



**HAL**  
open science

# Modélisation hydrochimique de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor et caractérisation des zones potentielles en eaux souterraines dans les bassins versants de Ghiss et Nekor (Maroc) à l'aide des méthodes géospatiales

Abdelhak Bourjila

## ► To cite this version:

Abdelhak Bourjila. Modélisation hydrochimique de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor et caractérisation des zones potentielles en eaux souterraines dans les bassins versants de Ghiss et Nekor (Maroc) à l'aide des méthodes géospatiales. Sciences de la Terre. Université Abdelmalek Essaâdi (Tétouan, Maroc), 2023. Français. NNT: . tel-04553629

**HAL Id: tel-04553629**

**<https://hal.science/tel-04553629v1>**

Submitted on 22 Apr 2024

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



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

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

**THESE DE DOCTORAT**

**Présentée**

**Pour l'obtention du**

**DOCTORAT EN SCIENCES ET TECHNIQUES DE L'INGENIEUR**

**Par :**

**BOURJILA Abdelhak**

**Discipline : Sciences de l'Eau et de l'Environnement**

**Spécialité : HYDROCHIMIE, HYDROGEOLOGIE & GEOMATIQUE**

**Modélisation hydrochimique de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor et caractérisation des zones potentielles en eaux souterraines dans les bassins versants de Ghiss et Nekor (Maroc) à l'aide des méthodes géospatiales**

**Soutenue le 13/05/2023 devant le jury :**

Pr. Mohammed Salahdine El Youbi	Université Ibn Tofail FS Kénitra	Président
Pr. Zoulikha Irzi	Université Mohammed Premier FS Oujda	Rapporteur
Pr. Lahcen Benaabidate	Université Sidi Mohamed Ben Abdellah FST Fès	Rapporteur
Pr. Khadija Haboubi	Université Abdelmalek Essaâdi ENSA Al Hoceima	Rapporteur
Pr. Abderrahim Lahrach	Université Sidi Mohamed Ben Abdellah ENSA Fès	Examineur
Pr. Salah Daoudi	Université Mohammed Premier FS Oujda	Examineur
Pr. Achraf El Kasmi	Université Abdelmalek Essaâdi ENSA Al Hoceima	Invité
Pr. Fouad Dimane	Université Abdelmalek Essaâdi ENSA Al Hoceima	Directeur de thèse

**Structure de recherche accréditée d'accueil :**  
**UAE/U02ENSAH : Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur et Applications (LSIA) de l'Ecole Nationale des Sciences Appliquées (ENSAH)**

**« A partir de l'eau Nous avons constitué toute chose vivante »**

Coran, sourate Al-Anbiyâ (Les prophètes), verset 30

## REMERCIEMENTS

Louange à Allah le Tout-Puissant pour sa bénédiction et son assistance infaillibles qui m'ont permis de réaliser cet accomplissement. Le Prophète ﷺ a dit : « Celui qui ne remercie pas les gens n'a pas remercié Allah ».

En considération de cela, j'aimerais exprimer ma profonde reconnaissance envers Monsieur Fouad Dimane, mon directeur de thèse, pour son engagement constant et son soutien inébranlable tout au long de mon parcours doctoral. Sa guidance avisée m'a permis de progresser avec confiance, et je suis extrêmement reconnaissant de l'avoir eu comme mentor. Il a toujours été encourageant et a répondu présent chaque fois que j'ai eu besoin de son aide, jusqu'à la dernière minute de mon cycle doctoral. Il a généreusement prodigué ses conseils et orientations, me permettant de franchir l'étape de préparation de ma thèse avec aisance. Il était à la fois un frère attentionné et un ami mentor, ainsi je ne fais pas de surévaluation en affirmant qu'il était un directeur de thèse exceptionnel. Je lui voue la plus grande estime et considération.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers les membres du jury pour leur participation à l'évaluation de ma thèse. Tout d'abord, je remercie chaleureusement Monsieur Mohammed Salahdine El Youbi, le Président du jury, ainsi que Madame Zoulikha Irzi, Madame Khadija Haboubi et Messieurs Lahcen Benaabidate, Abderrahim Lahrach, Salah Daoudi et Achraf El Kasmi pour leur précieuse contribution à la réussite de mon travail. Leurs remarques et orientations ont apporté une grande valeur ajoutée à mon travail de recherche. Leur expertise et leur contribution ont grandement enrichi mon travail et je leur suis très reconnaissant.

