie, Afrique du Nord), les risques associés à l'utilisation des eaux souterraines n'ont pas encore été évalués, malgré les constats concernant la dégradation de la ressource de cette région. Il s'agit d'un problème important car les activités agricoles et industrielles et la surexploitation des eaux souterraines ont entraîné une baisse des niveaux piézométrique et une augmentation de la salinité dans cet aquifère côtier depuis plusieurs années, causant des préoccupations majeures en ce qui concerne la qualité de l'eau (Zbidi, 1989 ; Amouri, 1998 ; Maliki, 2000 ; Ben Ali, 2011 ; Ayadi et al., 2017 ; Belhouchette, 2018 ; Boughariou et al., 2018 ; Moussaoui et al., 2023).

S'inscrivant dans ce contexte, ce chapitre vise à évaluer les risques associés à l'utilisation des eaux souterraines pour l'eau potable dans les aquifères de Djébeniana en utilisant le TH et le WQI et à estimer les risques cancérigènes et non cancérigènes pour la santé humaine associés à l'ingestion de fluorure, de nitrate, de strontium et des éléments traces (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn) pour les enfants et les adultes.

## 4.2 Concepts théoriques et approches méthodologiques

### 4.2.1 Évaluation de l'aptitude à la consommation de la qualité des eaux souterraines

La potabilité des eaux a été évaluée à l'aide de la dureté totale (TH) et de l'indice de qualité de l'eau (WQI). Ces paramètres sont utiles pour déterminer l'aptitude de l'eau à la consommation (Tyagi et al., 2013 ; Zakir et al., 2020 ; Belhouchette et al., 2022 ; Smida et al., 2022 ; Tarki et al., 2022).

#### 4.2.1.1 Dureté totale (TH)

La dureté totale (TH) est un paramètre important utilisé pour évaluer l'adéquation de l'eau à un usage domestique, agricole et industriel (Tarki et al., 2022). Les ions calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) sont les principaux éléments responsables de la dureté de l'eau (Omer, 2019). La dureté totale (TH) de l'eau souterraine a été calculée à l'aide de l'équation suivante (Smida et al., 2022) :

$$\text{TH} = 2,5\text{Ca}^{2+} + 4,1\text{Mg}^{2+} \quad \text{Équation 5}$$

Toutes les valeurs utilisées pour le calcul de la (TH) sont exprimées en mg/L.

Une eau dont la dureté est supérieure à 300 mg/L est généralement considérée comme très dure (Sawyer et McCarthy, 1967 ; Smida et al., 2022). D'un point de vue sanitaire et selon l'OMS 2017, la limite de la dureté totale (TH) pour l'eau potable est de 500 mg/L.

#### 4.2.1.2 Indices de qualité de l'eau (WQI)

Les calculs de WQI ont été effectués selon la méthode de l'indice arithmétique pondéré de la qualité de l'eau décrite par Tyagi et al. (2013) pour évaluer la potabilité des eaux souterraines. Le WQI a été déterminé sur la base de 11 paramètres analytiques sélectionnés en fonction de la disponibilité des données et de leur impact indésirable

potentiel sur la qualité de l'eau (pH, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, F<sup>-</sup>, Sr<sup>2+</sup>, Br<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Pour chaque paramètre, un indice de qualité (QI) est calculé comme suit :

$$Q_i = \frac{(V_{\text{actual}} - V_{\text{ideal}})}{(V_{\text{standard}} - V_{\text{ideal}})} * 100 \quad \text{Équation 6}$$

où  $V_{\text{actual}}$  est la concentration mesurée du paramètre sélectionné dans l'échantillon d'eau analysé,  $V_{\text{standard}}$  est le critère de qualité de l'eau du paramètre sélectionné pour l'eau potable,  $V_{\text{ideal}}$  est égal à zéro pour tous les paramètres, à l'exception du pH ( $V_{\text{ideal}} = 7$ ). Le poids unitaire  $W_i$  pour chaque paramètre est calculé comme suit :

$$W_i = \frac{K}{V_{\text{standard}}} \quad \text{Équation 7}$$

où  $K$  est une constante de proportionnalité déterminée comme suit :

$$K = \frac{1}{\sum 1/V_{\text{standard}}} \quad \text{Équation 8}$$

Finalement, WQI est calculé comme suit :

$$WQI = \frac{\sum(Q_i * W_i)}{\sum W_i} \quad \text{Équation 9}$$

D'après Tyagi et al. (2013), la classification du WQI permet de définir cinq classes, soit (1) 0-25 (Grade-A ; excellente qualité de l'eau), (2) 26-50 (Grade-B ; bonne qualité de l'eau), (3) 51-75 (Grade-C ; mauvaise qualité de l'eau), (4) 76-100 (Grade-D ; très mauvaise qualité de l'eau) et (5) > 100 (Grade-E ; impropre à la consommation). Toutes les valeurs utilisées pour calculer le WQI sont en mg/L, à l'exception du pH, qui est exprimé en unités de pH.

#### 4.2.2 Évaluation des risques pour la santé humaine

Le modèle développé par l'USEPA (2004) pour l'évaluation des risques pour la santé humaine est utilisé ici pour évaluer les risques associés aux substances chimiques. Les risques cancérigènes et non cancérigènes sont souvent évalués indépendamment (Azhdarpoor et al., 2020) et sont traités séparément ci-dessous. Toutes les données disponibles jugées pertinentes pour l'évaluation des risques cancérigènes et non cancérigènes ont été retenues pour les calculs. Les enfants et les adultes ont été considérés comme deux groupes cibles distincts.

##### 4.2.2.1 Risque sanitaire non cancérigène

Les risques non cancérigènes pour la santé humaine résultant de l'ingestion de fluorure, de nitrate, de strontium et des éléments traces (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn) dans l'eau destinée à la consommation ont été évalués sur la base des quotients de danger (HQ) et de l'indice de danger total (THI). L'apport journalier chronique (CDI) de fluorure, de nitrate, de strontium et des éléments traces via l'ingestion d'eau potable est calculé selon (Duggal et al., 2017 ; Mgbenu et Egbueri, 2019 ; Egbueri et Mgbenu, 2020) :

$$CDI = \frac{CW * IRW * EF * ED}{ABW * AET} \quad \text{Équation 10}$$

où CW est la concentration de contaminants dans l'eau (mg/L), IRW est le taux d'ingestion d'eau (1 L/jour pour les enfants et 2 L/jour pour les adultes), EF est la fréquence d'exposition (365 jours/an pour les enfants et les adultes), ED est la durée de l'exposition (6 ans pour les enfants et 70 ans pour les adultes), ABW est le poids corporel moyen (15 kg pour les enfants et 70 kg pour les adultes), et AET est la durée moyenne d'exposition (2 190 jours pour les enfants et 25 550 jours pour les adultes).

Le quotient de danger (HQ) est le rapport entre les doses journalières chroniques calculées (CDI) pour le fluorure, le nitrate, le strontium et les métaux (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn) à la dose de référence orale (RfD) pour les mêmes substances. Les

valeurs retenues RfD étaient de 1,6, 0,06 et 0,6 mg/kg/jour pour le fluorure, le nitrate et le strontium, respectivement (Muralidhara Reddy et Sunitha, 2020). Les RfD pour les éléments traces étaient de 0,04, 0,3, 0,0035, 0,7, 0,001, 0,014 et 0,003 mg/kg/jour pour Cu, Zn, Pb, Fe, Cd, Mn et Cr, respectivement (Zakir et al., 2020). Le HQ est calculé comme suit :

$$HQ = \frac{CDI}{Rfd} \quad \text{Équation 11}$$

Selon les lignes directrices 2014 de l'USEPA, la limite maximale admissible du HQ de différentes substances est fixée à une valeur de 1 (Muralidhara Reddy et Sunitha, 2020).

L'indice de danger total THI est la somme de deux ou plusieurs quotients de danger pour plusieurs substances (USEPA, 1991). Selon la norme d'évaluation des risques pour la santé proposée par l'USEPA (2014), le niveau admissible de THI est de 1. Lorsque le THI > 1, il est considéré comme dépassant la limite de sécurité du risque non cancérigène (Egbueri et Mgbenu, 2020). Le THI est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$THI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad \text{Équation 12}$$

Selon les études antérieures (Bortey-Sam et al., 2015 ; Mgbenu et Egbueri, 2019 ; Egbueri et Mgbenu, 2020), le risque non cancérigène est classé comme négligeable (THI < 0,1), faible (THI ≥ 0,1 < 1), moyen (THI ≥ 1 < 4) ou élevé (THI ≥ 4).

#### 4.2.2.2 Risque cancérigène pour la santé

Le risque cancérigène est défini comme étant la probabilité qu'une personne développe un type de cancer au cours de sa vie en raison d'une exposition à des agents cancérigènes spécifiques. Dans cette étude, le risque incrémental de cancer sur la durée de vie (ILCR) a été déterminé sur la base de l'exposition à des agents cancérigènes

potentiels tels que le Cr, le Cd et le Pb dans l'eau potable. Le ILCR est calculé en multipliant le CDI par le facteur de pente cancérigène (CSF) :

$$ILCR = CDI \times CSF \quad \text{Équation 13}$$

Les valeurs de CSF utilisées ici proviennent du California Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA, 2019 ; Zakir et al., 2020). Des valeurs de CSF équivalentes à 0,42, 0,0085 et 15,0  $\text{mg kg}^{-1} \text{ jour}^{-1}$  ont été utilisées pour le Cr, le Pb et le Cd, respectivement (OEHHA, 2019 ; Zakir et al., 2020). Selon l'USEPA (2010), l'intervalle admissible pour le  $\sum ILCR$  est de  $1 \times 10^{-06}$  à  $1 \times 10^{-04}$ .

### *4.3 Résultats et discussion*

#### 4.3.1 Évaluation de la potabilité des eaux souterraines

##### 4.3.1.1 Dureté totale (TH)

La dureté totale (TH) des échantillons d'eau souterraine dans la région de Djébeniana varie de 1489,7 à 4742,2 mg/L pour la nappe phréatique du Plio-Quaternaire et de 908,75 à 2349,5 mg/L pour la nappe profonde du Miocène (Tableau 11). La classification de la dureté pour les eaux de deux nappes indique que tous les échantillons sont classés comme très durs (TH > 300 mg/L), dépassant la limite admissible de dureté totale des eaux destinées à la consommation (500 mg/L) identifiée par OMS (2017).

**Tableau 11**  
**Valeurs calculées de TH et classification des échantillons d'eau souterraine**  
**prélevés dans la région de Djébeniana**

Aquifère	Désignation	Qualité de l'eau potable		
		TH	Classification	
Plio-quadernaire (Superficiel)	1	2124,4	Très dur	
	2	1489,8	Très dur	
	3	1869,2	Très dur	
	4	2074,8	Très dur	
	5	1699,7	Très dur	
	6	4376,2	Très dur	
	7	1701,7	Très dur	
	Miocène (profond)	8 (forage de Beliana)	908,8	Très dur
		9 (forage de Botria)	2349,5	Très dur
		10 (forage de Hzag)	979,8	Très dur
11		1722,8	Très dur	
Plio-quadernaire (Superficiel)	12	2353,0	Très dur	
	13	2597,7	Très dur	
	14	2313,9	Très dur	
	15	1931,8	Très dur	
	16	2423,7	Très dur	
	17	2741,2	Très dur	
	18	2928,6	Très dur	
	19	3024,7	Très dur	
	20	3238,7	Très dur	
	21	3501,6	Très dur	
	22	4300,6	Très dur	
	23	4003,4	Très dur	
	24	4229,3	Très dur	
	25	4742,2	Très dur	

#### 4.3.1.2 Indices de qualité de l'eau

Le tableau 12 résume les critères de qualité de l'eau et les poids unitaire (WI) attribués aux paramètres utilisés pour le calcul de WQI. Les critères tunisiens de qualité de l'eau potable définies par la norme NT09.14 pour les eaux destinées à la consommation (à l'exclusion des eaux conditionnées) sont moins exhaustifs et moins contraignants que ceux de l'OMS et de l'USEPA (Tableau 12 ). Pour cette raison, ces deux dernières

sources ont été utilisées pour définir les critères de potabilité. Les valeurs calculées de WQI pour la nappe phréatique PQ varient de 162,7 à 1925,7 (Tableau 13). Pour la nappe du Miocène, elles varient de 270,4 à 426,3. Selon Tyagi et al. (2013), tous les échantillons des deux nappes sont classés comme impropres à la consommation (grade E), ce qui confirme les résultats de la dureté totale (TH).

**Tableau 12**  
**Paramètres inclus dans le calcul des indices de qualité de l'eau WQI**

Paramètres	Eau potable			
	Critères	Agence	Norme tunisienne NT09.14	Wi
pH	6,5-8,5 (7,5)	USEPA (2018)	6,5-8,5	$4,3 \times 10^{-2}$
Cl	250	USEPA (2018)	500	$1,3 \times 10^{-3}$
SO <sub>4</sub>	250	USEPA (2018)	500	$1,3 \times 10^{-3}$
Na	200	OMS (2011)	200	$6,5 \times 10^{-4}$
Ca	75	OMS (2011)	200	$4,3 \times 10^{-3}$
Mg	50	OMS (2011)	100	$6,5 \times 10^{-3}$
K	12	OMS (2011)	//	$2,7 \times 10^{-2}$
F	1,5	OMS (2014)	1,5	$2,2 \times 10^{-1}$
Sr	7,0	SC (2019)	//	$4,6 \times 10^{-2}$
Br	0,5	OMS (2009)	//	$6,5 \times 10^{-1}$
NO <sub>3</sub>	50	OMS (2011)	45	$6,5 \times 10^{-3}$

Les concentrations sont exprimées en mg/L, le pH est exprimé en unités de pH. Wi :

poinds unitaire pour chaque paramètre de qualité de l'eau (Eq. 6)

Parmi les 22 échantillons d'eau souterraine de la nappe phréatique, 7 puits situés près de la frange côtière sont caractérisés par les valeurs les plus élevées de WQI ( $WQI > 1000$ ) (puits 6, 21, 22, 23, 24 et 25 ; Figure 31) associées au groupe I et un seul (puits 20, Figure 31) associé au groupe II-b tel qu'identifié précédemment dans le Chapitre III. La composition chimique des eaux souterraines dans cette zone côtière reflète très probablement l'effet de l'intrusion marine. En effet, les eaux provenant de ces puits

présentent des concentrations de substances dissoutes ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ) plus élevées que celles des échantillons prélevés en amont, indiquant vraisemblablement l'influence de l'intrusion saline (Moussaoui et al., 2023). L'intrusion d'eau d'origine marine est probablement le principal facteur responsable de la dégradation du WQI dans la zone côtière.

Le taux de contamination élevé dans les échantillons du Groupe I est principalement associé aux concentrations élevées de  $\text{Cl}^-$  (3088,3- 4985,5 mg/L),  $\text{Mg}^{2+}$  (225 - 335 mg/L),  $\text{Br}^-$  (8,9 - 14,4 mg/L),  $\text{Na}^+$  (1054,7 - 2157 mg/L),  $\text{K}^+$  (12 - 32 mg/L) et  $\text{Sr}^{2+}$  (13,7 - 22 mg/L), ces éléments sont des constituants typiques de l'eau de mer.

**Tableau 13**

**Valeurs calculées de WQI et description des échantillons prélevés dans la région de Djébeniana (évaluation de la qualité de l'eau basée sur Tyagi et al., 2013). Les échantillons en gris sont caractérisés par les valeurs de WQI les plus élevées (WQI >1000).**

Aquifère	Désignation	Qualité de l'eau potable		
		WQI	Description	Grade
Plio- quaternaire (Superficiel)	1	467,1	Impropre à la consommation	E
	2	401,7	Impropre à la consommation	E
	3	200,5	Impropre à la consommation	E
	4	200,6	Impropre à la consommation	E
	5	162,7	Impropre à la consommation	E
	6	1500,5	Impropre à la consommation	E
Miocène (profond)	7	212,0	Impropre à la consommation	E
	8 (forage de Beliana)	328,8	Impropre à la consommation	E
	9 (forage de Botria)	270,4	Impropre à la consommation	E
	10 (forage de Hzag)	426,3	Impropre à la consommation	E
	11	306,3	Impropre à la consommation	E
	12	348,1	Impropre à la consommation	E
	13	393,2	Impropre à la consommation	E
	14	289,1	Impropre à la consommation	E
	15	203,6	Impropre à la consommation	E
	Plio- quaternaire (Superficiel)	16	371,3	Impropre à la consommation
17		611,6	Impropre à la consommation	E
18		551,9	Impropre à la consommation	E
19		660,4	Impropre à la consommation	E
20		1341,0	Impropre à la consommation	E
21		1224,6	Impropre à la consommation	E
22		1510,6	Impropre à la consommation	E
23		1084,1	Impropre à la consommation	E
24		1501,2	Impropre à la consommation	E
25		1925,7	Impropre à la consommation	E

### 4.3.2 Évaluation des risques pour la santé humaine

#### 4.3.2.1 Risque sanitaire non cancérigène

Le risque non cancérigène pour la santé humaine causé par l'ingestion de substances non cancérigènes (nitrate, fluorure et strontium) dans les eaux souterraines a été évalué en calculant HQ et THI pour les adultes et les enfants (Tableau 15). Ces éléments chimiques dépassent les normes de qualité de l'eau potable de l'OMS (Tableau 14). L'organisation mondiale de la santé n'a pas encore établi une limite sanitaire pour le strontium dans l'eau potable. Le Canada est l'un des premiers pays à avoir élaboré une directive sanitaire pour le strontium dans l'eau potable, fixant une concentration maximale acceptable de 7,0 mg/L pour cet élément (SC, 2019). Pour cela, la recommandation canadienne a été utilisée dans cette étude (Tableau 14).

**Tableau 14**

**Concentrations en fluorure de strontium et en nitrate dans l'aquifère phréatique Plio-quaternaire de la région de Djébeniana comparées aux normes de l'OMS**

Élément	Min (mg/L)	Max (mg/L)	Critères (mg/L)	Organisme de normalisation
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,3	78,3	50	OMS (2011)
F <sup>-</sup>	1,2	2,4	1,5	OMS (2014)
Sr <sup>2+</sup>	6,0	22,0	7,0	SC (2019)

Des valeurs de HQ supérieures à 1 (supérieures à la recommandation de l'USEPA) ont été observées pour les trois substances ciblées dans l'aquifère phréatique PQ, tandis que les valeurs de HQ calculées pour les eaux souterraines provenant de la nappe profonde du Miocène (Boteria, Hzag, Beliana) étaient toutes inférieures à 1 (Tableau 15). Les valeurs calculées de THI suggèrent que tous les échantillons de l'aquifère superficiel dépassent la limite admissible (tous les échantillons présentent des valeurs de THI > 1 (Tableau 15). Les calculs suggèrent que les valeurs de HQ > 1 pour les enfants sont principalement associés à la présence de fluorure (HQ > 1 pour tous les échantillons de

nappe phréatique) et de strontium (HQ > 1 pour 14/22 échantillons de nappe phréatique), tandis que le nitrate semble moins problématique (HQ > 1 pour 3/22 échantillons de nappe phréatique).

Tableau 15

Quotient de danger calculé (HQ) et l'indice de danger total (THI) pour les adultes et les enfants en ce qui concerne les substances non cancérogènes ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ). Les échantillons en gris sont caractérisés par des valeurs de THI ou HQ > 1.

Désignation	Adultes			Enfants			THI	
	HQ <sub>NO3</sub>	HQ <sub>F</sub>	HQ <sub>Sr</sub>	HQ <sub>NO3</sub>	HQ <sub>F</sub>	HQ <sub>Sr</sub>	Adultes	Enfants
1	0,49	0,61	0,38	1,15	1,43	0,90	1,49	3,48
2	0,25	0,63	0,41	0,58	1,47	0,97	1,30	3,04
3	0,26	0,62	0,35	0,62	1,45	0,82	1,24	2,89
4	0,26	0,61	0,37	0,60	1,44	0,87	1,25	2,92
5	0,30	0,72	0,30	0,72	1,68	0,71	1,33	3,12
6	0,18	0,62	1,05	0,44	1,46	2,45	1,86	4,36
7	0,33	0,69	0,31	0,78	1,61	0,73	1,34	3,13
8 (forage de Beliana)	<0,01	0,26	0,21	<0,01	0,61	0,50	0,47	1,11
9 (forage de Botria)	<0,01	0,23	0,41	0,01	0,55	0,97	0,66	1,54
10 (forage de Hzag)	<0,01	0,24	0,23	<0,01	0,57	0,55	0,48	1,12
11	0,18	0,70	0,28	0,43	1,65	0,66	1,18	2,75
12	0,23	0,78	0,44	0,53	1,82	1,02	1,45	3,38
13	0,25	0,77	0,51	0,60	1,81	1,19	1,54	3,60
14	0,17	0,75	0,40	0,41	1,76	0,94	1,3	3,12
15	0,21	1,00	0,46	0,49	2,35	1,09	1,69	3,94
16	0,03	0,59	0,51	0,09	1,37	1,20	1,14	2,67
17	1,39	1,00	0,57	3,26	2,35	1,34	2,98	6,95
18	0,29	0,93	0,66	0,68	2,17	1,55	1,89	4,41
19	0,13	0,89	0,68	0,32	2,08	1,59	1,71	4,00
20	0,02	0,76	0,65	0,05	1,77	1,52	1,44	3,36
21	0,46	1,16	0,74	1,08	2,71	1,74	2,37	5,53
22	0,23	0,85	1,00	0,55	2,00	2,13	2,00	4,68
23	0,33	0,87	1,00	0,77	2,03	2,11	2,11	4,92
24	0,22	0,58	0,86	0,53	1,35	2,01	1,67	3,90
25	0,24	0,60	1,00	0,56	1,41	2,34	1,85	4,31

Bien que les HQ calculés pour les nitrates soient pour la plupart < 1, les résultats montrent qu'un puits dans la zone côtière urbaine (puits 17) présente une valeur de HQ

> 1 pour les adultes et trois puits des zones agricoles (1, 17 et 21) montrent des valeurs de HQ > 1 pour les enfants. Ces puits, caractérisés par des concentrations excessives en nitrates, pourraient être affectés par des apports provenant de l'agriculture et des rejets d'eaux usées urbaines (Maliki, 2000 ; Moussaoui et al., 2023).

Les problèmes de qualité de l'eau liés au fluor sont très répandus dans l'aquifère du PQ. Les sources géogéniques potentielles de fluor comprennent la dissolution des évaporites contenant des minéraux tels que la fluorite (Moussaoui et al., 2023). Cependant, les eaux de la nappe phréatique du PQ sont systématiquement sursaturées en fluorite, ce qui suggère que la dissolution de la fluorite n'est pas le mécanisme à l'origine de la concentration élevée de fluor. La corrélation entre le fluor et le nitrate suggère que les impacts anthropogéniques (l'utilisation d'engrais, les industries chimiques, y compris la production d'engrais chimiques) pourraient être responsables de taux élevés de fluorure.