Je suis également très reconnaissant envers Monsieur Hossain El Ouarghi pour son soutien indéfectible tout au long de mes études doctorales. Il m'a fourni un appui moral et intellectuel constant, m'encourageant à dépasser les obstacles et à poursuivre mes recherches avec passion. En outre, je tiens à exprimer ma gratitude envers Monsieur Mohammad Ghalit pour son aide précieuse dans la réalisation des analyses physicochimiques nécessaires à ma recherche. Je leur suis très reconnaissant pour leur soutien inconditionnel. Leur disponibilité et leurs conseils avisés ont été essentiels pour moi dans la réussite de ma thèse.

Je tiens également à exprimer ma gratitude envers Messieurs Yahya El Hammoudani, Morad Taher, Anas Bensiali, Iliass Achoukhi, Nordine Nouayti et Omar Saadi pour leur collaboration fructueuse dans la publication d'articles scientifiques. Leurs contributions ont été d'une grande valeur ajoutée pour mes recherches et ont permis de publier des travaux de qualité. De plus, je remercie

sincèrement Monsieur Vincent Pellerito et Monsieur Zakariaa El Farhi pour leur aide précieuse dans la révision de l'anglais de mes articles scientifiques. Leur expertise linguistique m'a permis d'améliorer significativement la qualité de mes publications. Je suis reconnaissant envers chacun d'entre eux pour leur collaboration, leur soutien et leur aide.

Je tiens à exprimer ma gratitude envers Abdellah El Omrani, Abdelilah Oufalah, Salim Kamari et Mohamed Ettoukouki pour leur soutien sur le terrain, qui a été une étape cruciale dans la réalisation de ma thèse. Leur aide a été indispensable pour mener à bien les expérimentations nécessaires à ma recherche. En outre, je souhaite remercier Hassan El Morabiti et Abdechahid Abarkan pour leur soutien et leurs encouragements à m'inscrire au cycle doctoral. Grâce à eux, après la grâce d'Allah Tout-Puissant, j'ai pu prendre la décision de poursuivre mes études en doctorat. Je leur suis reconnaissant pour leur confiance en moi et leur soutien précieux tout au long de mon parcours académique.

Je n'oublierai pas le soutien et l'aide de mes chers frères, sœurs et de toute ma famille, ainsi que celui de Monsieur Faouzi Agarrad, mon ancien professeur de mathématiques et actuel directeur au lycée où je travaille. Je tiens également à remercier mes chers amis Imad El Barkani, Ahmed Ben Abdellah, Abdelilah Ghalit, Az-dine Bouaouiouach, Louafi Azariouh, Mohamed El Bastrioui, Mohamed Nachat, Abdelhay Tarhouchi, Morad Benali, Nadir Akrachi et Taoufik Tbatou pour leur soutien tout au long de mon parcours de doctorat. Leurs encouragements et leurs conseils ont été une source de motivation et de réconfort pour moi tout au long de cette aventure académique. Je leur suis très reconnaissant pour leur présence à mes côtés.

Je tiens à exprimer ma gratitude envers ma femme et mes filles, Maryam et Esrae, pour leurs patientes, leurs amours et leurs soutiens incondtionnels tout au long de mon parcours doctoral. Leurs soutiens et leurs encouragements ont été essentiels pour moi.

Enfin, Je voudrais rendre hommage à mes parents, que Allah ait pitié d'eux et les mette en paix.

Je suis honoré et reconnaissant d'avoir pu compter sur le soutien de toutes ces personnes remarquables. Leur contribution a été essentielle à la réussite de ma thèse et je leur en suis profondément reconnaissant.

## Résumé

L'impact de l'intrusion marine (IM) sur les aquifères côtiers est une préoccupation majeure en matière de gestion des ressources en eau souterraine. L'aquifère côtier de Ghiss-Nekor est particulièrement vulnérable à l'intrusion marine en raison de la surexploitation des eaux souterraines et des effets du changement climatique. L'étendue de l'IM dans cette zone reste incertaine et les conditions de sécheresse persistante et de surexploitation des eaux souterraines risquent d'aggraver la situation. Cette étude vise donc à : *i*) cartographier l'étendue de l'IM dans la zone d'étude en utilisant une approche hydrogéochimique (ratios ioniques et indices d'IM) combinée à des techniques géospatiales. *ii*) suivre l'évolution spatiotemporelle de l'IM en analysant les données de 2015 et 2022 à l'aide de la technique de cartographie différentielle (DMT) et de diagrammes d'évolution des faciès hydrochimiques (HFE-D). *iii*) cartographier les zones potentielles en eaux souterraines (ZPES) dans les bassins versants de Ghiss et Nekor, en utilisant des techniques géospatiales et le processus de la hiérarchie analytique (AHP), dans le but d'identifier des sources potentielles d'eau pouvant être utilisées en tant qu'alternative pour réduire la pression sur l'aquifère de Ghiss-Nekor.

Les résultats de cette étude indiquent que l'IM affecte environ 20 % de la zone d'étude, principalement à moins de 2 km de la côte. De plus, l'analyse spatiotemporelle révèle une augmentation significative de l'IM, passant de 14 % à 20 % entre 2015 et 2022. L'analyse des ZPES révèle que 38 % du bassin de Ghiss et 25 % du bassin de Nekor présentent un fort et très fort potentiel pour les eaux souterraines. La validation de ces deux modèles montre un accord acceptable de 70 %.

Nos résultats fournissent des informations cruciales sur l'ampleur de l'IM dans l'aquifère Ghiss-Nekor, renforçant ainsi l'hypothèse selon laquelle cette intrusion s'aggrave au fil du temps. Ces informations sont essentielles pour les décideurs de la région d'Al Hoceima, car elles peuvent aider à élaborer des plans de gestion efficaces des eaux souterraines pour faire face à la pénurie de ressources en eau causée par la diminution des niveaux de précipitation et la surexploitation des nappes phréatiques.

**Mots-clés :** Intrusion marine, Hydrochimie, Hydrogéologie, Évolution spatio-temporelle, Système d'information géographique, Télédétection, Al Hoceima.

## Abstract

The impact of seawater intrusion (SWI) on coastal aquifers is a major concern when it comes to managing groundwater resources. The Ghiss-Nekor coastal aquifer is particularly vulnerable to SWI due to excessive groundwater pumping and the effects of climate change. The extent of SWI in this area is unclear, and the ongoing drought and overpumping of groundwater are expected to worsen the situation. Therefore, the present study aims : *i*) to use a hydrogeochemical approach (ionic ratios and SWI indexes), combined with geospatial techniques, to produce a map highlighting the regions most susceptible to SWI in the study area. *ii*) to track the spatiotemporal evolution of SWI by analyzing data from 2015 and 2022 using a differential mapping technique (DMT) and Hydrochemical Facies Evolution Diagrams (HFE-D). *iii*) to map the groundwater potential zones (GWPZ) in the Ghiss and Nekor watersheds using geospatial techniques and the Analytical Hierarchy Process (AHP) in order to identify potential sources of groundwater that can serve as alternatives and alleviate the pressure on the Ghiss-Nekor aquifer.

As a result, approximately 20 % of the study area is impacted by SWI, with 70 % of the affected areas located within 2 km of the shoreline. The spatiotemporal analysis also revealed a significant increase in the extent of SWI, rising from 14 % to 20 % between 2015 and 2022. The GIS-based analysis of the GWPZ reveals that 38 % of the Ghiss basin and 25 % of the Nekor basin have good and very good potential for groundwater. To ensure the accuracy of the final maps, an appropriate validation method was employed, resulting in a 70 % level of agreement.

Our findings provide crucial information on the extent of SWI in the Ghiss-Nekor aquifer and reinforce the assumption that SWI is worsening over time. This information is instrumental for decision-makers in the Al Hoceima region, as it can assist in the development of efficient groundwater management plans to tackle the shortage of water resources caused by declining levels of precipitation and the overpumping.

**Keywords:** Seawater intrusion, Hydrochemistry, Hydrogeology, Spatio-temporal evolution, Geographic Information System, Remote sensing, Al Hoceima.