Les HQ calculés pour les enfants suggèrent que les parties côtières et centrales de la zone d'étude sont caractérisées par des problèmes de qualité de l'eau liés au  $\text{Sr}^{2+}$  (échantillons du groupe I et certains du groupe II-b ; la Figure 30 montre la distribution spatiale des différents groupes). En outre,  $\text{Sr}^{2+}$  est positivement corrélé avec  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Br}^-$ , et  $\text{K}^+$ , qui sont des constituants typiques de l'eau de mer, suggérant ainsi que l'intrusion marine est la principale source de strontium dans les eaux souterraines (Moussaoui et al., 2023).

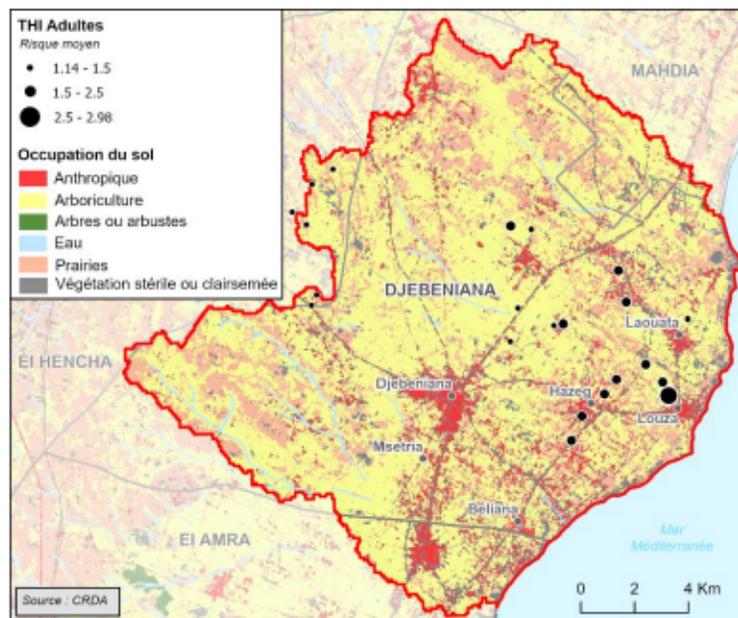
Les valeurs de THI permettent d'évaluer les risques associés à la consommation d'eau souterraine (soit négligeable :  $\text{THI} < 0,1$ , risque faible :  $\text{THI} \geq 0,1 < 1$ , risque moyen :  $\text{THI} \geq 1 < 4$  ou risque élevé :  $\text{THI} \geq 4$ ). Les résultats obtenus ici montrent que tous les échantillons d'eau provenant de nappe phréatique présentent un risque moyen pour la santé humaine en ce qui concerne les adultes (Tableau 16). Pour les enfants, 15 échantillons correspondent à des risques moyens et 7 échantillons présentent des risques non cancérigènes élevés (Tableau 16). Il est donc conclu que les eaux

souterraines de l'aquifère superficiel du PQ sont impropres à la consommation. La distribution spatiale des THI pour les adultes et les enfants est représentée dans les figures 45 et 46, respectivement. Les deux cartes (Figures 45 et 46) suggèrent que les risques les plus élevés se trouvent dans la partie orientale de la zone d'étude (principalement dans la zone associée aux échantillons du groupe I). Il semble impératif que les habitants de ces zones soient informés des risques associés à la présence de nitrate, de strontium et de fluorure dans les eaux souterraines, en particulier pour les personnes qui consomment des eaux souterraines non traitées. Par conséquent, des mesures visant à protéger la santé publique, telles que le traitement de l'eau, doivent être prises immédiatement. Des systèmes de traitement par osmose et électrodia

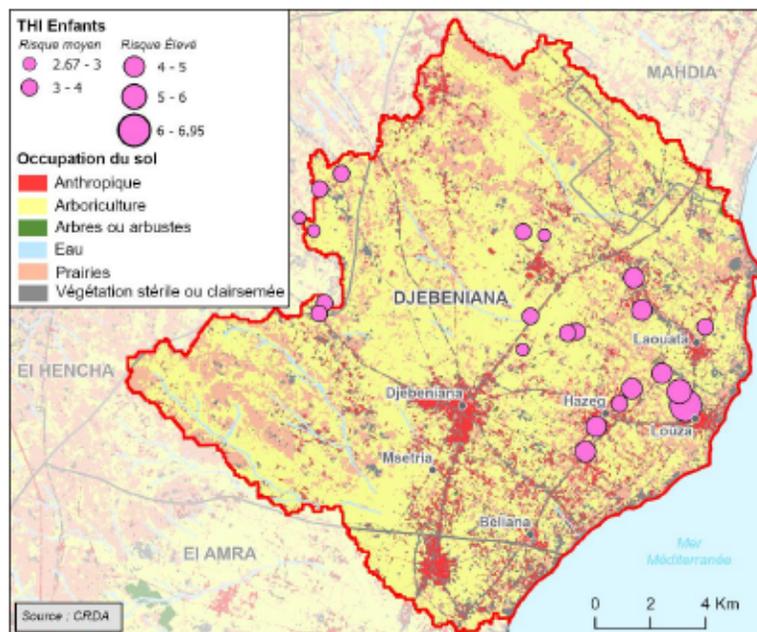
lyse peuvent être utilisés pour éliminer ces éléments (Zakir et al., 2020). Les autorités locales devraient également prendre des mesures supplémentaires telles que la surveillance systématique de la qualité des eaux souterraines afin de suivre l'évolution de la ressource dans le temps et dans l'espace. Ce suivi est nécessaire pour assurer la protection et la bonne gestion des eaux souterraines en rationalisant les prélèvements dans cette zone côtière.

**Tableau 16**  
**Classification des eaux souterraines sur la base des valeurs THI pour les enfants et les adultes**

THI	Type de pollution	N échantillons de l'aquifère PQ	
		Adultes	Enfants
< 0.1	Négligeable	0	0
≥ 0,1 < 1	Faible	0	0
≥ 1,0 < 4,0	Moyen	22	15
THI ≥ 4,0	Haut	0	7



**Figure 45**  
**Carte de distribution spatiale du l'indice de danger total (THI) pour les adultes dans la zone d'étude**



**Figure 46**  
**Carte de distribution spatiale du l'indice de danger total (THI) pour les enfants dans la zone d'étude**

De nombreuses études ont identifié le cuivre, le zinc, le chrome, le plomb, le fer, le cadmium et le manganèse comme contaminants inorganiques courants dans les eaux souterraines (Akter et al., 2015 ; Kumar et al., 2017 ; Zakir et al., 2020). Dans la présente étude, les valeurs de HQ calculées pour Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn pour les adultes étaient systématiquement inférieures à 1 (Tableau 17). Par conséquent, tous ces oligo-éléments se situaient à un niveau acceptable de risque sanitaire non cancérigène.

**Tableau 17**  
**Quotients de danger (HQ) calculés pour l'exposition orale aux métaux lourds**  
**dans les échantillons d'eau souterraine (adultes)**

Désignation	HQ <sub>Cu</sub>	HQ <sub>Zn</sub>	HQ <sub>Cr</sub>	HQ <sub>Pb</sub>	HQ <sub>Fe</sub>	HQ <sub>Cd</sub>	HQ <sub>Mn</sub>
1	$2,1 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
2	$4,2 \times 10^{-4}$	$3,8 \times 10^{-4}$	$5,7 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
3	$2,5 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-2}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
4	$2,0 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
5	$1,7 \times 10^{-3}$	$7,4 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
6	$2,1 \times 10^{-4}$	$8,4 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
7	$2,1 \times 10^{-4}$	$9,5 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
8 (forage de Beliana)	$2,1 \times 10^{-4}$	$2,6 \times 10^{-2}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	0,1
9 (forage de Botria)	$2,1 \times 10^{-4}$	$2,3 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
10 (forage de Hzag)	$2,1 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	0,1
11	$2,1 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
12	$2,1 \times 10^{-4}$	$4,4 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
13	$2,1 \times 10^{-4}$	$4,7 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
14	$2,1 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
15	$2,1 \times 10^{-4}$	$6,2 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
16	$2,1 \times 10^{-4}$	$4,9 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-2}$
17	$2,1 \times 10^{-4}$	$3,6 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
18	$2,1 \times 10^{-4}$	$9,5 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$

Tableau 17 suite

Désignation	HQ <sub>Cu</sub>	HQ <sub>Zn</sub>	HQ <sub>Cr</sub>	HQ <sub>Pb</sub>	HQ <sub>Fe</sub>	HQ <sub>Cd</sub>	HQ <sub>Mn</sub>
19	$2,1 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$8,5 \times 10^{-3}$
20	$2,1 \times 10^{-4}$	$4,7 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-2}$
21	$2,1 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-2}$
22	$2,1 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
23	$2,1 \times 10^{-4}$	$3,2 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
24	$2,1 \times 10^{-4}$	$7,6 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-4}$
25	$2,1 \times 10^{-4}$	$4,0 \times 10^{-2}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	0,1

Les valeurs identiques sont calculées en convertissant les données <LD en valeurs = 0,5 \* LD.

#### 4.3.2.2 Risque cancérigène pour la santé

Le plomb, le chrome et le cadmium sont considérés comme des substances potentiellement cancérigènes (OEHHA, 2019). Sur les 7 métaux étudiés ici (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn), seuls ces 3 métaux ont des valeurs de CSF (facteur de pente cancérigène) telles que décrites par l'OEHHA (2019). Les risques de cancer calculés pour ces substances en cas d'ingestion d'eau sont présentés dans le Tableau 18. Les résultats montrent des valeurs ILCR pour Cr, Pb et Cd allant de  $3,6 \times 10^{-6}$  à  $2,8 \times 10^{-5}$ , de  $2,0 \times 10^{-8}$  à  $2,8 \times 10^{-6}$  et à environ  $4,2 \times 10^{-6}$ , respectivement. La plage acceptable pour  $\Sigma$ ILCR est comprise entre  $1,0 \times 10^{-6}$  et  $1,0 \times 10^{-4}$ . Les valeurs calculées de l'ILCR total ( $\Sigma$ ILCR) obtenues ici vont de  $7,9 \times 10^{-6}$  à  $4,6 \times 10^{-5}$ . Toutes les valeurs obtenues se situent à un niveau acceptable de risque sanitaire cancérigène. Par ailleurs, les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans les puits 3 ( $4,6 \times 10^{-5}$ ), 4 ( $3,7 \times 10^{-5}$ ) et 5 ( $3,3 \times 10^{-5}$ ), qui se situent dans la partie amont de l'aquifère influencée par l'anthropisation. Dans le chapitre III, les éléments traces dissous corrélaient positivement

avec  $F^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  et  $HCO_3^-$ , ce qui suggère que la pollution anthropique est à l'origine de ce problème (Moussaoui et al., 2023).

**Tableau 18**

**Valeurs calculées du risque incrémental de cancer sur la durée de vie (ILCR) dues à l'exposition orale aux métaux toxiques (adultes). Les échantillons en gris sont caractérisés par les valeurs les plus élevées de  $\Sigma$  ILCR.**

Désignation	ILCR <sub>Cr</sub>	ILCR <sub>Pb</sub>	ILCR <sub>Cd</sub>	$\Sigma$ ILCR
1	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
2	$7,2 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-5}$
3	$4,2 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$4,6 \times 10^{-5}$
4	$3,3 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$3,7 \times 10^{-5}$
5	$2,8 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$3,3 \times 10^{-5}$
6	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
7	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
8 (forage de Beliana)	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
9 (forage de Botria)	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
10 (forage de Hzag)	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
11	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
12	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
13	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
14	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
15	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
16	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
17	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
18	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
19	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
20	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
21	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
22	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
23	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
24	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,9 \times 10^{-6}$
25	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,8 \times 10^{-6}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-5}$

Les valeurs identiques sont calculées en convertissant les données <LD en valeurs =  $0,5 * LD$ .

### 4.3.3 Recommandations pour la gestion des eaux souterraines

Les indices de qualité de l'eau calculés ici révèlent des problèmes importants concernant la potabilité des eaux souterraines dans la zone d'étude. Ces résultats soulignent l'importance cruciale d'agir pour protéger la santé des habitants de la région. Malgré la situation problématique observée, les liens entre les indices de qualité calculés et les groupes d'échantillons d'eau identifiés précédemment dans le chapitre III offrent la possibilité de proposer des stratégies de gestion des ressources en eau basées sur la compréhension du fonctionnement hydrogéochimique du système d'écoulement des eaux souterraines de la région. Les observations mises en évidence ici révèlent que les problèmes de qualité de l'eau concernent principalement les échantillons du Groupe I de la nappe phréatique, qui sont prélevés de la zone côtière de région d'étude (Figures 33, 46 et 47). Dans cette zone, l'intrusion d'eau salée et la contamination d'origine anthropique par les engrais ou les effluents septiques sont identifiées comme les deux mécanismes les plus probables de contamination des eaux souterraines. À long terme, le contrôle de l'impact de l'intrusion d'eau salée sur la qualité des eaux souterraines dans la zone côtière devrait être réalisé selon une stratégie qui se base sur la vérification et la surveillance des taux de pompage des puits dans la région. Un suivi à grande échelle des paramètres hydrogéochimiques de la nappe permettrait également de mieux évaluer le prélèvement maximal à prendre en compte pour éviter une pollution de l'aquifère côtier. À moyen terme, une réduction de l'utilisation d'engrais à la source et une réduction des rejets d'effluents septiques dans l'ensemble de la zone d'étude pourraient contribuer à réduire la concentration de certains contaminants, dont le fluorure et les nitrates.

Compte tenu des faibles taux de recharge, il est peu probable que de telles mesures aient un effet immédiat sur la qualité des eaux souterraines. Cela souligne l'importance d'agir rapidement pour le profit des générations futures. À court terme, deux actions prioritaires sont proposées. La première recommandation consiste à mettre en place un programme d'information des habitants sur les questions relatives à la qualité des eaux

souterraines. En principe, ce programme devrait être réalisé en partenariat avec les autorités locales et les équipes de recherche, afin de faciliter le partage des informations avec les communautés locales. La deuxième recommandation est de procéder, dans les plus brefs délais, à une évaluation des meilleures options disponibles pour traiter les eaux souterraines. Les options de traitement devraient donner la priorité aux contaminants les plus courants dans les eaux souterraines de la région, sans toutefois s'y limiter, et une analyse économique devrait être réalisée pour identifier les solutions économiquement durables. Parallèlement, il convient de mener des recherches axées sur d'autres méthodes de remédiation. À titre d'exemple, la recharge artificielle de l'aquifère superficiel avec les eaux usées traitées pourrait contribuer à réduire les problèmes de qualité de l'eau.

#### *4.4 Conclusion*

Les eaux souterraines de l'aquifère superficiel du Plio-Quaternaire dans la région de Djébeniana constituent une ressource essentielle pour l'approvisionnement en eau potable et l'irrigation. Néanmoins, les résultats obtenus dans la présente étude révèlent que cette ressource précieuse est menacée par des problèmes de contamination dus à la présence de nitrate, de fluorure, de strontium et de quelques éléments traces. Les calculs de la dureté totale (TH) et des indices de qualité de l'eau (WQI) ont souligné les problèmes de contamination des eaux souterraines. En effet, les eaux de tous les puits des aquifères côtiers superficiels et profond sont classées comme étant impropres à la consommation et très dures. Les indices de danger total (THI) calculés pour le nitrate, le fluorure et le strontium suggèrent que tous les échantillons prélevés de la nappe phréatique pour les adultes et les enfants dépassent la limite admissible. Les quotients de danger (HQ) calculés pour Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn étaient inférieurs à 1, ce qui suggère que ces éléments traces se trouvaient à un niveau acceptable en termes de risque sanitaire non cancérigène. Néanmoins, le risque incrémental de cancer sur la durée de vie (ILCR) associé à l'exposition orale aux métaux nocifs (Pb, Cr et Cd) révèle que toutes les valeurs obtenues se situent à un niveau acceptable de risque sanitaire

cancérogène, et que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans les puits situés dans la partie amont de l'aquifère influencée par l'anthropisation. Les résultats de la présente étude soulignent également le besoin critique de prendre des mesures pour réduire la concentration de nitrate, de fluorure, de strontium et de métaux lourds toxiques dans la nappe phréatique du PQ et de développer des stratégies de gestion et de protection des eaux souterraines afin de réduire les risques associés à la consommation pour les habitants. Ultiment, les données ont été utilisées pour proposer des recommandations à court, moyen et long terme pour la gestion et la protection des eaux souterraines.

## CHAPITRE 5 : ÉTUDE GÉOPHYSIQUE ET MODÉLISATION GÉOCHIMIQUE

### *5.1 Introduction*

Les zones côtières de plusieurs pays, principalement celles situées dans des régions semi-arides, sont caractérisées par des eaux souterraines vulnérables à la salinisation par l'eau de mer (intrusion marine) (Zghibi, 2013). Ce problème résulte parfois de l'expansion de l'irrigation, lorsque cette dernière engendre la surexploitation des eaux souterraines côtières. La salinisation des eaux souterraines par intrusion marine peut également être aggravée par des processus naturels tels que la dissolution de sels géogéniques et des facteurs anthropiques tels que le relargage d'effluents salins. La Tunisie est l'un des pays confrontés à ce problème, en particulier dans les zones côtières semi-arides, où les eaux souterraines sont utilisées de manière intensive pour satisfaire les besoins de l'agriculture qui repose principalement sur la pratique de l'irrigation par inondation (Zghibi, 2013).

Comme beaucoup d'autres régions côtières tunisiennes, la région de Djébeniana a subi une dégradation significative de ses ressources en eau souterraine en raison de l'intrusion saline (Maliki 2000, Moussaoui et al., 2023). Ce processus est vraisemblablement accentué par la croissance rapide de la population, la diversification des activités économiques et les besoins croissants en eau de la population locale. C'est dans ce contexte que différentes études hydrogéologiques et hydrochimiques ont été réalisées afin d'évaluer la quantité et la qualité des eaux souterraines de la région et d'identifier les processus associés à la dégradation de la ressource (Maliki, 2000 ; Fedrgonie, 2001 ; Moussaoui et al., 2023). Les études précitées ont permis non seulement de caractériser la configuration des aquifères (Maliki, 2000 ; Fedrgonie, 2001) et la dynamique de l'écoulement des eaux souterraines (Maliki, 2000 ; Fedrgonie, 2001), mais également d'identifier les sources de salinité au sein des systèmes d'écoulement de l'eau souterraine de la région (Moussaoui et al., 2023).

Malgré les importantes contributions précitées, il demeure à ce jour complexe d'évaluer la dynamique du processus d'intrusion d'eau marine dans la tranche superficielle de l'aquifère constituant la frange littorale. Cela s'explique par le fait qu'il existe peu de puits d'observation permettant de suivre les niveaux et la qualité de l'eau souterraine à proximité immédiate de la côte. De surcroît, les données physiques et chimiques associées à des mesures réalisées au sein de puits d'observation fournissent généralement des informations ponctuelles dans l'espace, ce qui peut compliquer l'évaluation de l'hétérogénéité des caractéristiques hydrogéochimiques des aquifères. Dans un tel contexte, des approches géophysiques et numériques peuvent s'avérer des compléments essentiels à l'évaluation des processus affectant les eaux souterraines. D'une part, certaines approches géophysiques électriques non invasives, telles que la tomographie de résistivité électrique, présentent un potentiel reconnu pour l'évaluation de processus hydrogéologiques et géochimiques. En effet, la tomographie électrique est couramment utilisée pour caractériser la fracturation (Ramirez et Daily, 2001), détecter les cavités ou les corps gelés (Marescot et al., 2003), identifier les vestiges archéologiques (Panissos, 1997), évaluer la structure des sols et de proche surface (Michot, 2003) ou encore d'évaluer les voies de migration de polluants dans le sol (Chambers et al., 1999). Cette technique d'imagerie électrique suscite aussi un intérêt grandissant pour imager la migration d'eau salée au sein des aquifères (Abdul-Nasser et al., 2000). L'approche fut notamment employée en domaine côtier en Tunisie afin de caractériser des processus d'intrusion marine (Zghibi, 2013) et dans le sud tunisien dans la caractérisation des intrusions des eaux salées prévenant de Sebkhâ dans la région de Gafsa et Touzeur (Khalfi et al., 2021 ; Mhamdi et al., 2022 ; Ghaib et al., 2023). Son applicabilité y semble prometteuse en raison des propriétés géophysiques des formations géologiques (Ghaib et al., 2023 ; Mhamdi et al., 2022 ; Zghibi, 2013). D'autre part, les approches numériques, notamment celles de modélisation géochimique, permettent d'évaluer la spéciation des substances dissoutes dans l'eau souterraine et les indices de saturation des minéraux et de simuler des processus géochimiques. Bien que les modèles ne puissent remplacer des observations directes,

ils permettent parfois de compléter la compréhension du fonctionnement de systèmes complexes. La modélisation géochimique a notamment été employée pour améliorer la compréhension des processus de salinisation (Kouzana et al., 2009 ; M'nassri et al., 2018). De surcroît, le couplage des approches géophysique électrique et de modélisation géochimique présente un fort potentiel qui demeure peu documenté dans la littérature scientifique.

S'inscrivant dans le contexte préétabli, l'objectif général de ce chapitre est de développer une approche de couplage des méthodes de tomographie de résistivité électrique et de modélisation géochimique pour évaluer la configuration du front d'intrusion saline dans un aquifère côtier. La région de Djébeniana est spécifiquement ciblée pour cette démarche. Le couplage des données géophysique et de modélisation géochimique est effectué par l'intermédiaire (1) de l'application de la loi d'Archie (1942) pour l'estimation de la conductivité électrique de l'eau porale et (2) de l'application de calculs de mélange (eau douce – eau salée) visant à simuler la conductivité de l'eau souterraine. Ultimement, des abaques théoriques sont proposés pour lier les résistivités électriques mesurées dans l'aquifère à l'ampleur de l'intrusion d'eau marine.

### *5.2 Région d'étude*

La zone ciblée dans le cadre du présent chapitre est caractérisée par une séquence stratigraphique comportant de 3 tranches principales, soit Quaternaire, Mio-Plio-Quaternaire et Miocène (Figure 14). La couche du Pléistocène inférieur (Quaternaire ancien), d'origine continentale, est constituée d'argile sableuse, de sable argileux et de quelques niveaux sableux à graviers couronnés le plus souvent par une carapace calcaire blanche dure ou calcaire gypseuse (Hajjem, 1979 ; Chalbaoui, 1989). La couche du Pléistocène moyen et supérieur (Quaternaire récent) affleure le long de la côte méditerranéenne. Elle correspond aux formations continentales qui se présentent sous forme de terrasses et de glacis. Elle contient des sédiments détritiques argileux,

des croûtes calcaires, des limons et des encroûtements gypseux, des sables limoneux, des éboulis et des alluvions anciens et actuels (Bel Mabrouk, 2019). La couche Mio-Pliocène regroupe les séries d'âge Messinien et Pliocène et forme une épaisse unité argilo-sableuse indifférenciée qui témoigne d'un milieu de dépôt continental. Finalement, la couche Miocène caractérisée par une épaisse série constituée d'alternances de couches argilo-sableuses avec des niveaux gréseux.

Les travaux concernent spécifiquement la tranche superficielle de cette séquence stratigraphique, depuis la surface jusqu'à une profondeur maximale de 45 m. Étant située au contact avec la mer Méditerranée, la zone ciblée est sujette à une influence marine directe. Localement, il est estimé que les effets de la marée engendrent un rabattement des niveaux d'eau atteignant 10 m en 5 ans (Fedrigoni et al., 2001). La surface du sol est caractérisée par la présence de sédiments principalement sableux avec quelques altérations argileuses, lesquels sont propices à l'acquisition de données par méthode géophysique électrique.

### *5.3 Concepts théoriques et approches méthodologiques*

#### *5.3.1 Acquisition de données de tomographie de résistivité électrique*

Ci-après, la description des équations mathématiques applicables à la méthode de résistivité électrique est appuyée sur la synthèse proposée par Samouëlian et al. (2005). Le principe de la méthode repose sur l'application de la loi d'Ohm, laquelle permet d'établir une relation entre la différence de potentiel ( $\Delta V$  en V), l'intensité du courant ( $I$  en A) et la résistance ( $R$  en  $\Omega$ ) du milieu dans lequel circule un courant :

$$\Delta V = RI \quad \text{Équation 14}$$

Pour un corps cylindrique homogène et isotrope au sein duquel circule un courant électrique (Figure 47a), la résistivité électrique ( $\rho$  en  $\Omega \text{ m}$ ) sera fonction de la longueur du cylindre ( $L$  en m), de la surface de sa section ( $S$  en  $\text{m}^2$ ) et de la résistance du matériel constituant le cylindre ( $R$  en  $\Omega$ ) (Équation 15, Figure 49) :

$$\rho = R \frac{S}{L} \quad \text{Équation 15}$$

Dans l'équation 16, la résistivité électrique correspond à l'inverse de la conductivité ( $\sigma$  en  $S \text{ m}^{-1}$ ) :

$$\sigma = \frac{1}{\rho} \quad \text{Équation 16}$$

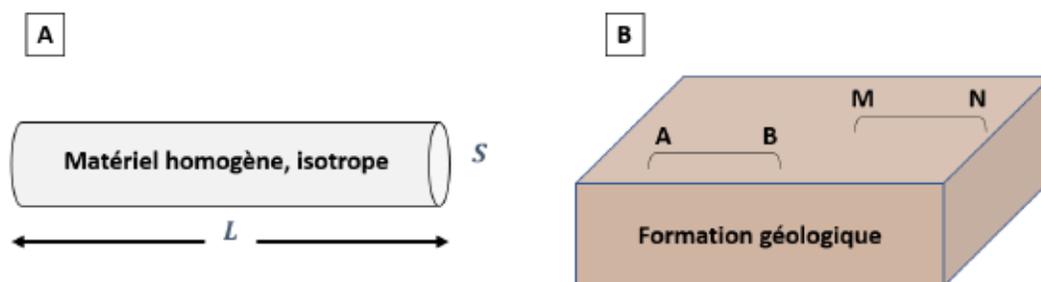
La relation simple établie à l'équation 16 ne peut être appliquée directement aux approches de résistivité électrique généralement déployées en hydrogéologie car la configuration géométrique utilisée pour l'injection de courant à la surface s'avère plus complexe. Toujours selon Samouëlian et al. (2005), l'injection de courant via une électrode implantée à la surface du sol engendrera une série de surfaces équipotentielles qui prendront la forme d'une demi-sphère en sous surface (Figure 48). Pour le contexte illustré à la figure 47b, la différence de potentiel ( $\Delta V$ ) entre les électrodes M et N est donnée par :

$$\Delta V = \frac{\rho I}{2\pi} \left[ \frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right] \quad \text{Équation 17}$$

La résistivité électrique du sol se décrit alors selon :

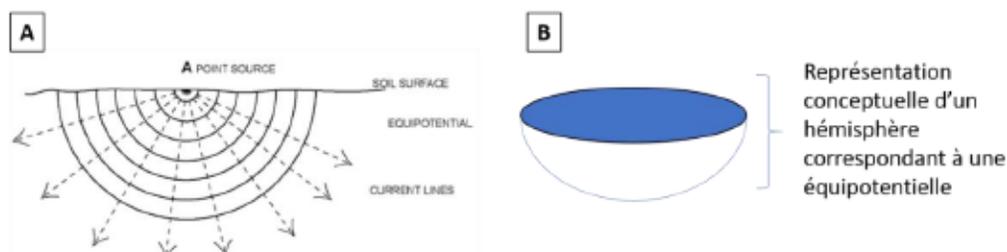
$$\rho = \left[ \frac{2\pi}{\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN}} \right] \frac{\Delta V}{I} \quad \text{Équation 18}$$

Dans l'équation 18, le terme entre les crochets représente un facteur permettant la prise en compte de la géométrie du domaine d'injection de courant et de mesure de potentiel, selon les distances respectives entre les électrodes A, B, M et N.



**Figure 47**

Représentation de deux géométries associées à la propagation de courant électrique au sein d'un corps solide; a. Cylindre homogène et isotrope au sein duquel le courant circule selon  $L$ ; b. Représentation 3D d'une formation géologique au sein de laquelle du courant est injecté par les électrodes A-B et la différence de potentielle est mesurée aux points M-N

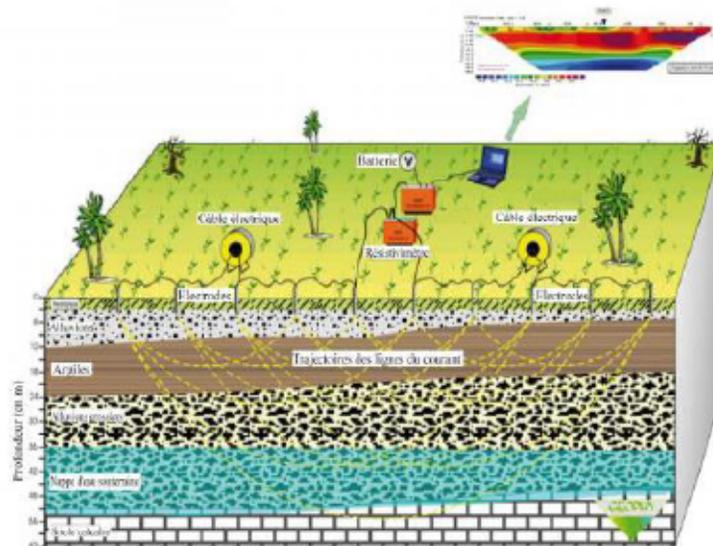


**Figure 48**

Représentation des demi-sphères équipotentielles et des lignes de courant résultant de l'injection de courant électrique à la surface du sol; a. représentation 2D tirée de Samouëlian et al. (2005); b. représentation 3D tirée des notes de cours de Géophysique appliquée de l'UQAT (GNM1019)

La première étape dans l'acquisition 2D sur le terrain consiste à positionner des électrodes espacées régulièrement le long d'un profil et connectées à un câble multiconducteur. La seconde étape nécessite la réalisation de mesures suivant différents arrangements d'électrodes (Figures 49 et 50). Une séquence de mesure doit être définie dans l'appareil avant la collecte des données. Cette séquence permet de définir la géométrie d'acquisition des données. Les données collectées permettent l'obtention d'une pseudo-section illustrant des résistivités apparentes. Cette dernière est traitée via processus d'inversion permettant d'obtenir une coupe de la variation de

la résistivité qui peut être alors interprétée géologiquement selon la problématique traitée.

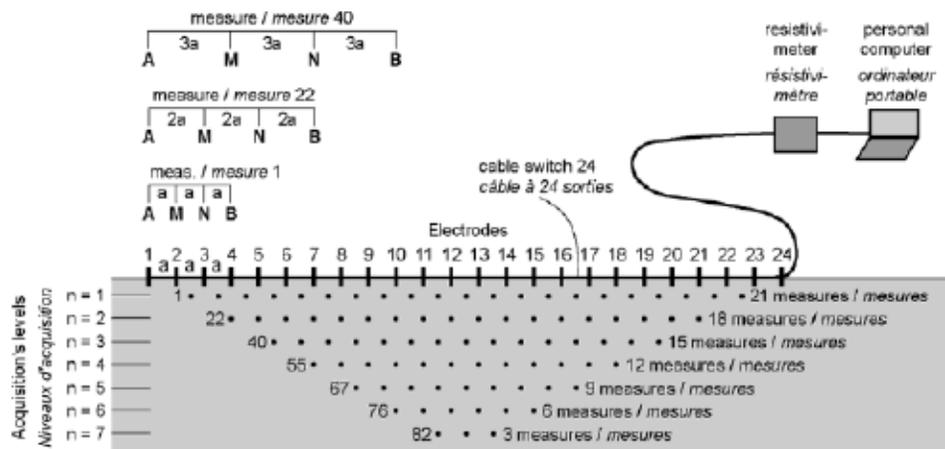


**Figure 49**  
Schéma de principe d'acquisition des mesures de résistivité électrique en tomographie ([www.geophy.fr/resistivite.htm](http://www.geophy.fr/resistivite.htm))



**Figure 50**  
Photos de la mise en œuvre des profils tomographiques 1 et 2 dans la région de Djébéniana

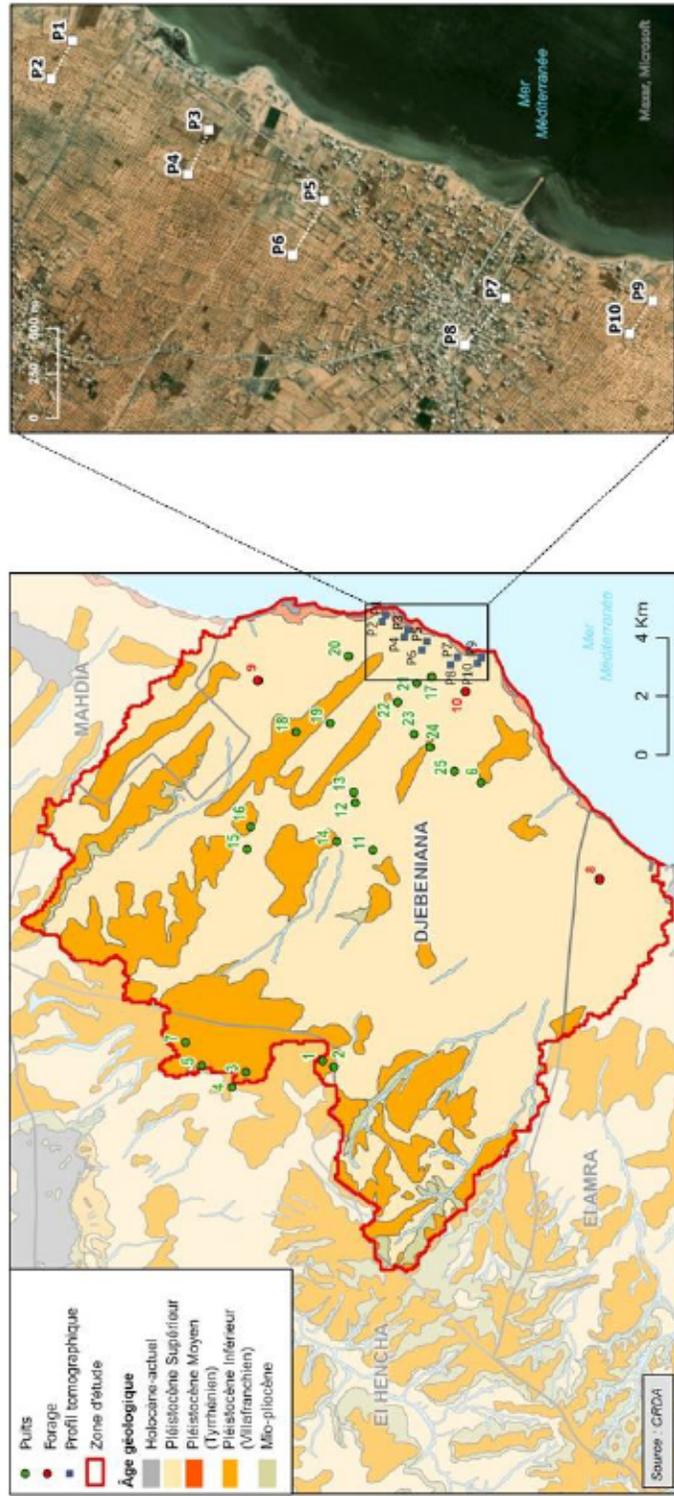
Le positionnement de chaque point de mesure (Figure 51) est défini en fonction de l'espacement inter-électrode ( $a$ ) entre les dipôles d'injection du courant AB et du potentiel MN. Pour chaque espacement, le point de mesure est positionné au centre du dispositif, à une profondeur pouvant être estimée selon la distance entre les électrodes d'injection.



**Figure 51**  
**Arrangement des électrodes pour une acquisition 2D et séquence de mesure**  
(Scapozza et Laigre, 2013)

Dans le cadre de cette étude, 10 profils de tomographie de résistivité électrique (TRE) de 240 m de longueur et de direction ouest-est (perpendiculaire à la côte) ont été réalisés en janvier 2020 (Figure 52 et Tableau 20). Tous les profils ont été réalisés en utilisant la configuration Wenner, laquelle implique que les distances entre les électrodes de courant (AB) et de potentiel (MN) soient égales ( $AB = MN$  dans les équations 17 et 18). Cette configuration géométrique est reconnue pour sa performance dans la détection de structures subhorizontales de faible profondeur (Tableau 19). Les données ont été recueillies à l'aide d'un résistivimètre SYSCAL Pro (IRIS-Instruments) avec 48 électrodes équidistantes de 5 mètres. La configuration employée ici a permis d'atteindre des profondeurs d'investigation d'environ 45 m. Les profils TRE ont été

regroupés pour former 5 lignes de 480 m orientées perpendiculairement à la côte, chaque ligne comportant deux profils (Figure 52). Les données acquises ont été inversées à l'aide du logiciel Res2Dinv (Loke, 2004). Le logiciel traite les données de façon automatisée en s'appuyant sur des paramètres d'inversion prédéfinis. Le modèle calcule des résistivités pour chaque cellule du maillage en s'appuyant sur les valeurs de résistivité apparente mesurées. Lors de l'inversion, les cellules sont fixes alors que les valeurs de résistivité peuvent varier.



**Figure 52**  
**Carte de localisation des Profils tomographiques et des points d'eau**

**Tableau 19**  
**Configuration de dispositifs de mesure de la résistivité électrique d'un sol.**

	Configurations	Coefficient géométrique $K$	Sensibilité $\leftrightarrow$	Sensibilité $\downarrow$	Couverture $\downarrow$	Couverture $\leftrightarrow$	Force du signal
Wenner		$2\pi a$	++++	+	+	+	++++
Wenner-Schlumberger		$\pi n(n+1)a$	++	++	++	++	+++
Dipôle-dipôle		$\pi n(n+1)(n+2)a$	+	++++	+++	+++	+
Pôle-pôle		$2\pi a$	++	++	++++	++++	+++
Pôle-dipôle		$2\pi(n+1)a$	++	+	+++	+++	++

**Tableau 20**  
**Coordonnées des profils tomographiques**

Profil tomographique	SE		NW	
	X (m)	Y(m)	X (m)	Y(m)
P1	684474	3879623	684256	3879720
P2	684256	3879720	684043	3879842
P3	683989	3878873	683767	3878958
P4	683726	3878969	683509	3879076
P5	683527	3880041	683362	3878309
P6	683237	3878346	683054	3878487
P7	683004	3877176	682815	3877290
P8	682551	3877522	682744	3877381
P9	682761	3878315	682946	3878171
P10	682576	3878447	682761	3878315

### 5.3.2 Calcul et modélisation de la conductivité électrique du fluide

Deux approches ont été retenues ici afin d'évaluer la conductivité électrique de l'eau souterraine et de lier ce paramètre à un taux de mélange avec l'eau de mer, soit (1) l'application de la loi d'Archie (1942) à partir de données géophysiques et (2) le calcul de conductivité hydraulique de solutions et de mélanges de solution par modélisation géochimique. Les caractéristiques de la matrice solide et du fluide de l'aquifère étudié ont été évaluées en suivant une approche appuyée sur la loi d'Archie (1942) telle que décrite par Kazakis et al. (2016) et Slater (2007) :

$$F = \frac{\rho}{\rho_w} = \alpha \Phi^{-m} \quad \text{Équation 19}$$

$$\rho = \alpha \rho_w \Phi^{-m} \quad \text{Équation 20}$$

où  $F$  représente un facteur de formation associé à la géométrie des pores,  $\rho$  la résistivité électrique mesurée (Ohm.m),  $\rho_w$  la résistivité électrique du fluide (Ohm.m),  $\Phi$  la porosité (adimensionnel),  $\alpha$  le coefficient de saturation et  $m$  une constante associée au

facteur de cimentation. Les valeurs des paramètres  $a$  et  $m$  ont été fixées à 1 et 1,3, respectivement, en s'appuyant sur l'approche retenue par Kazakis et al. (2016). La porosité estimée dans cette étude pour les formations à dominance sableuse est de 0,30. Les équations 19 et 20 sont employées afin d'estimer la résistivité électrique du fluide ( $\rho_w$ ), ce dernier représentant un mélange d'eau douce et d'eau de mer plus saline. La conductivité électrique (CE, exprimée en S/m) de l'eau, qui représente le paramètre recherché ici, correspond à l'inverse de la résistivité électrique du fluide :

$$CE=1/\rho_w \quad \text{Équation 21}$$

Cependant, la loi d'Archie ne s'applique pas rigoureusement pour les sols contenant une fraction argileuse ou une concentration importante de particules métalliques. Dans les sols argileux, la conductivité électrique se produit dans les pores et sur la surface des particules d'argiles via la double couche ionique diffuse (Urish, 1981). Lorsque le matériau comporte une proportion élevée de particules métalliques qui sont plus au moins en contact entre elles, une conduction électronique importante s'ajoute à la conduction électrolytique (cas des gisements de métaux). Ces phénomènes limitent l'applicabilité de la loi d'Archie. Dans la présente étude, la présence de particules fines pourrait induire un niveau d'incertitude significatif sur les résultats.

En plus de l'approche décrite ci-dessus concernant l'application de la loi d'Archie, le logiciel PHREEQC (Bethke, 1996 ; Parkhurst et Appelo, 2013) a été employé afin de calculer des valeurs théoriques de conductivité électrique de l'eau souterraine. M'nassri et al. (2018) avaient notamment utilisé les fonctions de mélanges dans PHREEQC pour estimer la qualité des eaux pour différents scénarios de mélanges d'eau de mer et d'eau douce, ce qui est similaire à l'objectif visé ici. Des calculs ont d'abord été réalisés en employant le jeu de données géochimiques (concentrations des ions majeurs et éléments traces) de Moussaoui et al. (2023) (Chapitre III de cette thèse) dans PHREEQC afin de calculer la conductivité électrique théorique de l'eau pour les 22

échantillons de l'aquifère Plio-Quaternaire, la base de données. PHREEQC calcule la conductivité électrique du fluide selon :

$$SC = \sum(\Lambda_m^0 \cdot m) \quad \text{Équation 22}$$

$$\Lambda_m^0 = \frac{z^2 F^2}{RT} D_w \quad \text{Équation 23}$$

où SC représente la conductivité électrique spécifique de l'eau (conductivité électrique normalisée pour une température de référence de 25°C, en S/m),  $\Lambda_m^0$  représente la conductivité molaire (S/m/(mole/m<sup>3</sup>), z représente le nombre de charge (adimensionnel), F est la constante de Faraday (Coulomb/mol), T est la température (en degrés Kelvins). R est la constante de Henry (joule/Kelvin/mole) et  $D_w$  est le coefficient de diffusion. La loi de Kohlrausch est employée pour corriger l'effet du changement de conductivité molaire avec la concentration selon :

$$\Lambda_{eq} = \Lambda_{eq}^0 - K (|z| m)^{0,5} \quad \text{Équation 24}$$

Où K représente la constante de Kohlrausch. Le calcul de SC s'exprime ainsi par :

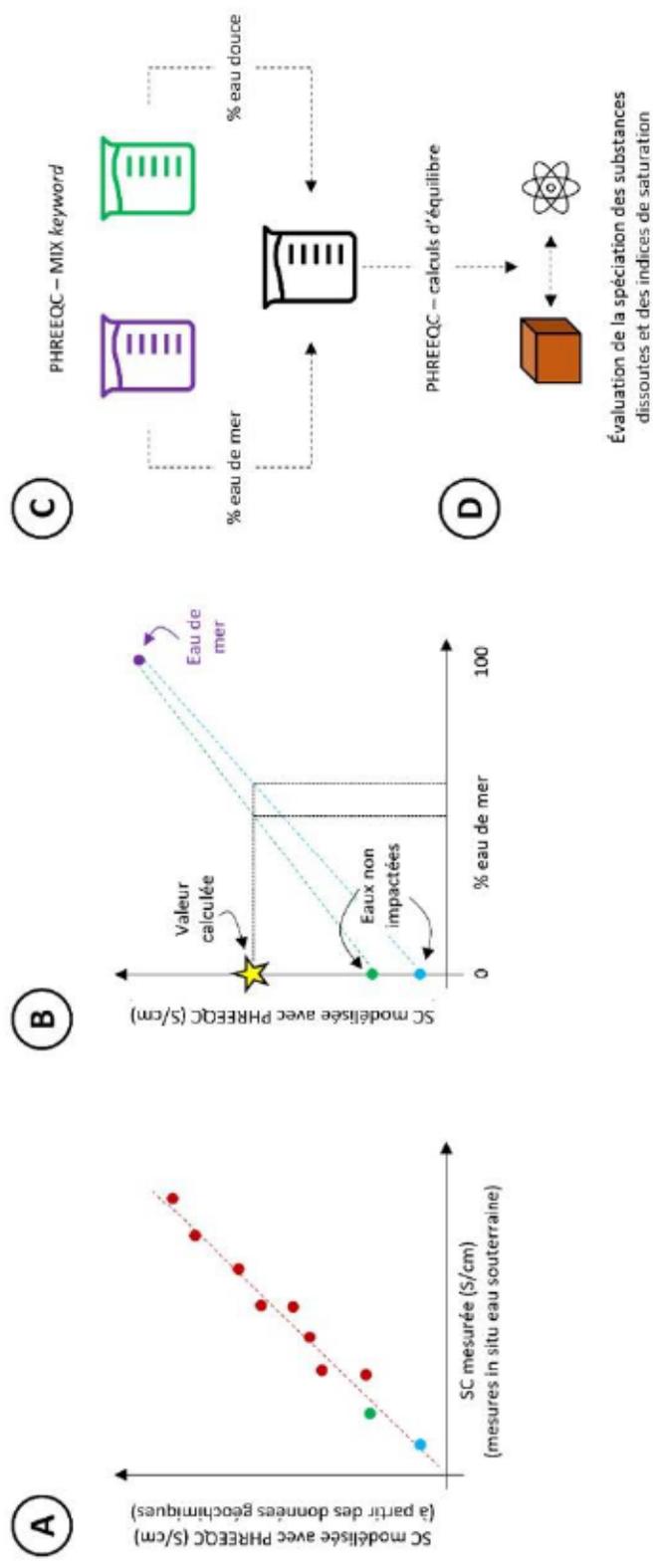
$$SC = \sum(\Lambda_{eq}^0 - K(|z|m)^{0,5}|z|m) = \sum(\Lambda_m^0 \cdot \gamma_{SC} \cdot m) \quad \text{Équation 25}$$

$$\gamma_{SC_i} = \exp\left(\frac{-a_{1i}A|z_i|\sqrt{I}}{1+B\sqrt{I}\frac{a_{2i}}{1+0,75}}\right) \quad \text{Équation 26}$$

où  $\gamma_{SC_i}$  est un coefficient d'activité qui permet de corriger la concentration molaire et le coefficient de diffusion et les termes  $a_{1i}$  et  $a_{2i}$  sont des paramètres calculés selon des mélanges binaires de solutions (Appelo, 2017), A (mol L<sup>-1</sup>) et B (mol<sup>1/2</sup> L<sup>-1/2</sup> m<sup>-1</sup>) sont les paramètres de l'équation de Debye-Hückel.