## الملخص

يعد تأثير تسرب مياه البحر على الفرشات المائية الساحلية مصدر قلق كبير عندما يتعلق الأمر بإدارة موارد المياه الجوفية. إن الفرشة المائية الساحلية لسهل غيس-النكور معرضة بشكل كبير لمخاطر تسرب مياه البحر بسبب الإفراط في ضخ المياه الجوفية والآثار الناتجة عن تغير المناخ. مستوى تأثير المياه الجوفية في سهل غيس-النكور غير واضح لحد الآن، ومن المحتمل أن توالي سنوات الجفاف والاستغلال المفرط للمياه الجوفية قد أدى إلى تفاقم ظاهرة تسرب مياه البحر. تهدف هذه الدراسة إلى: (1) دمج النهج الهيدروكيميائي مع التقنيات الجغرافية المكانية، لرسم خريطة تبين مدى تأثير مجال الدراسة بتسرب مياه البحر. (2) تتبع التطور المكاني-الزمني لتسرب مياه البحر من خلال تحليل بيانات هيدروكيميائية لسنتي 2015 و2022 باستخدام تقنية رسم الخرائط التفاضلية ومبيانات تطور السحنات الهيدروكيميائية. (3) رسم خرائط لمناطق احتمال تواجد المياه الجوفية في كل من حوض غيس وحوض النكور باستخدام التقنيات الجغرافية المكانية وعملية التحليل الهرمي. وذلك بهدف تحديد المصادر المحتملة للمياه التي يمكن استخدامها كبديل لتخفيف الضغط على الفرشة المائية في سهل غيس-النكور.

كشفت الدراسة عن تأثير ما يقرب من 20% من منطقة الدراسة بتسرب مياه البحر، حيث تقع 70% من المناطق المتضررة على بعد كيلومترين من خط الساحل. كما كشف أيضًا التحليل المكاني-الزمني عن تفاقم ظاهرة تسرب مياه البحر مع مرور الوقت، حيث ارتفعت نسبة تأثير مجال الدراسة من 14% إلى 20% بين سنتي 2015 و2022. أظهرت دراسة تحديد مناطق احتمال تواجد المياه الجوفية والقائم على نظام المعلومات الجغرافية أن 38% من حوض غيس و25% من حوض النكور تتوفر على إمكانات جيدة وجيدة جدًا للمياه الجوفية. التحقق من دقة الخرائط النهائية أظهرت مستوى توافق جد مقبول وهو 70%.

توفر النتائج التي توصلنا إليها معلومات مهمة حول مدى تسرب مياه البحر إلى طبقات المياه الجوفية في سهل غيس-النكور، كما تعزز هذه النتائج فرضية أن الظاهرة المدروسة تزداد سوءًا بمرور الوقت. وستكون هذه المعلومات مفيدة لصانعي القرار في منطقة الحسيمة، لأنها ستساعد في وضع خطط فعالة لإدارة المياه الجوفية في المنطقة لمعالجة النقص في الموارد المائية الناجم عن انخفاض نسبة التساقطات المطرية والاستنزاف المفرط للمياه الجوفية.

**الكلمات المفتاحية:** تسرب مياه البحر، كيمياء الماء، الهيدروجيولوجيا، التطور المكاني-الزمني، نظم المعلومات الجغرافية، الاستشعار عن بعد، الحسيمة.