La figure 53 illustre le schéma d'analyse des données suite aux calculs associés aux équations 19 à 26, ci-dessus. Les valeurs de SC calculées avec PHREEQC sont d'abord

comparées aux valeurs de conductivité électrique *in situ* mesurées sur le terrain à l'aide d'une sonde multi-paramètres, après normalisation pour une température de référence de 25°C. Cette première étape a été réalisée afin d'évaluer la fiabilité des conductivités calculées avec PHREEQC en comparant avec les mesures *in situ*, un prérequis pour la réalisation de simulations appuyées sur les données disponibles (Figure 53 A). Suivant le test précité, un abaque est construit afin de représenter des droites de mélange entre les eaux souterraines non salines de la région et l'eau de mer, pour différents ratios de mélange (Figure 53 B). Les valeurs de  $\rho_w$  calculées à partir de la loi d'Archie sont ensuite projetées sur l'abaque pour estimer la proportion d'eau de mer dans l'eau porale sous les zones couvertes par les profils de TRE (Figure 53 B). Une résistivité moyenne de 0,2 Ohm.m a été retenue pour représenter l'eau de mer (Nowroozi et al., 1999). Les ratios de mélange ainsi calculés sont ensuite utilisés dans PHREEQC afin de recalculer la composition chimique de l'eau à l'aide du mot clé mélange (MIX keyword) (Figure 53 C), puis la spéciation des éléments dissous et les indices de saturation des mélanges vis-à-vis de différentes phases minérales sont estimées (Figure 53 D) avec PHREEQC afin d'alimenter une discussion concernant les processus de mobilisation et d'immobilisation des substances dissoutes au niveau du front d'intrusion saline.



**Figure 53**  
Illustration des différentes étapes de l'analyse des données dans le présent chapitre

## 5.4 Résultats et discussion

### 5.4.1 Profils de tomographie de résistivité électrique

Le tableau 21 présente un sommaire des plages de valeurs de résistivité électrique obtenues par inversion des pseudo-sections de résistivité et des erreurs absolues associées pour chacun des profils réalisés. Les données suggèrent des résistivités allant de 0,5 à 80 Ohm.m et des erreurs absolues systématiquement inférieures à 8,9%, ce qui suggère que la qualité des résultats est adéquate pour les besoins de l'approche d'analyse de la présente étude.

**Tableau 21**

**Sommaire des plages de valeurs de résistivité électrique mesurée et les erreurs absolues associées pour chacun des profils réalisés**

Profil	Plage de valeurs de résistivités estimées (Ohm.m)	Erreur absolue (%)
1	0,5 – 2,5	0,7
2	0,5 – 3,0	1,8
3	1,0 – 17	1,5
4	0,9 – 60	1,5
5	0,5 – 13	2,0
6	2 – 60	0,8
7	0,7 – 13	1,9
8	0,5 – 80	8,9
9	0,5 – 10	2,5
10	0,5 - 60	5,3

Les figures 54 à 58 présentent les 10 profils de résistivité électrique obtenus par inversion. Ces figures permettent d'apprécier certaines variations spatiales de résistivité. Les profils collectés tendent généralement à montrer une diminution de la résistivité électrique depuis l'intérieur des terres, vers la côte. Cette répartition spatiale des résistivités mesurées pourrait soit représenter des changements dans les propriétés

électriques de la matrice solide de l'aquifère, soit une diminution de la salinité du fluide à plus grande distance de la côte, ou soit une combinaison de ces deux possibilités. Des caractéristiques spécifiquement associées à la surface du sol sont aussi identifiables dans la plupart des profils, dont notamment une zone non saturée de résistivité plus élevée identifiable dans les profils 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9 et 10. Un niveau très conducteur a pour sa part été observé à la surface, près de la mer, au niveau du profil 1. Il s'agit vraisemblablement d'une zone de dépôts sableux côtier associé au développement d'un schorre (pré-salé) gorgé d'eau de mer et recouvert de végétation.

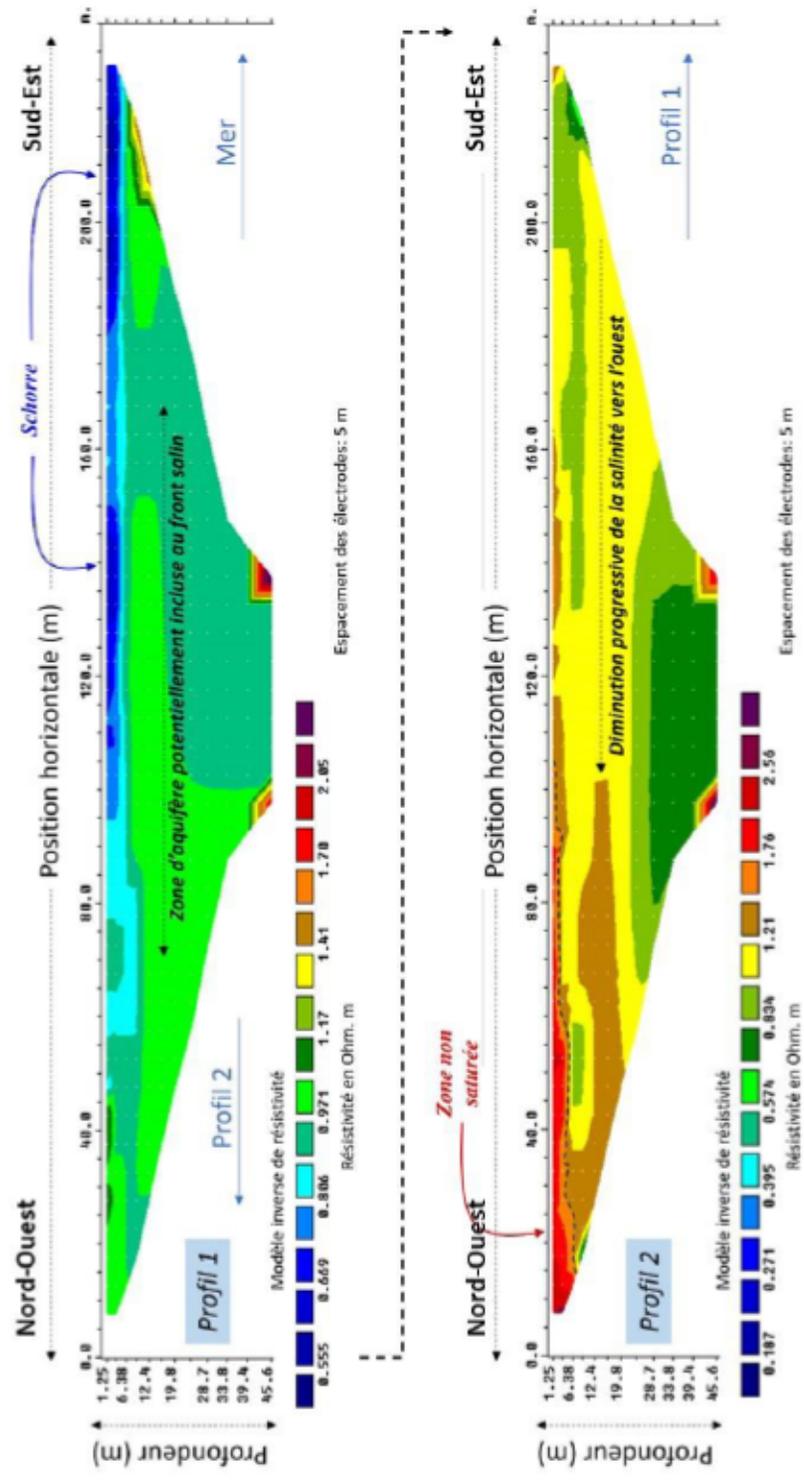


Figure 54  
Pseudo sections suivant les profils 1 et 2 (Ligne 1)

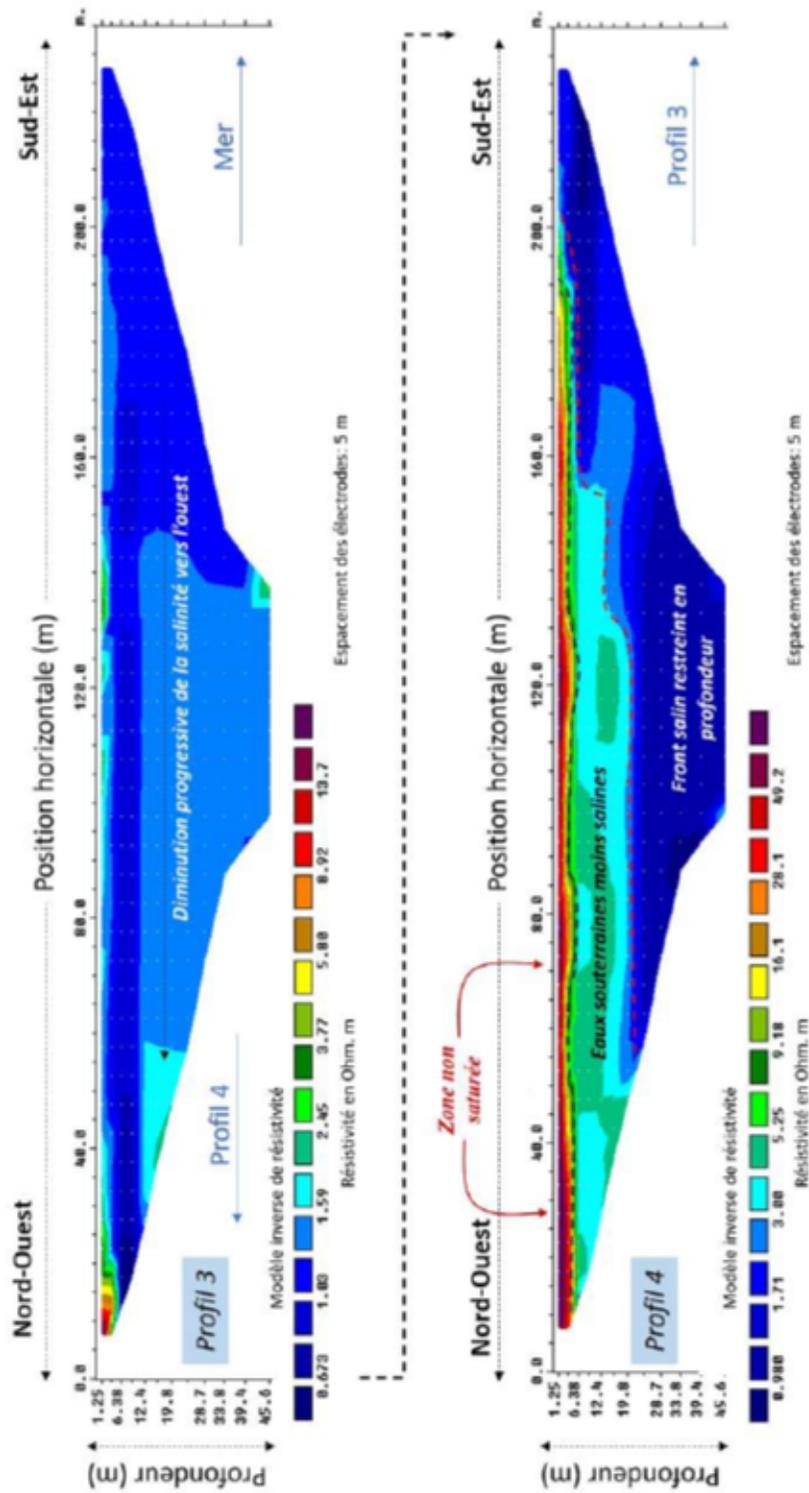


Figure 55  
Pseudo sections suivant les profils 3 et 4 (Ligne 2)

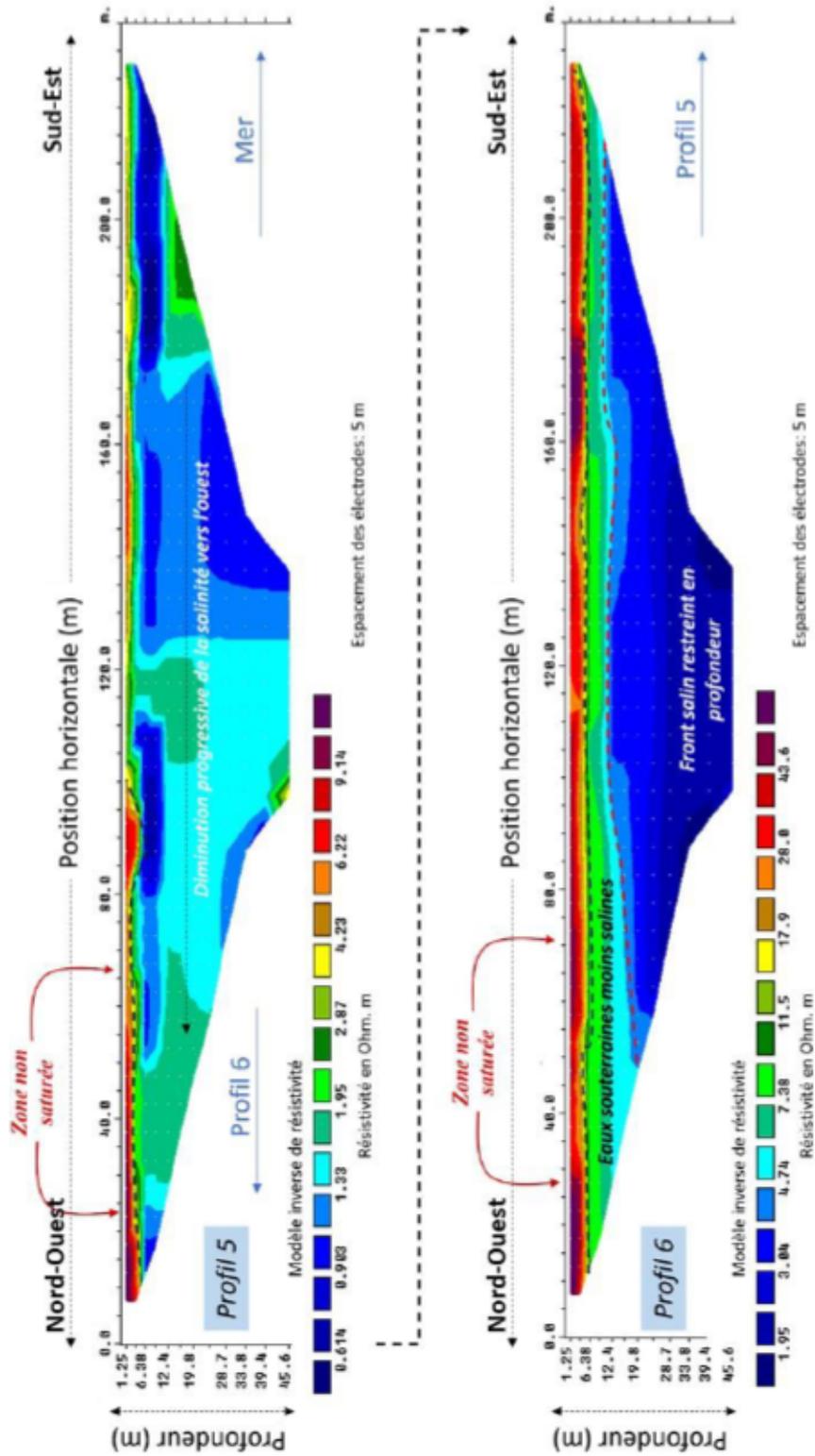


Figure 56  
Pseudo sections suivant les profils 5 et 6 (Ligne 3)

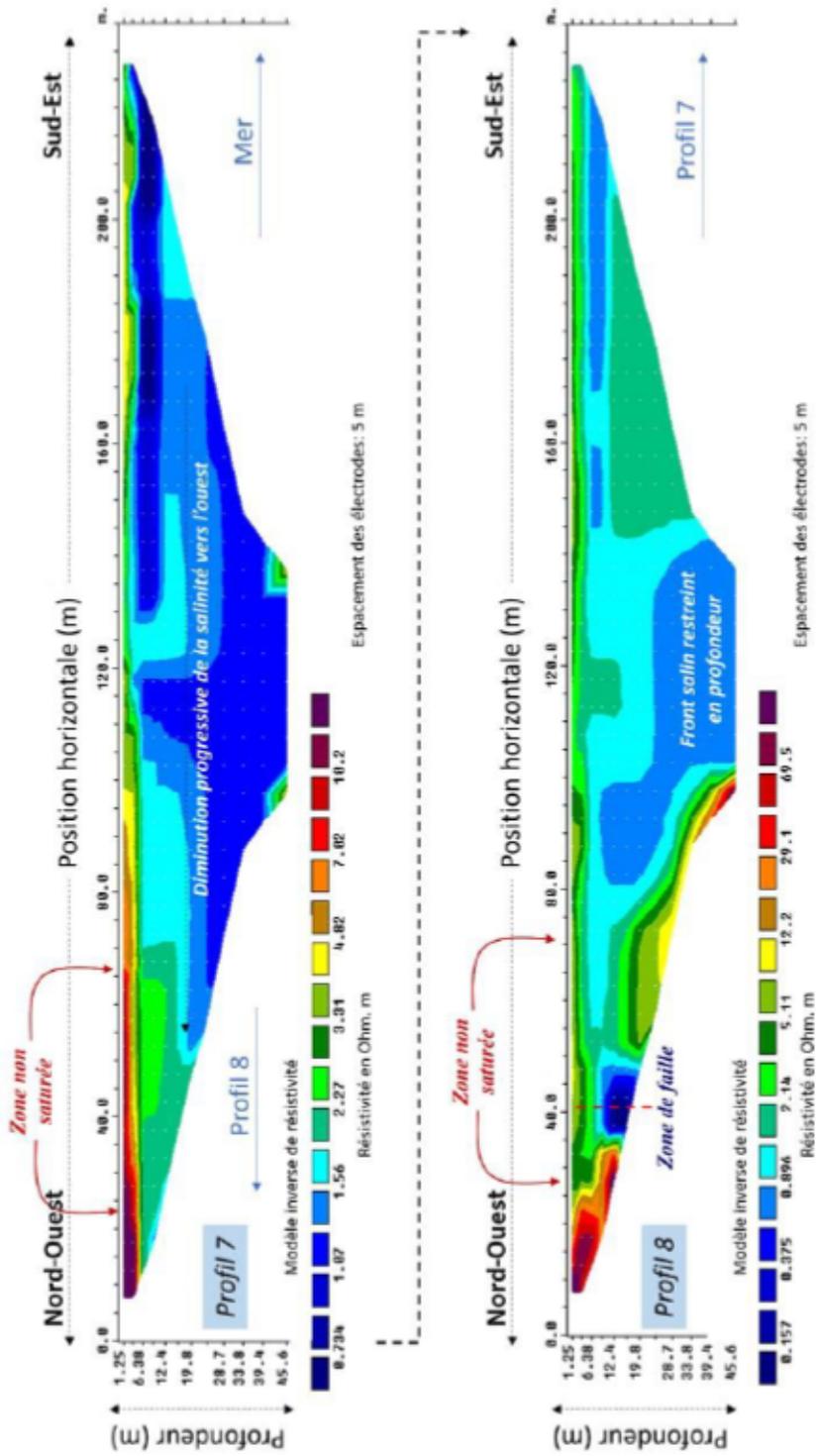


Figure 57  
Pseudo sections suivant les profils 7 et 8 (Ligne 4)

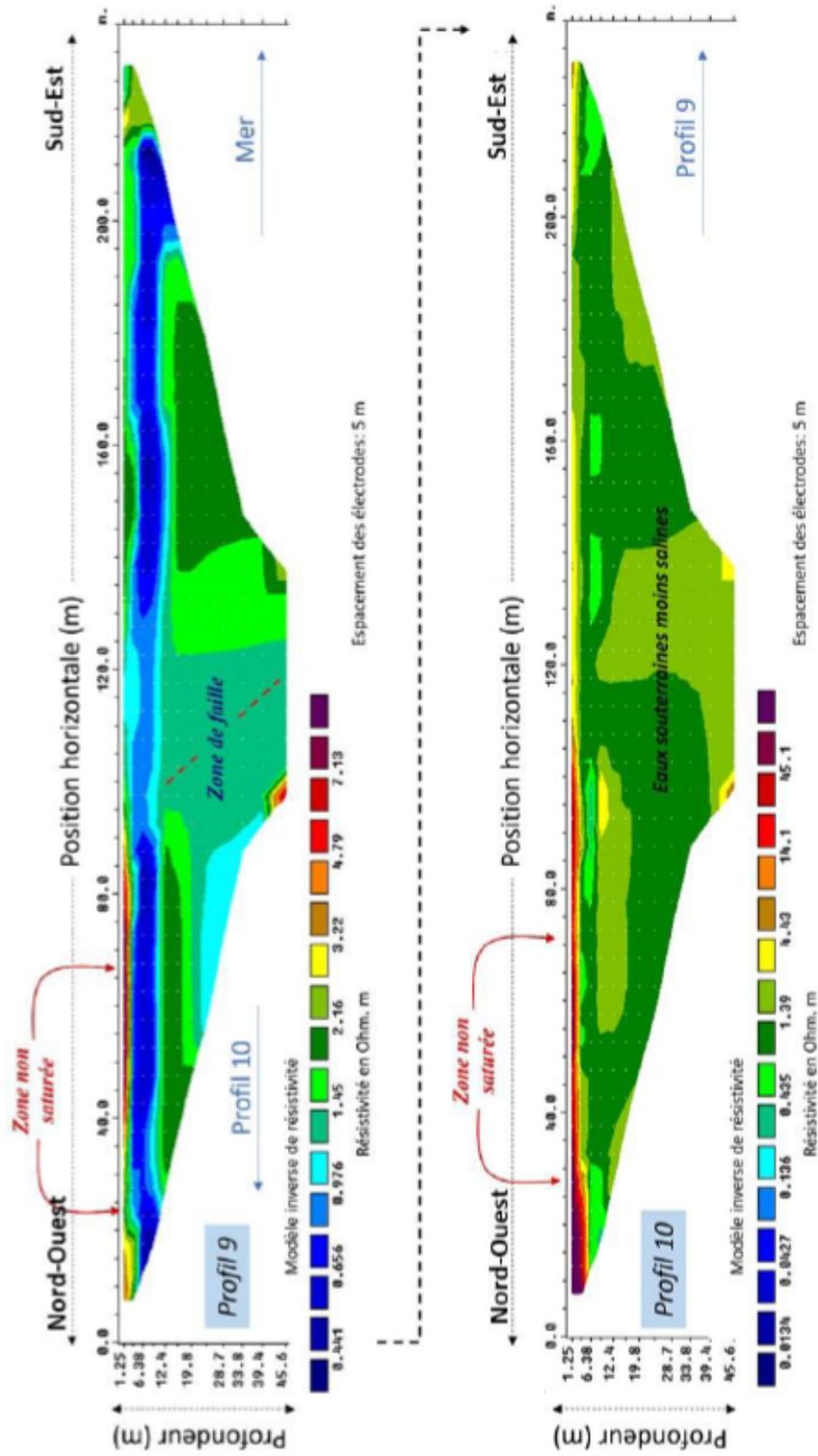
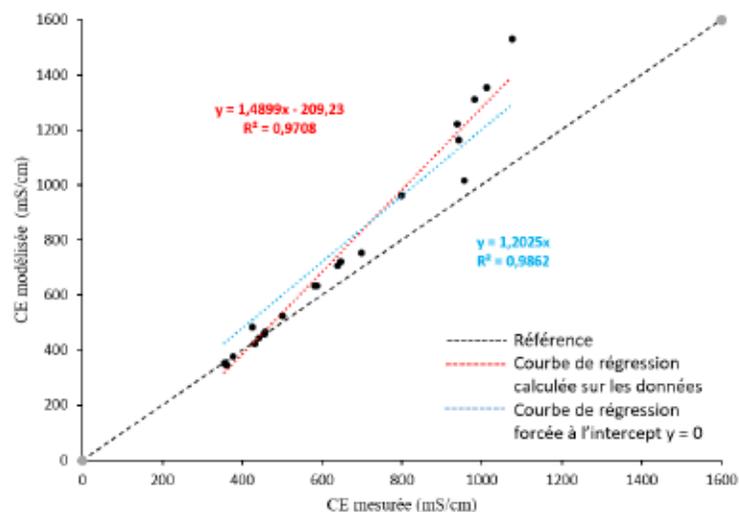


Figure 58  
Pseudo sections suivant les profils 9 et 10 (Ligne 5)

#### 5.4.2 Calcul et modélisation de la conductivité électrique du fluide

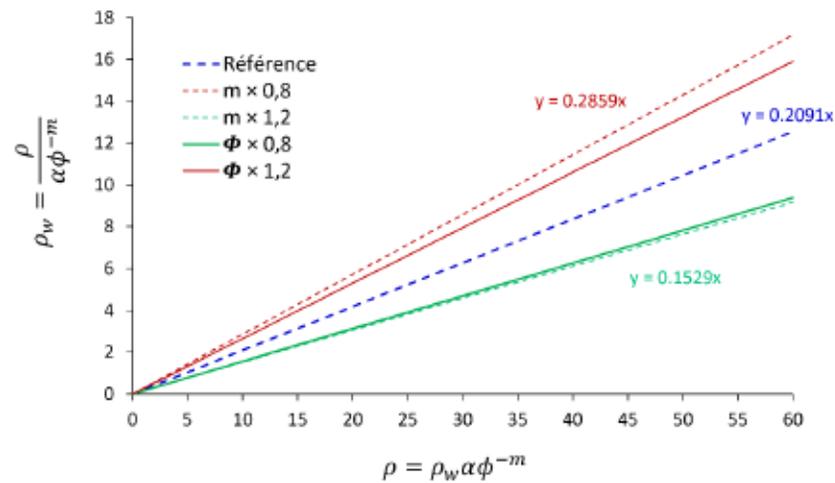
La conductivité électrique de l'eau CE mesurée sur terrain pour les eaux de l'aquifère Plio-quaternaire de Djébeniana varie entre 3,5 mS/cm (Puits 5) et 10,7 mS/cm (Puits 25), avec une moyenne de 7,3 mS/cm. La conductivité électrique de l'eau modélisée avec PHREEQC pour les mêmes 22 échantillons de l'aquifère Plio-Quaternaire de Djébeniana varie entre 3,45 mS/cm (Puits 7) et 15,31 mS/cm (Puits 25), avec une moyenne de 7,3 mS/cm (Figure 59). Sur la figure 59, trois droites sont représentées, soit (1) la ligne 1 : 1 en noir, illustré pour référence, (2) la courbe de régression calculée sur les données (en rouge) et (3) la courbe de régression forcée à l'intercept  $y = 0$  (en bleu). La comparaison entre les données mesurées in situ et modélisées suggère donc que la modélisation surestime la CE d'environ 20 à 49% par rapport à ce qui a été mesuré sur le terrain. Les données suggèrent que les points s'éloignant le plus de la droite 1 : 1 sont ceux ayant des CE > 8 mS/cm. Néanmoins, le coefficient  $R^2$  calculé sur les régressions ( $\geq 0,97$ ) suggère que les données simulées covarient avec les données mesurées. Cette covariation sera employée pour estimer la composition chimique des eaux en fonction des conductivités électriques calculées.



**Figure 59**

**Corrélation entre la conductivité électrique de l'eau modélisée et mesurée**

La conductivité électrique de l'eau souterraine peut aussi être calculée (estimée) via l'application de la loi d'Archie (1942), à partir des données de résistivité électrique. Néanmoins, lorsque la conductivité électrique du fluide est la valeur recherchée, l'application de la loi d'Archie implique l'utilisation de valeurs estimées pour les paramètres  $\alpha$ ,  $m$  et  $\Phi$ . Ici, la démarche cible spécifiquement la zone saturée, ce qui implique que le paramètre  $\alpha$ , qui représente le degré de saturation, peut être considéré comme une constante ayant une valeur de 1 et il est peu probable que cela n'engendre d'incertitude sur les calculs. En l'absence de données additionnelles pour contraindre l'équation  $F = \frac{\rho}{\rho_w} = \alpha\Phi^{-m}$ , les paramètres  $m$  et  $\Phi$  doivent être estimés et considérés comme des constantes. Or, il est peu probable que ces valeurs soient parfaitement homogènes dans l'espace. La figure 60 permet d'illustrer comment des modifications de  $\pm 20\%$  sur ces deux paramètres affectent les valeurs de  $\rho_w$  calculées à partir de la loi d'Archie. Cinq droites sont illustrées sur le graphique, soit la droite de référence calculée avec les valeurs retenues ici pour les calculs (en bleu), les droites représentant le calcul de  $\rho_w$  avec les paramètres  $m$  et  $\Phi$  multipliés par 1,2 (en rouge) et les droites représentant le calcul de  $\rho_w$  avec les paramètres  $m$  et  $\Phi$  multipliés par 0,8 (en vert). Les calculs montrent une droite de régression de référence de pente 0,2091, avec une pente maximale de 0,2859 pour  $m \times 0,8$  et une pente de 0,1529 pour  $m \times 1,2$ . En termes simples, une variation de 20% de l'un seul des paramètres  $m$  et  $\Phi$  engendrera une erreur de l'ordre de -27% à +37% sur la valeur de  $\rho_w$ . Cette erreur s'additionne à d'autres sources d'incertitude, comme celles induites par des changements dans les propriétés électriques de la matrice solide de l'aquifère.



**Figure 60**

**Relation  $\rho_w$  en fonction de  $\rho$  avec des modifications de  $\pm 20\%$  sur  $m$  et  $\Phi$**

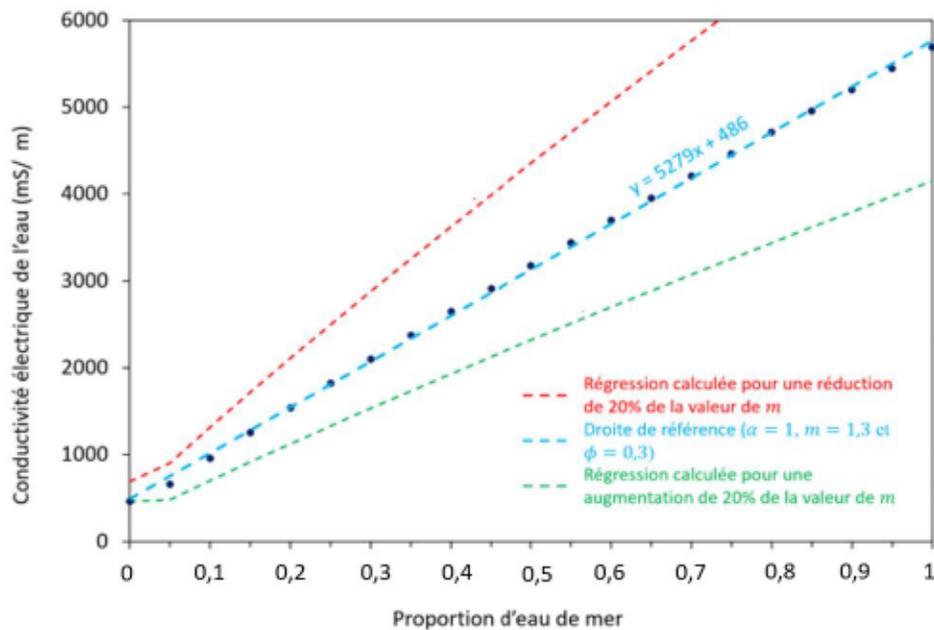
Néanmoins, la figure 60 peut servir d'abaque pour l'estimation de la conductivité électrique du fluide, pour autant que l'interprétation du résultat soit cohérente avec les incertitudes mises en lumière plus haut. En s'appuyant sur la courbe de référence (en bleu, Figure 60), il est estimé que pour les résistivités ( $\rho$ ) les plus faibles ayant été mesurées ( $\rho \leq 1 \Omega.m$ ), la résistivité électrique du fluide ( $\rho_w$ ) devrait en principe être  $\leq 0,2 \Omega.m$ , ce qui équivaut à une conductivité du fluide  $\geq 5000 \text{ mS/m}$ . En s'appuyant sur la même logique, il est estimé que pour les résistivités ( $\rho$ ) les plus élevées ayant été mesurées ( $\rho \approx 10 \Omega.m$ ), la résistivité électrique du fluide ( $\rho_w$ ) devrait en principe être  $\approx 2 \Omega.m$ , ce qui équivaut à une conductivité du fluide  $\approx 500 \text{ mS/m}$ . pour fins de comparaisons, les valeurs de conductivités électriques in situ mesurées dans les puits situés dans la région d'étude varient entre  $370 \text{ mS/m}$  et  $1140 \text{ mS/m}$ , alors que l'eau de mer a une conductivité électrique d'environ  $5600 \text{ mS/m}$ . L'hypothèse de travail retenue ici veut que les variations observées dans la conductivité électrique de l'eau résultent du mélange entre deux pôles géochimiques, soit (1) un pôle de faible conductivité représentant les eaux souterraines non impactées par l'intrusion d'eau marine et (2) un pôle de forte conductivité représentant l'eau de mer. Le premier pôle (eau souterraine non impactée) est représenté ici l'eau échantillonnée dans le puits 7, qui présente une

conductivité électrique mesurée de 378 mS/m et une conductivité électrique modélisée de 345 mS/m. Ce puits est situé à l'extrémité ouest de la zone d'étude, loin de la zone affectée directement par l'intrusion d'eau saline. La conductivité électrique du pôle associé à l'eau de mer a été calculée dans PHREEQC à partir de données chimiques issues de (Klein et al, 1999) pour la concentration des principaux éléments en eau de mer Méditerranée et (Morley et al.,1997) pour la concentration en éléments trace, les données sont fournies dans l'Annexe C. Un abaque de référence est proposé ici en s'appuyant sur les conductivités électriques calculées pour des mélanges théoriques de l'eau du puits #7 et l'eau de mer (Figure 61). La courbe de régression illustrée à la figure 61 a été obtenue en utilisant le keyword «MIX» dans PHREEQC pour des mélanges de l'eau du puits #7 et de l'eau de mer avec des proportions allant de 0% à 100%, par incréments de 5%. La régression obtenue permet d'estimer la conductivité électrique théorique de mélanges entre l'eau souterraine non impactée et l'eau de mer. Par exemple, les eaux les plus conductrices identifiées plus haut à partir de la loi d'Archie ( $\rho_w \leq 0,2 \Omega \cdot m$  ;  $\sigma \geq 5000 \text{ mS/m}$ ) seraient vraisemblablement associées à un mélange entre l'eau souterraine et l'eau de mer, avec une proportion d'environ 90% d'eau de mer. De façon similaire, les eaux les moins conductrices identifiées plus haut à partir de la loi d'Archie ( $\rho_w \geq 2 \Omega \cdot m$  ;  $\sigma \lesssim 500 \text{ mS/m}$ ) seraient vraisemblablement associée à un mélange entre l'eau souterraine et l'eau de mer comportant près de 10% d'eau de mer. L'incertitude sur les valeurs précitées est non négligeable, comme en témoigne les valeurs rapportées aux figures 60 et 61. En effet, trois courbes sont rapportées sur la figure 61, ces dernières permettant de représenter la régression calculée à partir de la loi d'Archie (avec  $\alpha = 1$ ,  $m = 1,3$  et  $\phi = 0,3$ ) (droite en bleu), une régression calculée avec une réduction de 20% de la valeur de  $m$  (en rouge) et une régression calculée avec une augmentation de 20% de la valeur de  $m$  (en vert). Les droites en rouge et vert représentent l'effet d'une variation de 20% du facteur de cimentation, lequel avait été identifié comme le paramètre ayant le plus d'influence sur le calcul de  $\rho_w$ . Or, le choix d'une valeur de 20% représente ici une décision subjective.

L'impact de ce paramètre sur le calcul de  $\rho_w$  révèle qu'il existe un besoin criant de mieux contraindre sa valeur pour permettre l'application de la méthode de résistivité électrique pour délimiter l'intrusion saline en zone côtière. Dans le cadre d'études ultérieures, une méthode à privilégier pourrait consister à implanter temporairement des piézomètres (ou même de simples tubages enfoncés par percussion) afin de réaliser des mesures in situ de la conductivité électrique de l'eau. De telles mesures permettraient de mieux contraindre le paramètre  $m$  puis pour ensuite appliquer la loi d'Archie à partir de profils de TRE. Le paramètre  $\phi$  présente aussi une influence non négligeable sur le calcul de  $\rho_w$ . Néanmoins, la porosité des différents types de matériaux aquifères est mieux documentée dans la littérature scientifique et souvent connue pour des systèmes aquifères exploités. Il est également possible d'évaluer la porosité efficace selon :

$$\text{Porosité efficace (\%)} = \text{volume eau gravitaire} / \text{volume total} \quad \text{Équation 27}$$

Ici, à titre d'exemple, une conductivité électrique de l'eau de 3000 mS/m permettrait de calculer des proportions d'eau de mer d'environ 32%, 46% et 67% avec les droites représentées en rouge, bleu et vert, respectivement, sur la figure 61. En termes simples, une incertitude de 20% sur le terme  $m$  implique plage de 35% de valeurs possibles pour la proportion d'eau de mer.



**Figure 61**  
**Relations calculées entre la conductivité théorique de l'eau et la proportion d'eau de mer via l'application de la loi d'Archie**

La modélisation géochimique de différents mélanges théoriques entre l'eau de mer et l'eau souterraine de la zone d'étude a aussi été employée afin d'estimer la composition chimique, la conductivité électrique et les indices de saturation de phases minérales d'intérêt. Le puits 7, qui possède la conductivité électrique modélisée la plus faible ( $CE = 3,45 \text{ mS/cm}$ ), et le puits 25, qui possède la conductivité électrique modélisée la plus élevée ( $CE=15,31 \text{ mS/cm}$ ), sont choisis comme les pôles d'eau souterraine inclus aux calculs de mélange. Cette approche permet d'évaluer comment évolueront les eaux souterraines les moins salines et les plus salines du secteur étudié advenant un mélange avec l'eau de mer. Six scénarios sont considérés ici, pour des ratios de mélange avec l'eau de mer dans les proportions allant de 0% à 100% par incréments de 20%. Le tableau 22 présente les résultats obtenus pour ces mélanges théoriques (simulés).

**Tableau 22**  
**CE de l'eau et IS des minéraux dans différents scénarios de mélange entre l'eau de mer et l'eau souterraine**

Scénario		1	2	3	4	5	6
% eau de mer		0	20	40	60	80	100
% eau souterraine		100	80	60	40	20	0
Conductivité de l'eau (mS/cm)	P7	3,45	15,39	26,44	36,96	47,08	56,87
	P25	15,31	24,03	32,49	40,76	48,87	56,87
IS Calcite	P7	0,31	0,45	0,60	0,67	0,70	0,71
	P25	0,40	0,50	0,67	0,79	0,80	0,71
IS Dolomite	P7	0,12	1,06	1,62	1,95	2,16	2,30
	P25	0,43	0,94	1,53	1,99	2,23	2,30
IS Gypse	P7	-0,08	-0,31	-0,42	-0,50	-0,55	-0,60
	P25	-0,01	-0,10	-0,20	-0,30	-0,43	-0,60
IS Anhydrite	P7	-0,40	-0,63	-0,73	-0,80	-0,85	-0,89
	P25	-0,35	-0,43	-0,51	-0,60	-0,72	-0,89
IS Fluorine	P7	-0,21	-0,62	-0,90	-1,14	-1,36	-1,57
	P25	-0,18	-0,47	-0,73	-0,99	-1,26	-1,57
IS halite	P7	-5,73	-3,66	-3,14	-2,82	-2,59	-2,41
	P25	-3,77	-3,26	-2,95	-2,73	-2,55	-2,41

Les modèles suggèrent des valeurs de conductivité électrique allant de 3,45 mS/cm (puits #7) à 56,87 mS/cm (eau de mer à 100%) pour les différents mélanges. Les indices de saturation calculés suggèrent que l'intrusion d'eau de mer dans l'eau souterraine (i.e. augmentation de la proportion d'eau de mer dans les mélanges) a pour effet d'engendrer une augmentation progressive des indices de saturation de calcite, dolomite, et halite et une diminution progressive des indices de saturation de gypse, anhydrite et fluorite. Ces calculs suggèrent que l'intrusion d'eau marine dans la zone côtière pourrait avoir des impacts physiques sur la matrice poreuse et une influence significative sur l'indice de qualité de l'eau pour des fins de consommation (voir chapitre IV). Sur le plan physique, la sursaturation des eaux en dolomite et calcite pourrait impliquer leur précipitation au sein de la matrice poreuse de l'aquifère, favorisant par le fait même une réduction de la porosité et de la conductivité hydraulique de l'aquifère. Un tel processus aurait de surcroît un impact sur le calcul de  $\rho_w$  par l'application de la loi d'Archie (Figure 60). Comme le suggère la figure précitée, une diminution de la porosité de l'aquifère impliquerait une droite de régression entre  $\rho_w$  et  $\sigma$  de pente plus faible lorsque  $\Phi$  diminue. Cela révèle l'importance d'obtenir une caractérisation précise de  $\Phi$  en différents endroits la frange côtière, le long d'un gradient de salinité car il est probable que la relation entre  $\rho_w$  et  $\sigma$  varie dans l'espace en fonction de  $\Phi$ . En ce qui concerne la qualité de l'eau pour fins de consommation, la question de l'indice de saturation de l'eau vis-à-vis de la fluorite semble prioritaire. En effet, la présence du fluor dans l'eau souterraine a été identifié comme un enjeu significatif au chapitre IV. Les indices de saturation calculés suggèrent que la saturation de l'eau par rapport à la fluorite diminue avec une augmentation de la proportion d'eau de mer dans les mélanges. Ainsi, bien que les teneurs en fluor dans soient plus faibles dans l'eau de mer que dans l'eau souterraine de la région, l'intrusion saline pourrait favoriser la dissolution de la fluorite et par le fait même, une augmentation des concentrations en fluor dans l'eau. Cela s'explique par la concentration plus faible en calcium dans l'eau de mer par rapport à l'eau souterraine

de la région, une condition ayant un impact direct sur l'indice de saturation de la fluorite. Ainsi, dans l'évaluation de la vulnérabilité de la qualité de l'eau souterraine face à l'intrusion saline, l'évaluation de la présence de fluorite dans la matrice solide de l'aquifère devrait être considérée comme prioritaire. En présence de fluorite dans la matrice de l'aquifère, une vulnérabilité accrue de l'eau souterraine devrait être considérée en raison de potentiel relargage de fluor avec le processus d'intrusion d'eau marine.