# Table des matières

REMERCIEMENTS .....	II
RESUME .....	I
ABSTRACT .....	II
المخلص .....	III
TABLE DES MATIERES .....	IV
LISTE DES FIGURES .....	VIII
LISTE DES TABLEAUX .....	XI
INTRODUCTION GENERALE .....	1
PARTIE 1 : CADRE GENERAL DE L'ETUDE .....	6
CHAPITRE 1 : PROBLEMATIQUE DE LA SALINISATION DES AQUIFERES COTIERS ET INTRUSION MARINE .....	7
1. INTRODUCTION .....	8
2. LA SALINISATION DES EAUX SOUTERRAINES .....	8
2.1. <i>Définition de salinisation</i> .....	8
2.2. <i>Les origines de salinisation des eaux souterraines dans un aquifère côtier</i> .....	9
3. LA PROBLEMATIQUE DE L'INTRUSION MARINE .....	11
3.1. <i>Introduction</i> .....	11
3.2. <i>Mécanisme de l'intrusion marine</i> .....	12
3.3. <i>Modifications chimiques de l'eau lors d'une intrusion marine</i> .....	13
3.4. <i>Causes de l'intrusion marine</i> .....	14
3.5. <i>Conséquences de l'intrusion marine</i> .....	16
3.6. <i>Méthodologies d'étude de l'intrusion marine</i> .....	16
3.7. <i>L'intrusion marine au niveau mondial</i> .....	18
3.8. <i>L'intrusion marine au niveau national</i> .....	20
3.9. <i>Méthodes d'atténuation de l'intrusion marine</i> .....	23
4. CONCLUSION .....	26
CHAPITRE 2 : GENERALITES SUR LA ZONE D'ETUDE .....	27
1. INTRODUCTION .....	28
2. CONTEXTE GEOGRAPHIQUE ET GEOMORPHOLOGIQUE .....	28
2.1. <i>La plaine de Ghiss-Nekor</i> .....	28
2.2. <i>Le bassin versant de Ghiss</i> .....	29

2.3.	<i>Le bassin versant de Nekor</i> .....	30
3.	CONTEXTE CLIMATIQUE, HYDROLOGIQUE-HYDROGEOLOGIQUE, DEMOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE.....	31
3.1.	<i>Contexte climatique</i> .....	31
3.2.	<i>Contexte hydrologique et hydrogéologique</i> .....	35
3.3.	<i>Contexte démographique</i> .....	41
3.4.	<i>Contexte géologique</i> .....	42
4.	CONCLUSION .....	47
 <b>PARTIE 2 : EVALUATION INTEGREE DE L'INTRUSION MARINE &amp; CARTOGRAPHIE DES ZONES POTENTIELLES DES EAUX SOUTERRAINES DANS LES BASSINS VERSANTS GHISS ET NEKOR .....</b>		<b>48</b>
 <b>CHAPITRE 3 : EVALUATION INTEGREE DE L'INTRUSION MARINE DANS L'AQUIFERE COTIER DE GHISS-NEKOR PAR LES METHODES HYDROCHIMIQUES ET GEOSPATIALES .....</b>		<b>49</b>
1.	INTRODUCTION .....	50
2.	MATERIEL ET METHODES.....	52
2.1.	<i>Échantillonnage et analyse chimique</i> .....	52
2.2.	<i>Gestion des données</i> .....	54
3.	RESULTATS ET DISCUSSION.....	55
3.1.	<i>Évaluation et analyses des données hydrochimiques</i> .....	55
3.1.1.	Contrôle de la qualité des données .....	55
3.1.2.	Statistiques descriptives et distribution spatiale des paramètres physico-chimiques.....	55
3.1.3.	Corrélation des paramètres hydrochimiques .....	65
3.1.4.	Analyse en composantes principales (ACP) .....	67
3.1.5.	Diagramme de Piper .....	71
3.1.6.	Distribution spatiale des types d'eau (faciès) .....	72
3.1.7.	Le diagramme de Chadha .....	74
3.1.8.	Diagramme de Gibbs .....	75
3.1.9.	Diagrammes de Stiff .....	76
3.1.10.	Ratios ioniques .....	80
3.1.10.1.	Le ratio ionique $Cl/HCO_3$ .....	80
3.1.10.2.	Le ratio ionique $SO_4/Cl$ .....	81
3.1.10.3.	Le ratio ionique $Na/Cl$ .....	82
3.1.10.4.	Le ratio ionique $Mg/Mg+Ca$ .....	83
3.1.11.	Indices d'intrusion marine .....	83
3.1.11.1.	Indice de qualité des eaux souterraines pour l'intrusion marine ( $GQI_{swi}$ ).....	83
3.1.11.2.	Indice de mélange de l'eau de mer (SMI).....	86
3.2.	<i>L'analyse de superposition basée sur le SIG</i> .....	88
4.	CONCLUSION .....	94

**CHAPITRE 4 : L'EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE L'INTRUSION MARINE DANS L'AQUIFERE COTIER MAROCAIN DE GHISS-NEKOR EN UTILISANT LA MODELISATION BASEE SUR LES SIG ..... 96**