### *5.5 Conclusion*

Les résultats obtenus ici par méthode géophysique permettent de compléter ceux obtenus par l'approche hydrogéochimique (chapitre III). Les pseudo-sections de TRE ont permis d'illustrer des contrastes de résistivité que sont, selon toute vraisemblance, causés par l'intrusion d'eau marine en zone côtière. Les profils tomographiques tendent généralement à montrer une diminution de résistivité électrique depuis la côte vers l'intérieur des terres. Les profils électriques suggèrent également la présence de discontinuités structurales (profil 8 et profil 9) qui apparaissent dans les dépôts quaternaires, indiquant que la région de Djébeniana est affectée par une activité tectonique récente. L'analyse des données de résistivité issues des profils de TRE a permis d'estimer la conductivité électrique du fluide (ici, l'eau porale de l'aquifère côtier), fournissant ainsi un outil pour mettre en relation la résistivité électrique évaluée et la composition chimique de l'eau. Des calculs ont également été réalisés afin d'estimer la sensibilité de l'équation d'Archie à des variations dans les paramètres  $m$  et  $\Phi$  qui doivent être estimés et qui sont généralement considérés comme des constantes. Les calculs ont montré que ces deux paramètres ont une influence marquée sur les résultats obtenus par la loi d'Archie, ce qui ajoute une incertitude significative dans l'estimation des ratios de mélange entre l'eau douce et l'eau de mer à partir des résultats de profils de TRE. La modélisation géochimique a pour sa part été employée afin d'estimer la qualité des eaux (composition chimique, CE et IS de phases minérales)

pour différents scénarios de mélanges d'eau de mer et d'eau douce. Les IS calculés sur les mélanges modélisés suggèrent que l'intrusion d'eau de mer dans l'eau souterraine a pour effet d'engendrer une augmentation progressive des indices de saturation de calcite, dolomite, et halite et une diminution progressive des indices de saturation de gypse, anhydrite et fluorine. La sursaturation des eaux en dolomite et calcite pourrait provoquer leur précipitation au sein de la matrice poreuse de l'aquifère, favorisant ainsi une réduction de la porosité et de la conductivité hydraulique de l'aquifère. La saturation de l'eau par rapport à la fluorite diminue avec l'augmentation de la proportion d'eau de mer dans les mélanges passant vers un état de sous-saturation des eaux vis-à-vis de ce minéral, ce qui pourrait favoriser la dissolution de la fluorite et par le fait même, une augmentation des concentrations en fluor dans l'eau. Un tel processus pourrait engendrer un impact significatif sur la potabilité de l'eau en zone côtière advenant la présence de fluorite dans la matrice solide de l'aquifère.

Les calculs présentés ici illustrent l'importance critique de mieux caractériser les propriétés géoélectriques de l'aquifère côtier. L'analyse de profils verticaux de résistivité électrique et de diagraphies de forages permettrait notamment d'aborder cette question importante.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Depuis plusieurs années, la région de Djébeniana connaît un développement agricole croissant se traduisant par une augmentation des périmètres irrigués. De ce fait, la demande en eau augmente et la pression sur la ressource en eau souterraine s'accroît. Ceci conduit à des modifications dans la configuration des systèmes d'écoulement de l'eau souterraine et à une détérioration de sa qualité. S'inscrivant dans ce contexte, l'objectif de cette thèse était d'étudier les processus de salinisation des eaux dans les aquifères côtiers de la région de Djébeniana et d'en élucider les effets sur la santé humaine. Les approches retenues incluent l'évaluation de la composition chimique et isotopique de l'eau souterraine, le calcul d'indices de qualité de l'eau, l'acquisition de profils de résistivité électrique et la modélisation géochimique.

La présentation du contexte général de la zone d'étude, en termes de climat, d'hydrologie, d'anthropisation (occupation du sol) et hydrogéologique a permis d'identifier certaines des contraintes qui s'exercent sur la nappe phréatique et d'émettre des hypothèses concernant les causes du processus de salinisation (Chapitre 2). La nappe phréatique de la zone d'étude est limitée à l'est par la mer Méditerranée, à l'ouest par la délégation d'El Hench, au nord par la limite du gouvernorat de Mahdia et au sud par la délégation Al Amra. La région de Djébeniana, caractérisée par un climat semi-aride et une variabilité irrégulière des précipitations dans le temps et dans l'espace, présente des ressources en eau peu abondantes et des taux d'évaporation excédant les précipitations. Les formations géologiques engendrent l'existence de plusieurs niveaux aquifères. Les dépôts quaternaires contiennent deux niveaux sableux plus ou moins interconnectés. Les formations sableuses du Miocène constituent un aquifère captif qui peut être exploité par des puits profonds. L'étalement urbain sur l'ensemble du littoral de Djébeniana, l'implantation de zones industrielles et le développement de l'agriculture ont engendré une augmentation marquée des besoins en eau souterraine. Cette situation engendre une pression accrue sur la nappe phréatique.

En outre, la proximité de la zone d'étude de la mer augmente le risque de salinisation par intrusion d'eau hyper-salée.

Des approches appuyées sur des données hydrochimiques (éléments majeurs, mineurs et traces) et isotopiques ( $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$ ,  $\delta^{37}\text{Cl}$  et  $\delta^{81}\text{Br}$ ) ont été adoptées dans le cadre de chapitre 3. Ces données fournissent de nouvelles connaissances sur les mécanismes qui contrôlent la salinisation des eaux souterraines dans l'aquifère phréatique du Plio-Quaternaire de la région de Djébeniana. Les données ont révélé une grande variation spatiale dans la composition chimique de l'eau souterraine. Les valeurs de la conductivité électrique (CE) varient de 3,5 mS/cm dans la partie amont du système d'écoulement de l'eau souterraine (Groupe II) à 10,7 mS/cm dans la zone côtière (Groupe I). Les faciès hydrochimiques sont principalement Na-Cl pour les eaux minéralisées de la zone côtière (Groupe I) et Ca-SO<sub>4</sub> pour les eaux à plus faible salinité en amont (Groupe II). Quatre processus de salinisation ont été identifiés dans le cadre du chapitre 3 :

- (1) L'intrusion d'eau de mer (Groupe I) résultant de la surexploitation des eaux souterraines liée à l'expansion des activités agricoles le long de la zone côtière. Ce processus est illustré notamment par la classification ascendante hiérarchique, les cartes thermiques, la corrélation positive observée entre les valeurs  $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$  et la salinité et par les relations  $\delta^{37}\text{Cl}$ -Cl<sup>-</sup> et  $\delta^{81}\text{Br}$ -Br<sup>-</sup>.
- (2) La dissolution de l'halite et de l'epsomite car les valeurs calculées pour  $\text{IS}_{\text{halite}}$  et  $\text{IS}_{\text{epsomite}}$ , présentent des valeurs négatives.
- (3) Les réactions d'échange ionique accentuées par l'intrusion d'eau de mer. Ce processus est illustré par le diagramme HFE-D tel que suggéré par Gimenez-Forcada (2010).
- (4) La recharge de la nappe par le retour des eaux d'irrigation évaporées, principalement dans la zone côtière, comme le suggère les enrichissements en isotopes lourds observés dans les données  $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ .

Ce chapitre se termine par le développement d'un modèle conceptuel permettant d'intégrer les données hydrochimiques et isotopiques afin de démontrer l'impact de la surexploitation sur la qualité des eaux souterraines côtières.

Le quatrième chapitre de cette thèse visait à évaluer les risques associés à l'utilisation des eaux souterraines de système aquifère de Djébeniana. Les données géochimiques issues des échantillons d'eau souterraine ont été évaluées pour estimer la potabilité de l'eau en utilisant la dureté totale (TH) et les indices de qualité de l'eau (WQI). Les risques cancérigènes et non cancérigènes pour la santé humaine associés à l'ingestion de fluorure, de nitrate, de strontium et de métaux (Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn) pour deux catégories d'exposition (enfants et adultes) ont également été évalués. Les calculs du TH et de (WQI) suggèrent que tous les puits de l'aquifère Plio-quadernaire et de l'aquifère du Miocène sont impropres à la consommation et très dures. Les indices de danger total (THI) calculés suggèrent que tous les échantillons prélevés de l'aquifère Plio-Quadernaire sont impropres à la consommation, en particulier pour les enfants. Les quotients de danger (HQ) calculés pour Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Cd et Mn sont  $< 1$ , ce qui suggère que ces éléments présentent un niveau acceptable de risque non cancérigène pour la santé. Le risque incrémental de cancer sur la durée de vie (ILCR) associé à l'exposition orale aux métaux nocifs (Pb, Cr et Cd) révèle que toutes les valeurs obtenues se situent à un niveau acceptable de risque sanitaire cancérigène, et que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans les puits situés dans la partie amont de l'aquifère influencée par l'anthropisation.

Afin de mieux comprendre l'évolution spatiale de la salinisation dans le bassin de Djébeniana et pour identifier la géométrie et de la salinité du biseau salin dans la frange côtière, une étude géophysique a été réalisée dans le chapitre 5 de la présente thèse. Les pseudo-sections de tomographie de la résistivité électrique ont permis de bonifier l'évaluation de l'intrusion d'eau marine en zone côtière. Les profils tomographiques tendent généralement à montrer légère augmentation de la résistivité électrique depuis

la côte vers l'intérieur des terres. L'application de la loi d'Archie à partir des données de résistivité électrique a permis d'estimer la conductivité électrique de l'eau souterraine, une approche permettant d'évaluer des ratios de mélange entre l'eau de mer et l'eau souterraine. La modélisation géochimique a été réalisée afin d'estimer la qualité des eaux pour différents scénarios de mélanges d'eau de mer et d'eau douce. Les calculs d'IS réalisés avec PHREEQC suggèrent que l'intrusion d'eau de mer dans l'eau souterraine a pour effet d'engendrer une augmentation progressive des indices de saturation de calcite, dolomite, et halite et une diminution progressive des indices de saturation de gypse, anhydrite et fluorite. La saturation de l'eau par rapport à la fluorite diminue avec l'augmentation de la proportion d'eau de mer dans les mélanges, ce qui pourrait favoriser la dissolution de la fluorite et par le fait même, une augmentation des concentrations en fluor dans l'eau et une détérioration de la qualité de l'eau.

## PERSPECTIVES

Les travaux réalisés dans cette thèse permettent de mettre en lumière des perspectives concernant des enjeux scientifiques et sociétaux. Les enjeux scientifiques concernent principalement l'amélioration des approches d'évaluation des processus d'intrusion d'eau saline dans les aquifères côtiers. Les enjeux sociétaux concernent pour leur part la question fondamentale de l'accès à l'eau potable pour la population de Djébeniana.

Sur le plan scientifique, il serait pertinent de poursuivre l'étude en réalisant des modèles numériques visant à simuler l'écoulement de l'eau et le transport de masse dissoute au sein des aquifères côtiers de Djébeniana. De tels modèles pourraient utiliser les résultats hydrogéochimiques, isotopiques et géophysiques issues de la présente thèse en appui à la calibration. Les modèles numériques pourraient de surcroît s'appuyer sur le modèle conceptuel proposé au chapitre 3. Considérant la complexité du système aquifère régional, il est proposé ici que l'emphase devrait d'abord porter sur le développement des sections transversales à la côte en régime permanent. Ultimement, le développement de modèles 3D permettrait une compréhension améliorée des systèmes d'écoulement de l'eau souterraine. Les simulations calibrées sur la base d'observations contemporaines pourraient subséquemment être employées pour l'émission de prédictions concernant la réponse des systèmes d'écoulement de la région face à des changements (1) des conditions climatiques et (2) des taux de pompage de l'eau souterraine. En ce qui concerne l'analyse géophysique, il est proposé ici de cibler l'utilisation de données complémentaires à celles présentées au chapitre 5, comme par exemple des profils verticaux de résistivité électrique et des diagraphies de forage, afin de mieux caractériser les propriétés électriques de la matrice solide des aquifères côtiers. Cela permettrait de réduire les incertitudes sur l'estimation de la conductivité électrique du fluide à partir de données de résistivité électrique.

D'un point de vue sociétal et sanitaire, l'évaluation des risques associés à l'utilisation des eaux souterraines à des fins de consommation peut être couplée à d'autres méthodes

telles que l'évaluation des risques liés à l'utilisation des eaux à des fins d'irrigation. Une telle démarche serait pertinente car la région de Djébeniana se caractérise par une intense activité agricole. L'évaluation des eaux à des fins d'irrigation se fait à notamment travers l'étude du risque de magnésium (MH), du taux d'adsorption du sodium (SAR), du pourcentage de sodium (Na%), de l'indice de perméabilité (PI), du taux de magnésium (MR), du taux de Kelley (KR) et de la salinité potentielle (PS) qui sont les paramètres les utilisés pour évaluer l'aptitude des eaux souterraines à l'irrigation.

### RECOMMANDATIONS

Les résultats des études chimique et isotopiques soulignent l'importance de prendre des mesures pour améliorer la surveillance de l'intrusion de l'eau de mer afin de limiter sa propagation. Il est recommandé ici de développer des stratégies pour le contrôle et la gestion des ressources en eaux et d'établir des critères concernant l'exploitation des eaux souterraines en s'appuyant sur le suivi hydrogéochimique de la nappe. Un contrôle appuyé sur les niveaux et de la qualité des eaux souterraines pourrait représenter une solution raisonnable pour limiter la dégradation de la ressource dans les zones touchées par l'intrusion d'eau de mer. L'utilisation des techniques d'irrigation plus économiques, telles que la micro-irrigation, qui permet une économie d'eau d'environ 50 à 70 % par rapport à l'irrigation de surface, pourrait par exemple représenter une avenue pour limiter l'exploitation d'eau souterraine. La mise en place des nouveaux aménagements (p. ex. : barrages, cuvettes) pourrait être une approche à évaluer dans la perspective de favoriser la recharge des eaux souterraines par infiltration. En outre, il est crucial de créer des conditions favorables pour améliorer la performance des systèmes d'irrigation et augmenter la productivité de l'agriculture afin de développer des systèmes agricoles durables et conformes avec la protection des ressources en eau, tout en réduisant la pauvreté et en assurant la sécurité alimentaire.

L'évaluation des risques associés à l'utilisation des eaux souterraines à des fins de consommation met également en évidence la nécessité impérieuse de prendre des mesures pour réduire la concentration de nitrate, de fluorure, de strontium et de métaux lourds toxiques dans l'aquifère phréatique PQ et de développer des stratégies de gestion et de protection des eaux souterraines afin de réduire les risques associés à la consommation d'eau souterraine pour les résidents. Parmi les options disponibles, le contrôle des taux de pompage dans la zone côtière semble être une voie à privilégier pour limiter les impacts sur la qualité de l'eau causés par l'intrusion d'eau salée. La réduction de l'utilisation des engrais semble également cruciale, de même que l'évaluation des impacts liés aux effluents des fosses septiques. À court terme, les efforts visant à sensibiliser les habitants aux problèmes de qualité des eaux souterraines et à identifier des méthodes de traitement efficaces et économiquement rentables semblent essentiels. Les observations faites ont également une portée plus large. Précisément, elles soulignent l'importance du calcul des indices de qualité de l'eau dans les zones côtières et arides de la périphérie méditerranéenne, où des problèmes similaires à ceux de la région de Djébeniana pourraient exister mais rester inconnus auprès des populations locales ou ne pas faire l'objet de mesures concrètes de contrôle et de remédiation.

**ANNEXE A - DONNÉES GÉOCHIMIQUES DES AQUIFÈRES DU PQ ET  
DU MIOCÈNE DANS LA ZONE D'ÉTUDE**

Well No.	Location	mg/L														Fe	F												
		pH	T	EC	DO	CaCO <sub>3</sub>	Al	Si	Ag	As	Ba	Bc	Bd	Be	Bf			Bg	Bh	Bi	Bj	Bk	Cl	Cr	Co	Cu	Sb	Sn	Fe
1	A.Yonnet1	7.5	22.2	4.54	46.1	73	0.0025	0.0005	0.0005	0.0005	0.0025	0.0173	0.0025	0.0025	0.001	3.33	0.0001	692.31	1048.10	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.29	
2	A.Yonnet2	7.29	22.9	5.79	46.1	132	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0124	0.0025	0.0025	0.0025	0.290	2.84	0.0001	572.94	1310.10	0.006	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.33	
3	Mjetha 1	7.45	23	3.56	35.5	74	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0093	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	1.28	0.0001	608.27	374.10	0.0035	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.31	
4	Mjetha 2	7.38	22.8	3.76	42.7	79	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0071	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	1.28	0.0001	688.86	453.20	0.0028	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.30	
5	Mjetha 3	7.48	22.9	3.55	32.5	69	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0038	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	0.97	0.0001	548.67	362.20	0.0024	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.32	
6	A.masse 2	7.39	20.2	9.41	25.4	91	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0270	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	11.17	0.0001	1265.04	3859.40	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.32	
7	Mjetha 5	7.45	22.8	3.61	45.1	83	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0046	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	1.36	0.0001	542.91	362.00	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.45	
8	Beliana Borehole	7.65	25.1	5.04	20.6	130	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0225	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	2.35	0.0001	219.18	1284.40	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	0.70	0.55
9	Borja Borehole	7.8	30.8	5.24	19.9	114	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0070	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	1.87	0.0001	769.24	1329.90	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	0.50	
10	Hrag Borehole	7.57	32.4	5.64	4.4	125	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0249	0.0025	0.0025	0.0025	0.190	3.1	0.0001	250.86	1477.50	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	0.91	0.52
11	Noyvel 1	7.25	22.9	4.31	47.5	113	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0056	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	2.1	0.0001	554.62	867.80	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.49	
12	A.Bahia 1	7.43	22.3	4.25	47.2	89	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0131	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	2.36	0.0001	762.45	816.50	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.44	
13	A.Bahia 2	7.4	22.3	5.01	45.5	86	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0123	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	2.7	0.0001	832.44	1064.10	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.63	
14	Noyvel 2	7.35	22.3	4.57	36.5	80	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0117	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	1.92	0.0001	758.26	717.40	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.59	
15	Gléja 1	7.38	22.8	4.41	42	113	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0152	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	1.2	0.0001	495.57	626.00	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	2.12	
16	Gléja 2	7.55	23.9	6.46	7.7	69	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0061	0.0025	0.0025	0.0025	0.220	2.55	0.0001	582.43	1332.30	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.24	
17	Louza 1	7.31	19.7	6.97	21.6	164	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0011	0.0025	0.0025	0.0025	1.950	4.32	0.0001	773.41	1721.70	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	2.12	
18	A. Boussair 1	7.37	22.5	5.86	23.8	101	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0095	0.0025	0.0025	0.0025	0.800	3.86	0.0001	828.68	1334.00	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.96	
19	A. Boussair 2	7.29	22.4	6.38	21.3	87	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0084	0.0025	0.0025	0.0025	0.140	4.71	0.0001	883.52	1664.30	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.88	
20	Borja	7.54	22.4	10.11	10.2	64	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0135	0.0025	0.0025	0.0025	1.050	9.92	0.0001	746.09	3863.90	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.40	
21	Louza 2	7.24	21.4	9.56	25.6	84	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0121	0.0025	0.0025	0.0025	1.190	8.98	0.0001	1028.34	3088.30	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	2.44	
22	Ehzag 1	7.21	21.4	9.37	23.4	89	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0169	0.0025	0.0025	0.0025	0.420	11.22	0.0001	1252.85	3756.90	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.80	
23	Ehzag 2	7.21	21.7	7.98	24.6	95	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0132	0.0025	0.0025	0.0025	0.600	7.94	0.0001	1238.91	2820.90	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.83	
24	Ehzag 3	7.13	21.1	9.8	21	93	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0150	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	11.22	0.0001	1322.7	4219.90	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.22	
25	A.matiar	7.15	22.1	10.74	21.5	112	0.0025	0.0005	0.0005	0.0025	0.0235	0.0025	0.0025	0.0025	0.001	14.46	0.0001	1447.53	4885.10	0.003	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.0005	0.005	0.005	1.27	

**ANNEXE A - DONNÉES GÉOCHIMIQUES DES AQUIFÈRES DU PQ ET  
DU MIOCÈNE DANS LA ZONE D'ÉTUDE (SUITE)**

Well No	Location	Mg	Ma	Mo	Ni	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	Pb	K	Sc	Si	Na	Sr	SO <sub>4</sub>	S <sup>2-</sup>	Tc	Ti	U	V	Zn
mg/L																				
1	A. Youssef 1	96	0.0003	0.00025	0.0018	27.7	0.005	0.000085	5.95	0.0036	34.49	322.62	8.1	962	0.015	0.00025	0.005	0.002	0.0021	0.023
2	A. Youssef 2	141.88	0.0003	0.00025	0.0019	14.1	0.005	0.000085	5.65	0.0220	37.5	927.02	8.811	1630	0.015	0.00025	0.01	0.007	0.0007	0.004
3	Mjedha 1	85	0.0003	0.0007	0.0003	14.9	0.005	0.000085	6.20	0.00025	39.03	247.35	7.394	1550	0.015	0.00025	0.005	0.002	0.0009	0.003
4	Mjedha 2	86	0.0003	0.00025	0.0003	14.6	0.005	0.000085	6	0.00025	34.92	234.8	7.874	1600	0.015	0.00035	0.005	0.003	0.00025	0
5	Mjedha 3	80	0.0003	0.00025	0.0003	17.3	0.005	0.000085	6.54	0.00025	37.14	280.12	6.399	1560	0.015	0.00025	0.005	0.002	0.00025	0.078
6	Annasser 2	296	0.0003	0.00025	0.0003	10.6	0.005	0.000085	12.44	0.0066	31.95	1218.1	22.065	1300	0.015	0.00025	0.005	0.005	0.0011	0.089
7	Mjadha 5	84	0.0003	0.00025	0.0003	18.8	0.005	0.000085	5.72	0.0037	35.92	239.46	6.635	1570	0.015	0.00025	0.005	0.003	0.0005	0.019
8		88	0.0900	0.00025	0.0007	0.02	0.02	0.000085	19.68	0.00025	31.54	900.12	4.555	863	0.015	0.00025	0.005	0.0005	0.00025	0.274
9	Beliana Borehole	104	0.0003	0.00025	0.0003	0.31	0.005	0.000085	6.54	0.0099	30.40	317.2	8.773	970	0.015	0.00025	0.005	0.008	0.00025	0.025
10	Hrag Borehole	86	0.0827	0.0011	0.0003	0.005	0.005	0.000085	23.41	0.00025	32.38	1070.7	4.957	969	0.015	0.00025	0.005	0.0005	0.00025	0.019
11	Nwayel 1	82	0.0003	0.00025	0.0027	10.4	0.005	0.000085	6.14	0.0035	31.35	307.99	6.029	1170	0.015	0.00025	0.005	0.005	0.00025	0.017
12	A. Bahria 1	109	0.0003	0.00025	0.0003	12.9	0.005	0.000085	8.11	0.0008	30.39	377.58	9.258	1670	0.015	0.00025	0.005	0.008	0.0015	0.047
13	A. Bahria 2	126	0.0003	0.00025	0.0003	14.5	0.005	0.000085	7.42	0.00025	35.83	373.43	10.728	1650	0.015	0.00025	0.005	0.008	0.00025	0
14	Nwayel 2	102	0.0003	0.00025	0.0009	9.96	0.005	0.000085	8.31	0.0123	41.11	372.51	8.325	1770	0.015	0.00025	0.005	0.007	0.00025	0.108
15	Gielja 1	109	0.0003	0.00025	0.0003	11.9	0.005	0.000085	6.35	0.0038	28.82	423.99	9.852	1760	0.015	0.00025	0.005	0.007	0.00025	0.066
16	Gielja 2	236	0.0083	0.0066	0.0003	2.23	0.05	0.000085	12.08	0.00025	22.44	830.11	10.861	2470	0.015	0.00025	0.005	0.003	0.00025	0.52
17	Louza 1	197	0.0003	0.0021	0.0003	78.3	0.005	0.000085	11.15	0.00025	35.14	1026.3	12.073	2180	0.015	0.00025	0.005	0.036	0.0074	0.038
18	A. Bouamir 1	209	0.0003	0.0013	0.0003	16.4	0.005	0.000085	9.67	0.0118	31.05	531.98	13.96	1820	0.015	0.0034	0.005	0.018	0.0008	0.010
19	A. Bouamir 2	199	0.0042	0.00025	0.0003	7.82	0.005	0.000085	8.22	0.0096	27.47	640.28	14.32	1730	0.015	0.00025	0.005	0.010	0.00025	0.053
20	Botria	335	0.0190	0.0049	0.0013	1.35	0.01	0.000085	31.75	0.00025	20.65	2157.1	13.735	2350	0.015	0.00025	0.005	0.001	0.00025	0
21	Louza 2	227	0.0089	0.0039	0.0003	26.0	0.005	0.000085	10.43	0.0056	25.79	1054.8	15.682	1660	0.015	0.0033	0.005	0.012	0.0019	0.109
22	Ehrag 1	285	0.0003	0.00025	0.0003	13.2	0.005	0.000085	13.44	0.0130	36.31	1466.5	19.231	1540	0.015	0.00025	0.01	0.012	0.0040	0.023
23	Ehrag 2	221	0.0003	0.00025	0.0003	18.7	0.005	0.000085	11.39	0.0053	38.41	821.82	19.02	1480	0.015	0.00025	0.005	0.019	0.0039	0.034
24	Ehrag 3 (Jbail)	225	0.0003	0.00025	0.0003	12.8	0.005	0.000085	15.56	0.0076	37.22	1622.8	18.175	1570	0.015	0.0030	0.005	0.013	0.0033	0.008
25	Annasser	274	0.0650	0.00025	0.0163	13.6	0.02	0.01172	16.02	0.0012	31.94	1906.6	21.073	1500	0.015	0.00025	0.005	0.015	0.00025	0.513

**ANNEXE B - DONNÉES ISOTOPIQUES POUR LES EAUX SOUTERRAINES  
DES AQUIFÈRES DU PQ ET DU MIOCÈNE DANS LA ZONE D'ÉTUDE**

Well No	Location	$\delta^{18}\text{O}$			$\delta^2\text{H}$			$\delta^{37}\text{Cl}$			$\delta^{81}\text{Br}$		
		H <sub>2</sub> O	Result VSMOW 0.2‰	Repeat ±	H <sub>2</sub> O	Result VSMOW 0.8‰	Repeat ±	H <sub>2</sub> O	Result SMOC 0.1‰	Stdv ±	SMOB ±0.1‰	Result	Stdv
1	A.Youssef 1	X	-4.85	-4.85	X	-27.95	-27.58	X	-0.02	0.09	X	0.31	0.04
2	Avlad Youssef 2	X	-4.89		X	-30.03		X	-0.36	0.10			
3	Mjedba 1	X	-4.41		X	-26.32		X	-0.56	0.08			
4	Mjedba 2	X	-4.51		X	-27.00		X	-0.26	0.08			
5	Mjedba 3	X	-4.63	-4.55	X	-27.69	-27.29	X	-0.77	0.09			
6	Avlad mmasur 2	X	-4.42		X	-26.66		X	-0.27	0.09	X	0.29	0.05
7	Mjedba 5	X	-4.48		X	-26.43		X	-0.26	0.08			
8	Belzama	X	-6.43		X	-39.80		X	-0.22	0.09			
9	Borehole Botria	X	-6.35		X	-39.77		X	-0.36	0.07			
10	Borehole Hزاز	X	-6.29	-6.24	X	-39.92	-39.82	X	-0.35	0.07	X	0.37	0.08
11	Nivayel 1	X	-4.79		X	-28.67		X	-0.26	0.10			
12	Avlad Bahria 1	X	-4.67		X	-27.97		X	-0.13	0.05			
13	Avlad Bahria 2	X	-4.60		X	-27.82		X	0.10	0.09			
14	Nivayel 2	X	-4.55		X	-28.25		X	-0.06	0.05			
15	Gielja 1	X	-5.27	-5.21	X	-31.03	-31.15	X	-0.03	0.03			
16	Gielja 2	X	-5.21		X	-34.80		X	0.06	0.09			
17	Louza 1	X	-4.40		X	-26.81		X	-0.06	0.05	X	0.54	0.05
18	Avlad Boussmir 1	X	-4.30		X	-28.15		X	-0.11	0.09	X	0.32	0.09
19	Avlad Boussmir 2	X	-4.30		X	-29.66		X	0.07	0.07	X	0.28	0.07
20	Botria	X	-4.54	-4.59	X	-32.71	-32.98	X	0.16	0.07			
21	Louza 2	X	-3.89		X	-25.01		X	0.04	0.10	X	0.39	0.10
22	Elkzaj 1	X	-3.91		X	-26.96		X	0.08	0.10	X	0.26	0.04
23	Elkzaj 2	X	-3.73		X	-25.11		X	-0.01	0.09	X	0.21	0.06
24	Elkzaj 3 (Jbali )	X	-4.10		X	-28.38		X	0.04	0.09	X	0.29	0.09
25	Avlad mmasur	X	-3.79	-3.81	X	-25.59	-25.63	X	0.05	0.10			

**ANNEXE C - CONCENTRATION DES ÉLÉMENTS CHIMIQUES DANS  
L'EAU DE MER MÉDITERRANÉENNE**

**Tableau A1**  
Concentration des principaux éléments en eau de mer Méditerranée (Klein et al., 1999)

Constituant	Symbole	Concentration (g/L)
Chlorure	Cl <sup>-</sup>	21,40
Sodium	Na <sup>+</sup>	11,60
Sulfate	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	3,06
Magnésium	Mg <sup>2+</sup>	1,295
Calcium	Ca <sup>2+</sup>	0,416
Potassium	K <sup>+</sup>	0,390
Bicarbonates	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,145
Brome	Br <sup>-</sup>	0,066
Strontium	Sr <sup>2+</sup>	0,027
Bore	B <sup>3+</sup>	0,013
Fluor	F <sup>-</sup>	0,001
<b>Total</b>		<b>38,772</b>

**Tableau A2**  
Concentration en éléments traces (Morley et al., 1997)

Élément trace	Symbole	Concentration	
		(nmol.L <sup>-1</sup> )	(ng.L <sup>-1</sup> )
Silicium	Si	8000,00	224000 <sup>1</sup>
Aluminium	Al	120,00	3240 <sup>1</sup>
Fer	Fe	2,70	150,6 <sup>2</sup>
Manganèse	Mn	0,20	11,0 <sup>2</sup>
Cuivre	Cu	1,60	101,6 <sup>2</sup>
Nickel	Ni	3,50	205,4 <sup>2</sup>
Cadmium	Ca	0,12	6,7 <sup>2</sup>

**LISTE DE RÉFÉRENCES**

- Abou Zakhem, B., Hafez, R., 2007. Environmental isotope study of seawater intrusion in the coastal aquifer (Syria). *Environmental Earth Sciences*, 51(8), 1329-1339.
- Addinsoft, 2020. XLSTAT Statistical and Data Analysis Solution. <https://www.xlstat.com> (2020)
- Adimalla, N., 2019. Spatial distribution, exposure, and potential health risk assessment from nitrate in drinking water from semi-arid region of South India. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 26, 310-334.
- Adimalla, N., Qian, H., 2019. Groundwater quality evaluation using water quality index (WQI) for drinking purposes and human health risk (HHR) assessment in an agricultural region of Nanganur, south India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 176, 153–161.
- Adimalla, N., Wu, J., 2019. Groundwater quality and associated health risks in a semi-arid region of south India: Implication to sustainable groundwater management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 7, 1-26.
- Adimalla, N., Qian, H., Li, P., 2019. Entropy water quality index and probabilistic health risk assessment from geochemistry of groundwaters in hard rock terrain of Nanganur County, South India. *Geochemistry*, 80, 4.
- African Water Facility, 2016. Elaboration de la vision et de la stratégie du secteur de l'eau à l'horizon 2050 pour la Tunisie « Eau 2050 ». [www.onagri.nat.tn/uploads/secteur-eau/102-2022 .pdf](http://www.onagri.nat.tn/uploads/secteur-eau/102-2022.pdf)
- Akber, M. A., Islam, M. A., Dutta, M., Billah, S. M., Islam, M. A., 2020. Nitrate contamination of water in dug wells and associated health risks of rural communities in southwest Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(3), 163.

- Akter, A., Mia, M. Y., Zakir, H. M., 2015. Arsenic contamination in surface and groundwater in major parts of Manikganj district, Bangladesh. *Journal of the Bangladesh Agricultural University*, 13(1), 47–54.
- Al Farrah, N., Walraevens, K., 2018. Groundwater overexploitation and seawater intrusion in coastal areas of arid and semi-arid regions. *Water*, 10(2), 143.
- Amouri, M., 1998. Etude hydrogéologique de la nappe profonde de Sfax. Rapport DGRE. Sfax. 19p.
- Appelo, C. A. J., Postma, D., 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2nd edition, CRC Press, Amsterdam, 672p.
- Archie, G. E., 1942. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Transactions of the American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers*, 146, 54–62.
- Atlas du gouvernorat de Sfax., 2013. Direction Générale de l'Aménagement du Territoire de Tunisie. Sfax. 104p.
- Ayadi, R., Trabelsi, R., Zouari, K., Saibi, H., Itoi, R., Khanfir, H., 2017. Hydrogeological and hydrochemical investigation of groundwater using environmental isotopes ( $^{18}\text{O}$ ,  $^2\text{H}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ) and chemical tracers: A case study of the intermediate aquifer, Sfax, southeastern Tunisia. *Hydrogeology Journal*, 26(4), 983–1007.
- Belhouchette, H., 2018. Le système aquifère semi-profond de Sfax: Caractérisation hydrodynamique et gestion intégrée de la ressource hydrique. MSc, Sciences de la Terre, Faculté des Sciences de Sfax, Tunisie, 35p.
- Belhouchette, H., Boughariou, E., Larayedh, O., Bouri, S., 2022. Groundwater quality evaluation and human health risks assessment using the WQI, NPI and HQ nitrate models: case of the Sfax intermediate aquifer, Sahel Tunisia. *Environmental Geochemistry and Health*, 44, 2629–2647.

- Bel Mabrouk, M., 2019. Étude hydrogéologique de la nappe phréatique de Djebeniana Phénomène de l'intrusion marine. Mastère de recherche en Génie Rural, Eaux et Forêt. Institut national agronomique de Tunisie, 171p.
- Ben Ali, R., 2011. Contribution des approches hydrogéologique et hydrochimique à l'étude de la nappe semi profonde de Sfax. MSc, Faculté des Sciences de Sfax, Tunisie, 73p.
- Ben Boubaker, H., 2003. Les ressources en eau de la Tunisie : contraintes du climat et pression anthropique, in Paul Arnould, Micheline Hotyat, Eau et environnement, ENS Editions. 37-52.
- Ben Hamouda, M. F., Tarhouni, J., Leduc, C., Zouari, K., 2011. Understanding the origin of salinization of the Plio-quaternary eastern coastal aquifer of Cap Bon (Tunisia) using geochemical and isotope investigations. *Environmental Earth Sciences*, 63, 889–901.
- Ben Hamouda, M. F., Carreira, P. M., Marques, J. M., Eggenkamp, E., 2019. Multi-isotope approach to study the problem of salinity in the coastal aquifer of oued laya, Tunisia. *Advances in Sustainable and Environmental Hydrology, Hydrogeology, Hydrochemistry and Water Resources*. Springer Nature Switzerland AG. 203-206
- Ben Marzouk, G., 2000. Situation de l'exploitation des nappes phréatiques du gouvernorat de Sfax. Sfax. 7p.
- Ben Moussa, O., 2011. Étude hydrogéologique, hydrochimique et isotopique du système aquifère de Hammamet Nabeul, Cap Bon, Tunisie Nord orientale. Thèse de doctorat, Géologie, ENIS, 147p.
- Bewers, J., Yeats, P. A., 1989. Transport des métaux traces dérivés des rivières à travers la zone côtière, Néant. *Journal of Sea Research*, 23(4), 359–368
- Bhan, A., Sarkar, N. N., 2005. Mercury in the environment: effect on health and reproduction. *Reviews on Environmental Health*, 20(1), 39–56.

- Bondu, R., 2017. Origine et distribution de l'arsenic dans l'eau souterraine de l'aquifère rocheux fracturé du bouclier canadien en Abitibi-Témiscamingue. Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 171p.
- Bondu, R., Cloutier, V., Rosa, E., Roy, M., 2020. An exploratory data analysis approach for assessing the sources and distribution of naturally occurring contaminants (F, Ba, Mn, As) in groundwater from southern Quebec (Canada). *Applied Geochemistry*, 114, 104500.
- Bortey-Sam, N., Nakayama, S. M. M., Ikenaka, Y., Akoto, O., Baidoo, E., Yohannes, Y. B., Mizukawa, H., Ishizuka, M., 2015. Human health risks from metals and metalloid via consumption of food animals near gold mines in Tarkwa, Ghana: Estimation of the daily intakes and target hazard quotients (THQs). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 111, 160-167.
- Boschetti, T., Toscani, L., Shouakar-Stash, O., Iacumin, P., Venturelli, G., Mucchino, C., Frappe, S. K., 2011. Salt waters of the Northern Apennine Foredeep basin (Italy): Origin and evolution. *Aquatic Geochemistry*, 17(1), 71–108.
- Bouaziz, S., Barrier, E., Soussi, M., Turki M.M., Zouari, H., 2002. Tectonic evolution of the northern African margin in Tunisia from paleostress data and sedimentary record. *Tectonophysics*, 357, 227-253.
- Bouchaou, L., Michelot, J. L., Vengosh, A., Hsissou, Y., Qurtobi, M., Gaye, C. B., Bullen, T. D., Zuppi, G. M., 2008. Application of multiple isotopic and geochemical tracers for investigation of recharge, salinization, and residence time of water in the Souss–Massa aquifer, southwest of Morocco. *Journal of Hydrology*, 352, 267– 287.
- Boughariou, E., Bahloul, M., Jmal, I., Allouche, N., Makni, J., Khanfir, H., Bouri, S., 2018. Hydrochemical and statistical studies of the groundwater salinization combined with MODPATH numerical model: Case of the Sfax coastal aquifer, Southeast Tunisia. *Arabian Journal of Geosciences*, 11, 69.
- Burollet, P. E., 1956. Contribution a l'étude stratigraphique de la Tunisie Centrale. *Annale des Mines et de la Géologie*, 18, 345.

- Castany, G., 1953. Les plissements quaternaires en Tunisie. comptes rendus sommaires société géologique de France, SGF, Paris, 155–157.
- CEAEQ, 2021. Méthodes d'analyses. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. [https://www.ceaegouv.qc.ca/methodes/methode\\_index.htm](https://www.ceaegouv.qc.ca/methodes/methode_index.htm) 03-04-2000
- Chetelat, B., Liu, C. Q., Zhao, Z. Q., Wang, Q. L., Li, S. L., Wang, B. L., 2008. Geochemistry of the dissolved load of the Changjiang basin rivers: Anthropogenic impacts and chemical weathering. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72, 4254–4277.
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Therrien, R., Savard, M. M., 2008. Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. *Journal of Hydrology*, 353, 294–313.
- Cloutier, V., Pitre, O., Blanchette, D., Dallaire, P. L., Gourde-Bureau, C., Nadeau, S., Rosa, E., 2013. Recherche sur les impacts de l'exploitation des ressources naturelles et des dépôts en tranchée sur l'eau souterraine des eskers et moraines de l'Abitibi-Témiscamingue. Abitibi-Témiscamingue. 92p. <https://rqes.ca/recherche-sur-les-impacts-de-l'exploitation-des-ressources-naturelles-et-des-depots-en-tranchee-sur-leau-souterraine-des-eskers-et-moraines-de-labitibi-temiscamingue/> 12-2023
- Costall, A., Harris, B., 2018. Electrical resistivity imaging and the saline water interface in high- quality coastal aquifers surveys in geophysics. *Survey Geophysics*, 39, 753–816.
- CRDA Sfax, 1992. Rapport de forage Mnasria dans la région de Djébeniana. Sfax. 11p.
- CRDA Sfax, 1994. Rapport de forage Elhoudh dans la région de Djébeniana. Sfax. 9p.
- CRDA Sfax, 1997. Rapport de forage Draa Boulayesh dans la région de Djébeniana. Sfax. 16p.
- CRDA Sfax, 1998. Rapport de forage Botria dans la région de Djébeniana. Sfax. 12p.

- CRDA Sfax, 1999. Rapport de forage Beliana dans la région de Djébeniana. Sfax. 11p.
- CRDA Sfax, 2013. Rapport de forage Hzag dans la région de Djébeniana. Sfax. 10p.
- CRDA Sfax, 2018. Étude de la nappe profonde et semi profonde de Sfax en utilisant la modélisation mathématique. Sfax. 78p.
- Crossgrove, J., Zheng, W., 2004. Manganese toxicity upon overexposure. *NMR in Biomedicine*, 17, 544–553.
- Dassi, L., 2011. Investigation by multivariate analysis of groundwater composition in a multilayer aquifer system from North Africa: a multi-tracer approach. *Applied Geochemistry*, 26(8), 1386-1398.
- Dassi, L., Tarki, M., Mejri, H. E., Hammadi, M. B., 2018. Effect of overpumping and irrigation stress on hydrochemistry and hydrodynamics of a Saharan oasis groundwater system, *Hydrological Sciences Journal*, 63(2), 227-250.
- Davis, J. C., 2002. *Statistics and data analysis in geology*. 3rd Edition. New York . John Wiley & Sons. 638p.
- Deshmukh, A. N., Valadaskar, P. M., Malpe, D. B., 1995. Fluoride in environment: A review. *Gondwana Geological Magazine*, 9, 1–20.
- DGRE, 2005. *Annuaire piézométrique*. Tunisie. 362p.
- Douglas, A., Donald. M., West. F., James Holler., Stanley., R. Crouch., 1964. *Fundamentals of Analytical Chemistry*, 1072p.

- Duggal, V., Rani, A., Mehra, R., Balaram, V., 2017. Risk assessment of metals from groundwater in northeast Rajasthan. *Journal of the Geological Society of India*, 90(1), 77–84.
- Du, Y., Ma, T., Chen, L., Shan, H., Xiao, C., Lu, Y., Liu, C., Cai, H., 2015. Genesis of salinized groundwater in Quaternary aquifer system of coastal plain, Laizhou Bay, China: Geochemical evidences, especially from bromine stable isotope. *Applied Geochemistry*, 59, 155–165.
- Eastoe, C. J., Long, A., Knauth, L. P., 1999. Stable chlorine isotopes in the Palo Duro Basin, Texas: Evidence for preservation of Permian evaporite brines. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63, 1375–1382.
- Eastoe, C. J., Long, A., Land, L. S., Kyle, J. R., 2001. Stable chlorine isotopes in halite and brine from the Gulf Coast Basin: Brine genesis and evolution. *Chemical Geology*, 176, 343–360.
- Egbueri, J. C., Mgbenu, C. N., 2020. Chemometric analysis of pollution source identification and human health risk assessment of water resources in Ojoto Province, southeast Nigeria. *Applied Water Science*, 10, 98.
- Eggenkamp, H. G. M., Louvat, P., Agrinier, P., Bonifacie, M., Bekker, A., Krupenik, V., Griffioen, J., Horita, J., Brocks, J. J., Bagheri, R., 2019. The bromine and chlorine isotope composition of primary halite deposits and their significance for the secular isotope composition of seawater. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 264, 13–29.
- Eggenkamp, H.G.M., Kreulen, R., van Groos, A.F.K., 1995. Chlorine stable isotope fractionation in evaporites. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59, 5169–5175.
- Eissa, M.A., Thomas, J.M., Pohll, G., Shouakar-Stash, O., Hershey, R.L., Dawoud, M., 2016. Groundwater recharge and salinization in the arid coastal plain aquifer of the Wadi Watir delta, Sinai, Egypt. *Applied Geochemistry*, 71, 48–62.

- Fedrigonia, L., Krimissa, M., Zouari, K., Maliki, A., Zuppi, G., 2001. Origine de la minéralisation et comportement hydrogéochimique d'une nappe phréatique soumise à des contraintes naturelles et anthropiques sévères: exemple de la nappe de Djebeniana (Tunisie). *Comptes rendus de l'Académie des sciences. Paris, Sciences de la Terre et des planètes*, 332, 665–671.
- Fontes, J. C., 1976. *Isotopes du milieu et cycle des eaux naturelles: quelques aspects*. Thèse de doctorat, Université Paris VI, 208p.
- Förstner, U., Salomons, W., 1983. Trace Element Speciation in Surface Waters: Interactions with Particulate Matter. *Trace Element Speciation in Surface Waters and its Ecological Implications*, Edition: NATO Conference Series I, Ecology, Vol. 6, Chapter: 15.
- Frape, S., Blyth, A., Stotler, R., Ruskeeniemi, T., Blomqvist, R., McNutt, R., Gascoyne, M., 2014. Deep fluids in the continents. *Treatise on Geochemistry*, 2nd Edition, p. 517-562.
- Freeze, A. R., Cherry J. A., 1979. *Groundwater hydrogeology*. 1<sup>st</sup> edition, Pearson, 604p.
- Gangolli, S. D., Van den Brandt, P. A., Feron, V. J., Janzowsky, C., Koeman, J. H., Speijers, G. J. A., Spiegelhalder, B., Walker, R., Wishnok, J. S., 1994. Assessment: Nitrate, nitrite and N-nitroso compounds. *European Journal of Pharmacology, Environment Toxicology and Pharmacology Section*, 292, 1–38.
- García-Menéndez, O., Ballesteros, B. J., 2018. Using electrical resistivity tomography to assess the effectiveness of managed aquifer recharge in a salinized coastal aquifer. *Environmental Monitoring Assessment*, 190, 100.
- Commission Nationale du Développement Durable, 2009. *Rapport sur la gestion durable des ressources en eau Tunisie*. Tunisie. 91p.
- Ghaib, M., Mhamdi, A., Gouasmia, M., Delvaux, D., Moumni, L., Soussi, M., 2023. Hydro-chemical and geophysical studies of salinization of the pliocene-quaternary aquifer in

- the zone of Elberka, Moulares-Redayef mining region, southwest Tunisia. *Arabian Journal of Geosciences*, 16(4), 264.
- Ghribi, R., 2010. Etude morpho-structurale et évolution des paleochamps de contraintes du Sahel Tunisien : Implications géodynamiques. Thèse de doctorat, Université de Sfax, Tunisie, 256p.
- Giménez-Forcada, E., 2010. Dynamic of sea water interface using hydrochemical facies evolution diagram. *Groundwater*, 48(2), 212–216.
- Goebel, M., Pidlisecky, A., Knight, R., 2017. Resistivity imaging reveals complex pattern of saltwater intrusion along Monterey coast. *Journal of Hydrology*, 551, 746–755.
- Gouasmia, M., 2008. Caractérisation de la géométrie des aquifères alluvionnaire, Néogène sableux et Crétacé carbonaté du bassin de Gafsa par les méthodes géophysiques. Thèse de doctorat, Université de Sfax, Tunisie, 221p.
- Grenon, M., Batisse, M., 1989. Futures for the Mediterranean: the blue plan. New York. Oxford University Press. 1884–1986.
- Guendouz, A., Adnane, S. M., 2017. Approche du phénomène de l'intrusion marine par les techniques isotopiques et hydrogéochimiques: Cas de la baie d'Alger /Assessment of seawater intrusion in the bay of Algiers (Algeria) by means of a combined isotope hydrology and hydrogeochemistry approach. Presentation dans Eau - Société – Climat (ESC-2017) / Water - Society - Climate (Echap-2017) at Hammamet, Tunisia.
- Hajjem, A., 1985. Etude hydrogéologique préliminaire de la nappe de Chaffar (Sahel Sud de Sfax). C.R.D.A de Sfax, Arrondissement des eaux. Rapport interne.
- Hajjem, A., 1980. Etude hydrogéologique de Djebeniana. C.R.D.A Sfax, Arrondissement des eaux. Rapport interne.