1.	INTRODUCTION .....	97
2.	MATERIEL ET METHODES .....	99
2.1.	<i>Sources des données hydrochimiques</i> .....	99
2.2.	<i>Analyse des données hydrochimiques</i> .....	99
3.	RESULTATS ET DISCUSSION .....	100
3.1.	<i>Variation temporelle de l'hydrochimie entre 2015 et 2022</i> .....	100
3.2.	<i>Variation spatio-temporelle en utilisant la technique de cartographie différentielle (DMT)</i> .....	102
3.3.	<i>Variation spatio-temporelle de l'intrusion marine en utilisant les diagrammes d'évolution des faciès hydrochimiques (HFE-D)</i> .....	105
3.4.	<i>Synthèse</i> .....	107
4.	CONCLUSION .....	109

**CHAPITRE 5 : CARTOGRAPHIE DES ZONES POTENTIELLES DES EAUX SOUTERRAINES PAR APPLICATION DES SIG, TELEDETECTION ET ANALYSE DECISIONNELLE MULTICRITERES DANS LE BASSIN VERSANT DE GHISS ET LE BASSIN VERSANT DE NEKOR ..... 110**

1.	INTRODUCTION .....	111
2.	MATERIEL ET METHODES .....	113
2.1.	<i>Sources des données</i> .....	113
2.2.	<i>Analyse SIG &amp; l'analyse décisionnelle multicritères (MCDA)</i> .....	114
2.3.	<i>L'analyse de superposition pondérée (Weighted overlay)</i> .....	115
3.	RESULTATS ET DISCUSSION .....	120
3.1.	<i>Cartes thématiques</i> .....	120
3.1.1.	Lithologie .....	120
3.1.2.	Densité des linéaments .....	120
3.1.3.	Densité de drainage .....	122
3.1.4.	Occupation du sol (LULC) .....	123
3.1.5.	Élévation .....	124
3.1.6.	Courbure .....	125
3.1.7.	Pente .....	126
3.1.8.	L'indice d'humidité topographique (TWI) .....	127
3.1.9.	L'indice de position topographique (TPI) .....	128
3.1.10.	Rugosité (Ondulation de la surface) .....	129
3.1.11.	Pluie .....	130
3.2.	<i>Détermination des Zones potentielles des eaux souterraines (ZPES)</i> .....	130
3.2.1.	Carte des ZPES .....	130

3.2.1.1.	Carte des ZPES dans le bassin de Ghiss .....	130
3.2.1.2.	Carte des ZPES dans le bassin de Nekor .....	132
3.2.2.	Validation.....	134
4.	CONCLUSION .....	137
	<b>CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>139</b>
	<b>LISTE BIBLIOGRAPHIQUE .....</b>	<b>145</b>

# Liste des figures

Figure 1. Différents facteurs de salinisation des eaux souterraines dans un aquifère côtier .....	10
Figure 2. La relation dynamique entre l'eau de mer, les eaux douces souterraines et la manière dont la contamination se produit .....	13
Figure 3. Processus moteurs de la dynamique de l'intrusion marine .....	15
Figure 4. Distribution géographique mondiale des villes côtières ayant signalé une crise de l'intrusion marine .....	19
Figure 5. Localisation des principaux aquifères côtiers marocains .....	22
Figure 6. Schémas de méthodes d'aménagement côtier pour minimiser l'intrusion marine .....	25
Figure 7. Situation géographique de la zone d'étude .....	29
Figure 8. Carte de drainage et de localisation du bassin versant de Ghiss .....	30
Figure 9. Carte de drainage et de localisation du bassin versant de Nekor .....	31
Figure 10. Diagramme ombrothermique de la zone d'étude (la plaine de Ghiss-Nekor) élaboré à partir des données de 1981 à 2021 .....	33
Figure 11. Précipitations moyenne annuelle dans le bassin hydraulique du Loukkos .....	33
Figure 12. Températures annuelles de la station de l'aéroport d'Al Hoceima Chérif El Idrissi (située dans la plaine de Ghiss-Nekor) .....	34
Figure 13. Précipitations annuelles de la station de l'aéroport d'Al Hoceima Chérif El Idrissi (située dans la plaine de Ghiss-Nekor) .....	34
Figure 14. (a) Localisation des principales nappes souterraines dans le bassin hydraulique du Loukkos .....	36
Figure 15. Occupation du sol dans la plaine de Ghiss-Nekor et localisation des puits de captage et d'observation des eaux souterraines .....	38
Figure 16. La piézométrie dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	39
Figure 17. Carte synthétique du zonage hydrogéologique de la plaine de Ghiss-Nekor .....	40
Figure 18. L'évolution démographique entre 2004 et 2014 dans la plaine de Ghiss-Nekor et ses environs .....	42
Figure 19. Cadre géologique de la zone d'étude .....	43
Figure 20. Carte lithologique de la zone d'étude .....	45
Figure 21. (a) Diagramme de clôture lithologique et (b) Modèle lithologique de la zone d'étude .....	46
Figure 22. Répartition géographique des puits examinés pour l'étude hydrochimique (Janvier 2022) .....	53
Figure 23. Distribution spatiale de la conductivité électrique (CE) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	58
Figure 24. Distribution spatiale du TDS dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	58
Figure 25. Distribution spatiale du chlorure (Cl <sup>-</sup> ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	59
Figure 26. Distribution spatiale du sodium (Na <sup>2+</sup> ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	59
Figure 27. Distribution spatiale du magnésium (Mg <sup>2+</sup> ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	60
Figure 28. Distribution spatiale du potassium (K <sup>+</sup> ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	60
Figure 29. Distribution spatiale des sulfates (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	61

Figure 30. Distribution spatiale du calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	61
Figure 31. Distribution spatiale des bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	62
Figure 32. Distribution spatiale de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	62
Figure 33. Distribution spatiale de l'orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	63
Figure 34. Distribution spatiale des silicates ( $\text{SiO}_2$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	63
Figure 35. Distribution spatiale des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	64
Figure 36. Distribution spatiale des nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor .....	64
Figure 37. Diagramme de dispersion de la matrice de corrélation avec les histogrammes qui décrivent la distribution de chaque variable numérique.....	67
Figure 38. (a) Diagramme d'éboulis des valeurs propres, et (b) Diagramme des composantes dans l'espace de rotation .....	70
Figure 39. Diagramme de Piper.....	72
Figure 40. Carte de distribution des faciès des eaux souterraines dans l'aquifère de Ghiss-Nekor (janvier 2022).....	74
Figure 41. Le diagramme de Chadha.....	75
Figure 42. (a) diagramme de Gibbs pour les cations, (b) diagramme de Gibbs pour les anions.....	76
Figure 43. Diagrammes de Stiff.....	78
Figure 44. (a) Diagramme de dispersion du ratio de Simpson ( $\text{Cl}/\text{HCO}_3$ ), et (b) sa distribution spatiale.....	80
Figure 45. (a) Le diagramme de dispersion du ratio ionique ( $\text{SO}_4/\text{Cl}$ ), et (b) sa distribution spatiale.....	81
Figure 46. (a) Le diagramme de dispersion du ratio ionique ( $\text{Na}/\text{Cl}$ ), et (b) sa distribution spatiale .....	82
Figure 47. (a) Le diagramme de dispersion du ratio ionique ( $\text{Mg}/\text{Mg}+\text{Ca}$ ), et (b) sa distribution spatiale.....	83
Figure 48. Distribution spatiale de l'indice de qualité des eaux souterraines spécifique à l'intrusion marine ( $\text{GQI}_{\text{swi}}$ ) dans l'aquifère de Ghiss-Nekor .....	86
Figure 49. Détermination des concentrations seuils régionales (points d'inflexion) de (a) $\text{Na}^{2+}$ , (b) $\text{Cl}^-$ , (c) $\text{Mg}^{2+}$ , (d) $\text{NO}_3^-$ , et (e) $\text{SO}_4^{2-}$ dans des échantillons d'eau souterraine en utilisant l'interprétation des courbes de probabilité cumulatives .....	87
Figure 50 . (a) Diagramme de dispersion de l'indice de mélange de l'eau de mer (SMI), et (b) sa distribution spatiale dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.....	88
Figure 51 . (a) Analyse de superposition de la somme pondérée basée sur le SIG et (b) la carte d'intrusion marine résultante de l'aquifère non confiné de Ghiss-Nekor.....	89
Figure 52 . Diagramme de dispersion de $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ par rapport à $\text{Cl}^-$ .....	91
Figure 53 . L'interprétation de l'occurrence de l'intrusion marine dans la zone entourant la ville urbaine d'Imzouren en utilisant le modèle stratigraphique simplifié de l'aquifère de Ghiss-Nekor .....	92
Figure 54. Contexte des précipitations des deux périodes d'échantillonnage : (a) juin et juillet 2015, et (b) janvier 2022 .....	99
Figure 55. Diagrammes en boîte pour les paramètres hydrochimiques mesurés dans l'aquifère de Ghiss-Nekor pendant les périodes d'échantillonnage : (a) juin et juillet 2015 et (b) janvier 2022 .....	101