- Handa, B. K., 1975. Geochemistry and genesis of fluoride contains groundwater in India. *Groundwater*, 13, 275–281.
- Hanlon, C., Stotler, R., Frape, S., Gwynne, R., 2017. Comparison of  $\delta^{81}\text{Br}$  and  $\delta^{37}\text{Cl}$  composition of volatiles, salt precipitates, and associated water in terrestrial evaporative saline lake systems. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 53(5), 446-465.
- Hermans, T., Paepen, M., 2020. Combined inversion of land and marine electrical resistivity tomography for submarine groundwater discharge and saltwater intrusion characterization. *Geophysical Research Letters*, 47p.
- Huaa, K., Xiaob, J., Lia, S., Lia, Z., 2020. Analysis of hydrochemical characteristics and their controlling factors in the Fen River of China. *Sustainable Cities and Society*, 52, 101827.
- INC, 2003. Synthèse des données hydrogéologiques des nappes phréatiques su Sahel de Sfax. Sfax. 63p.
- Kahlaoui, S., 2022. Évaluation des échanges hydrogéochimiques entre un parc à résidus miniers et les aquifères périphériques. Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 118p.
- Karim, A., Veizer, J., 2000. Weathering processes in the Indus River Basin: implications from riverine carbon, sulfur, oxygen, and strontium isotopes. *Chemical Geology*, 170(1–4), 153–177.
- Kaufmann, R., Long, A., Campbell, D. J., 1988. Chlorine isotope distribution in formation waters, Texas and Louisiana. *AAPG Bulletin*, 72, 839–844.
- Karunanidhi, D., Aravinthasamy, P., Subramani, T., Muthusankar, G., 2020. Revealing drinking water quality issues and possible health risks based on water quality index

- (WQI) method in the Shanmuganadhi River basin of South India. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(2), 931-948.
- Kazantzis, G., 2004. Cadmium, osteoporosis and calcium metabolism. *Biometals*, 17, 398–493.
- Kwong, W. T., Friello, P., Semba, R. D., 2004. Interactions between iron deficiency and lead poisoning: idemiology and pathogenesis. *Science of the Total Environment*, 330, 21–37.
- Kazakis, N., Vargemezis, G., Voudouris, K. S., 2016. Estimation of hydraulic parameters in a complex porous aquifer system using geoelectrical methods. *Science of the Total Environment*, 550, 742–750.
- Kazakis, N., Pavlou, A., Vargemezis, G., Voudouris, K., Soulios, G., Pliakas, F., Tsokas, G., 2016. Seawater intrusion mapping using electrical resistivity tomography and hydrochemical data. An application in the coastal area of eastern Thermaikos Gulf, Greece. *Science of the Total Environment*, 543, 373-387.
- Kerrou, J., 2008. Deterministic and probabilistic numerical modelling towards sustainable groundwater management: Application to seawater intrusion in the Korba aquifer (Tunisia). Thèse de doctorat, Centre of Hydrogeology, Stochastic Hydrogeology Group, the University of Neuchâtel, 181p.
- Khadhar, S., Mlayah, A., Chekirben, A., Charef, A., Methammam, M., Shabou, N., Zayanani, K., 2013. Vecteur de la pollution métallique du bassin versant de l'Oued El Bey vers le Golfe de Tunis (Tunisie). *Hydrological Sciences Journal*, 58(8).
- Khalfi, C., Tarki, M., Dassi, L., 2021. An appraisal of Chott El Jerid brine encroachment in the Tozeur-south shallow aquifer: Geoelectrical and hydrochemical approach. *Journal of Applied Geophysics*, 190, 104341.

- Khandare, AL., Validandi, V., Rajendran, A., Singh, TG., Thingnganing, L., Kurella, S., Nagaraju, R., Dheeravath, S., Vaddi, N., Kommu, S., Maddela, Y., 2020. Health risk assessment of heavy metals and strontium in groundwater used for drinking and cooking in 58 villages of Prakasam district, Andhra Pradesh, India. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(11), 3675-3701.
- Klein, B., Roether, W., Manca, B., 1999. The large deep-water transient in the Eastern Mediterranean. *Deep-Sea Research*, 46, 371 - 414.
- Kloppman, W., Bourhane, A., Asfirane, F., 2011. Méthodologie de diagnostic de l'origine de la salinité des masses d'eau. Emploi des outils géochimiques et géophysiques. Rapport final BRGM/RP-60026-FR.
- Kloppman, W., Bourhane, A., Asfirane, F., 2011. Salinisation des masses d'eau en France: Du contrast au diagnostic. Rapport final BRGM/RP-60026-FR.
- Kouzana, L., Ben Mammou, A., Sfar Felfoul, M., 2009. Seawater intrusion and associated processes: Case of the Korba aquifer (Cap-Bon, Tunisia): *Comptes Rendus Geoscience*, 341(1), 21-35.
- Kumar, D., Zakir, H.M., Maleque, M.A., Seal, H.P., 2017. Evaluation of groundwater quality with special emphasis on heavy metal contamination in major areas of Joypurhat district, Bangladesh. *Journal of Chemical Biological and Physical Science*, 7(4), 819–834.
- Lazreg, H., 2011. Tunisie: Eau 2050. République Tunisienne. Institut Tunisien des Etudes Stratégiques. Tunisie, 87p.
- Liang, B., Liu, DH., Huang, J., 2020. Carbon system simulation in the Pearl River Estuary, China: Mass flux and transformations. *Journal of Geophysical Research*, 125(2), e2019JG005012.

- Loizeau, V., 2010. Synthèse des connaissances sur l'estuaire de la seine. Partie 3, contamination chimique (Deuxième volet). France. 96p.
- Loke, M. D., 2004. Tutorial: 2D and 3D electrical imaging surveys, [www.geoelectrical.com](http://www.geoelectrical.com) (2004)
- Maliki, A., 1994. Etude hydrochimique et isotopique des nappes phréatiques de Skhira et de Djebeniana et de la nappe profonde de Sfax. Mémoire DEA, FST.
- Maliki, A., 2000. Etude hydrogéologique, hydrochimique et isotopique de la nappe profonde de Sfax (Tunisie). Thèse de doctorat, Géologie, ENIS, Tunisie, 254p.
- Marescot, L., Delaloye, R., Loke, M. H., Lambiel, C., 2003. Assessing reliability of 2D resistivity imaging in mountain permafrost studies using the depth of investigation index method. *Near Surface Geophysics*, 1(2), 57-67.
- Mgbenu, C. N., Egbueri, J. C., 2019. The hydrogeochemical signatures, quality indices and health risk assessment of water resources in Umunya district, southeast Nigeria. *Applied Water Science*, 9(1).
- Mhamdi, A., Dhahri, F., Gouasmia, M., Inoubli, N., Soussi, M., Ben Dhia, H., 2011. Groundwater investigation in the southern part of Gabes using resistivity sounding, southern Tunisia. *Arabian Journal of Geosciences*, 6(2), 601-614.
- Mhamdi, A., Dhahri, F., Gouasmia, M., Moumni, L., Soussi, M., 2015. Groundwater salinization survey of the Upper Cretaceous-Miocene Complex terminal aquifer in the Sabaa Biar area of southwestern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 112, 83-92.
- Mhamdi, A., Moussaoui, I., khalfi, C., Tarki, M., Dassi, L., 2022. Assessment of groundwater mineralization processes in the GarâatDouz-Tebeddit shallow aquifer, Southwestern Tunisia: An integrated geoelectrical and hydrochemical approach. *Carbonates and Evaporites*, 37(2).

- Michot, D., Benderitter, Y., Dorigny, A., Nicoullaud, B., King, D., Tabbagh, A. 2003. Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography. *Water Resources Research*, 39, 5-1138.
- M'nassri, S., Dridi, L., Lucas, Y., Schäfer, G., Hachicha, M., Majdoub, R., 2018. Identifying the origin of groundwater salinisation in the Sidi El Hami basin (central-eastern Tunisia). *Journal of African Earth Sciences*, 147, 443–449.
- Montety, V., Radakovitch, O., Vallet-Coulomb, C., Blavoux, Hermitte, D., Valles, V., 2008. Origin of groundwater salinity and hydrogeochemical processes in a confined coastal aquifer: Case of the Rhône delta (Southern France). *Applied Geochemistry*, 23, 2337–2349.
- Moussaoui, I., Rosa, E., Cloutier, V., Neculita, C. M., Dassi, L., 2023. Chemical and isotopic evaluation of groundwater salinization processes in the Djebeniana coastal aquifer, Tunisia. *Applied Geochemistry*, 149(1).
- Muralidhara, R.B and Sunitha, V. B., 2020. Geochemical and health risk assessment of fluoride and nitrate toxicity in semi-arid region of Anantapur District, South India. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 2, 150-161.
- Najib, S., Fadili, A., Mehdi, K., Riss, J., Makan, A., Guessir, H., 2016. Salinization process and coastal groundwater quality in Chaouia, Morocco. *Journal of African Earth Sciences*, 115, 17-31.
- Najib, S., Fadili, A., Mehdi, K., Riss, J., 2017. Contribution of hydrochemical and geoelectrical approaches to investigate salinization process and seawater intrusion in the coastal aquifers of Chaouia, Morocco. *Journal of Contaminant Hydrology*, 198, 24-36.
- New Brunswick, 2022. Fiche d'information – Présence de sel dans les puits privés d'eau potable.  
 Chromeextension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www2.gnb.ca/content/dam/gnb/Departments/env/pdf/Water-Eau/PresenceSelPuitsPrivesDeauPotable.pdf (2022)

- OEHHA, 2019. California Office of Environmental Health Hazard Assessment. Technical Support Document for Cancer Potency Factors 2009, Appendix A: Hot Spots Unit Risk and Cancer Potency Values. Updated May 2019, 5p.
- Omer, N. H., 2019. Water quality parameters, 15p.
- Paniconi, C., Khlaifi, I., Giuditta, L., Giacomelli, A., Tarhouni, J., 2001. Modeling and analysis of Seawater Intrusion in the coastal aquifer of eastern Cap-Bon, Tunisia. *Transport in Porous Media*, 43, 3–28.
- Papamichael, I., Voukkali, I., Zorpas, A. A., 2022. Mediterranean: main environmental issues and concerns. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 7, 477–481.
- Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J., 2013. Description of Input and Examples for PHREEQC (Version 3): A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. US Geological Survey Techniques and Methods, Book 6, Chapter A43, 497p.
- Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J., 1999. User's Guide to PHREEQC (Version 2): A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. USA Geological Survey Water-Resources Investigations Report, 99-4259.
- Patterson, L. J., Sturchio, N. C., Kennedy, B. M., Van Soest, M. C., Sultan, M. I., Lu, Z. T., Lehmann, B. E., Purtschert, R., El Kaliouby, B., Dawood, Y., Abdallah, A. M., 2005. Cosmogenic, radiogenic, and stable isotopic constraints on groundwater residence time in the Nubian Aquifer, Western Desert of Egypt. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 6(1), 01005.
- Peiyue, Li., Meng, X., Zhang, Y., 2016. Appraising groundwater quality and health risks from contamination in a semiarid region of Northwest China. *Exposure and Health*, 8(3), 361–379.

- Peiyue, Li., Guo, W., 2019. Spatial groundwater quality and potential health risks due to nitrate ingestion through drinking water: A case study in Yan'an City on the Loess Plateau of northwest China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 11-31.
- Piper, A. M., 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. *American Geophysical Union*, 25, 914–923.
- Prastica, R. M. S., Soeryantono, H., Marthanty, D. R., 2018. Developing Hydrodynamic and Sediment Transport Modelling on Lakes: A Preliminary Study, *International Journal of Environmental Science and Development*, 9, 3.
- Rama Rao, N. V., 1982. Geochemical factors influencing the distribution of fluoride in rocks, soils, and water sources of Nalgonda district. Thèse de doctorat, Université d'Osmania, Inde, 320p.
- Ramanaiah, S.V., Venkatamohan, S., Rajkumar, B., Sarma, P.N., 2006. Monitoring of fluoride concentration in groundwater of Prakasham district in India: Correlation with physico-chemical parameters. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 48, 129-134.
- Ramirez A. L., Binley, A., 2000. Electrical resistance tomography. *The Leading Edge*, 23(5).
- Reimann, C., Filzmoser, P., Hron, K., Kynčlová, P., Garrett, R., 2017. A new method for correlation analysis of compositional (environmental) data, a worked example. *Science of the Total Environment*, 607, 965–971.
- Sadler, R., Maetam, B., Edokpolo, B., Connell, D., Yu, J., Stewart, D., Park, M. J., Gray, D., Laksono, B., 2016. Health risk assessment for exposure to nitrate in drinking water from village wells in Semarang Indonesia. *Environmental Pollution*, 216(738), 745.
- Samouëlian, P.A., Cousin. P.I., Tabbagh, A., Bruand, A., Richard, G., 2005. Electrical resistivity survey in soil science: A review. *Soil & Tillage Research*, 83, 173-193.

- Santé Canada Ottawa (Ontario), 2019. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document technique le strontium*. Canada, 67p.
- Sawyer, C. N and McCarty, P. L., 1967. *Chemistry for sanitary engineers*. 2nd Ed., McGraw-Hill, New York, 518p.
- Saxena, V. K., Ahmed, S., 2002. Inferring the chemical parameters for the dissolution of fluoride in groundwater. *Environmental Geology*, 43, 731–736.
- Roy, S., Gaillardet, J., Allègre, C.J., 1999. Geochemistry of dissolved and suspended loads of the Seine River, France: anthropogenic impact, carbonate and silicate weathering. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63, 1277–1292.
- Sherif, M., Sultan, M., Sturchio, N. C., 2019. Chlorine isotopes as tracers of solute origin and age of groundwaters from the Eastern Desert of Egypt. *Earth and Planetary Science Letters*, 510, 37–44.
- Shouakar-Stash, O., Frape, S., Drimmie, R. J., 2005a. Determination of bromine stable isotopes using continuous flow isotope ratio mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 77, 4027–4033.
- Shouakar-Stash, O., Drimmie, R. J., Frape, S., 2005b. Determination of inorganic chlorine stable isotopes by continuous flow isotope ratio mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 19, 121–127.
- Simler, R., 2009. Diagrammes Software. <https://terre-et-eau.univ-avignon.fr/equipements-de-terrain-et-de-laboratoire/logiciels/> (2009)
- Slama, F., Bouhlila, R., Renard, P., 2010. Identification of groundwater salinization sources using experimental, multivariate statistical analysis and numerical modelling tools: Case of Korba coastal aquifer (Tunisia). 38 IAH Congress, Groundwater Quality Sustainability, Krakow, 12–17 September 2010.

- Smida, H., Tarki, M., Dassi, L., 2022. Groundwater quality and mineralization process in the Braga shallow aquifer, Central Tunisia: an overview. *Carbonates and Evaporites*, 37.
- SONEDE, 2009. Les Séminaires du Monde Méditerranéen IPEMED OIEau Plan Bleu, Les enjeux de l'eau en Méditerranée Paris. 12-14 novembre 2009.
- Soud, F., 2020. Isotopic behavior and self-organizing maps for identifying groundwater salinization processes in Jerba Island, Tunisia, *Environmental Earth Sciences*, 79(8).
- Spalding, R. F., Exner, M. E., 1993. Occurrence of nitrate in groundwater. A review. *Journal of Environmental Quality*, 22, 392-402.
- Stotler, R. L., Frappe, S. K., Shouakar-Stash, O., 2010. An isotopic survey of  $d^{81}\text{Br}$  and  $d^{37}\text{Cl}$  of dissolved halides in the Canadian and Fennoscandian Shields. *Chemical Geology*, 274(1), 38-55.
- Surinaidu, L., Gurunadha, R., V. V. S., Rajendra, P. P., Sarma, V. S., 2013. Use of Geophysical and Hydrochemical Tools to Investigate Seawater Intrusion in Coastal Alluvial Aquifer, Andhra Pradesh, India. *Groundwater in the Coastal Zones of Asia-Pacific*. Edition 7, Chapter 4.
- Tarhouni, J., Khlafii, I., Ben Alaya, A., Paniconi, C., 2002. Integration Method of GIS and model KODESA-3D for studying transport problem in Korba Aquifer. *Proceedings of international symposium on environmental pollution control and waste management: EPCOWM2002*, p. 497-509.
- Tarki, M., Dassi, L., Ben hamad, H., El Mejri, H., 2016. Assessment of hydrochemical processes and groundwater hydrodynamics in a multilayer aquifer system under long-term irrigation condition: a case study of Nefzaoua basin, southern Tunisia. *Applied Radiation and Isotopes*, 138-149.

- Tarki, M., Enneili, A., Dassi, L., 2020. An appraisal of natural fluorine contamination of paleogroundwater in Tozeur oases, southern Tunisia, with emphasis on the anthropogenic impact. *Applied Geochemistry*, 120, 104661.
- Tarki, M., Dadi, K., Dassi L., 2022. Assessment of groundwater quality and suitability with emphasis on the human health risk in North African Saharan oases: a case study from the Tozeur region, southern Tunisia. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 7, 223–239.
- Telahigue, F., Souid, F., Agoubi, B., Chahlaoui, A., Kharroubi, A., 2020. Hydrogeochemical and isotopic evidence of groundwater salinization in a coastal aquifer: A case study in Jerba Island, southeastern Tunisia. *Physics and Chemistry of the Earth*, 118-119, 102886.
- Trabelsi, R., Abid, K., Zouari, K., Yahyaoui, H., 2011. Groundwater salinization processes in shallow coastal aquifer of Djeffara plain of Medenine, Southeastern Tunisia. *Environmental Earth Sciences*, 66, 641-653.
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R., 2013. Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34–38.
- Urish, D.W., 1981. Electrical resistivity—hydraulic conductivity relationships in glacial outwash aquifers. *Water Resources Research*, 17(5), 1401-1408.
- USEPA, 2004. Risk assessment guidance for superfund. Volume 1: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment). [EPA/540/R/99/005](#). Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, Washington, DC, USA.
- USEPA, 2014. Human Health Evaluation Manual, Supplemental Guidance: Update of Standard Default Exposure Factors, OSWER Directive 9200, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1–120.

- Vengosh, A., Spivack A. J., Artzi, Y., Ayalon, A., 1999. Boron, strontium, and oxygen isotopic and geochemical constraints for the origin of the salinity in groundwater from the Mediterranean Coast of Israel. *Water Resources Research*, 35, 1877–1894.
- Volpe, C., Spivack, A. J., 1994. Stable chlorine isotopic composition of marine aerosol particles in the western Atlantic Ocean. *Geophysical Research Letters*, 21, 1161–1164.
- Warnes, M. G. R., Bolker, B., Bonebakker, L., Gentleman, R., Hubert, W., Liaw, A., Lumley, T., Maechler, M., Magnusson, A., Moeller, S., Schwartz, M., Venables, B., 2016. Package 'gplots.' Various R Programming Tools for Plotting Data. R Package Version 3.0.1.
- WHO, 1996. In: *Trace Elements in Human Nutrition and Health*, 92. World Health Organization, Geneva, 1-343.
- WHO, 2008. *Guidelines for Drinking-Water Quality*, Geneva .91p.
- WHO, 2011. *Hardness in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*, Geneva. 10p.
- WHO, 2017. *Guidelines for Drinking-Water Quality: Fourth Edition Incorporating the First Addendum*, 541p.
- Zakir, H. M., Sharmin, S., Akter, A., Shahinur, R., 2020. Assessment of health risk of heavy metals and water quality indices for irrigation and drinking suitability of waters: a case study of Jamalpur Sadar area, Bangladesh. *Environmental Advances*, 2- 100005.
- Zbidi, H., 1989. *Hydrogéologie de la nappe profonde de Sfax. Rapport. DGRE. Tunis*, 27 p.
- Zhai, Y., Lei, Y., Wu, J., Teng, Y., Wang, J., Zhao, X., Pan, X., 2017. Does the groundwater nitrate pollution in China pose a risk to human health? A critical review of published data. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(4), 3640–3653.

- Zhang, S. R., Lu, X. X., Higgitt, D. L., Chen, C. T. A., Sun, H. G., Han, J. T., 2007. Water chemistry of the Zhujiang (Pearl River): Natural processes and anthropogenic influences *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 112 - F01011.
- Zghibi, A., 2013. Structure et modélisation hydrodynamique des aquifères complexes (France/Tunisie): Approches hydro-géophysique, géochimique et numérique. Thèse de doctorat, Génie Rural, Eaux et Forêts, Institut National Agronomique de Tunisie, 202p.
- Zghibi, A., Merzougui, A., Zouhri, L., Tarhouni, J., 2014. Understanding groundwater chemistry using multivariate statistics techniques to the study of contamination in the Korba unconfined aquifer system of Cap-Bon (North-east of Tunisia). *Journal of African Earth Sciences*, 89, 1-15.
- Zghibi, A., Merzouguib, A., Cheninia, I., Ergaiegb, K., Zouhric, L., Tarhouni, J., 2016. Groundwater vulnerability analysis of Tunisian coastal aquifer: An application of DRASTIC index method in GIS environment. *Groundwater for Sustainable Development*, 2-3, 169–181.
- Zghibi, A., Mirchi, A., Zouhri, L., Taupin, J. D., Chekirbane, A., Tarhouni, J., 2019. Implications of groundwater development and seawater for sustainability of a Mediterranean coastal aquifer in Tunisia. *Environmental Monitoring Assessment*, 191, 696.