Figure 56. Variations spatiotemporelles des ions majeurs (2015-2022) dans l'aquifère de Ghiss-Nekor .....	103
Figure 57. Diagrammes HFE et leurs cartes thermiques associées des sous-phases de faciès hydrochimiques dans l'aquifère de Ghiss-Nekor lors des périodes d'échantillonnage de (a) juin-juillet 2015 et (b) janvier 2022 .....	107
Figure 58. Organigramme de la méthodologie adoptée dans l'étude de la détermination des ZPES .....	116
Figure 59. La lithologie de la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	120
Figure 60. La densité des linéaments de la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	121
Figure 61. La densité de drainage dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	122
Figure 62. Occupation du sol dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	123
Figure 63. Élévation de la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	124
Figure 64. La courbure dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	125
Figure 65. La pente de la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	126
Figure 66. Le TWI dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	127
Figure 67. Le TPI dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	128
Figure 68. La rugosité dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	129
Figure 69. Les précipitations dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor .....	130
Figure 70. Carte de potentialité en eaux souterraines dans le bassin de Ghiss .....	132
Figure 71. Carte de potentialité en eaux souterraines dans le bassin de Nekor .....	134
Figure 72. Carte du potentiel des eaux souterraines accompagnée de la localisation de quelques puits dans le bassin de Ghiss .....	137

# Liste des tableaux

Tableau 1: Les deux classifications de la salinité de l'eau les plus utilisées (d'après Li et al., 2020) .....	8
Tableau 2: Classification de la salinité d'après (Song et al. 2016) et (Williams 1987) .....	9
Tableau 3: Equipement et techniques utilisés dans cette étude pour mesurer les paramètres physico-chimiques des eaux souterraines .....	54
Tableau 4: Statistiques descriptives des paramètres mesurés des eaux souterraines dans la présente étude. ....	57
Tableau 5 : Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques mesurés dans la présente étude .....	66
Tableau 6 : Évaluation de la pertinence de l'ACP avec rotation varimax en utilisant les tests de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) et de Bartlett .....	68
Tableau 7 : Matrice des composantes rotées pour les paramètres physico-chimiques .....	71
Tableau 8 : Le degré de pollution par l'eau de mer basée sur le ratio de Simpson. ....	81
Tableau 9 : Calcul de GQI spécifique à l'intrusion marine ( $GQI_{swi}$ ).....	85
Tableau 10 : Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques mesurés lors des deux périodes d'échantillonnage (2015 et 2022).....	100
Tableau 11 : Estimation des besoins en eau potable-Bilan des ressources en eau disponibles d'Al Hoceima (ONEE 2017). ....	112
Tableau 12 : Matrice de comparaison par paires pour les 11 facteurs choisis dans le cadre de l'étude actuelle. ....	117
Tableau 13 : Échelle d'importance relative de Saaty utilisée dans la matrice de comparaison par paires (Saaty, 1980). ....	117
Tableau 14 : Catégorisation et classement des 11 facteurs affectant les ZPES dans les bassins de Ghiss et Nekor.....	118
Tableau 15 : Valeurs des indices randomisés (IR) selon Saaty (1980).....	119
Tableau 16 : Calcul de $\lambda_{max}$ en utilisant la technique des vecteurs propres .....	119
Tableau 17 : Évaluation de la conformité de la carte ZPES du bassin versant Ghiss générée avec la profondeur à la nappe phréatique .....	136



## Liste des abréviations

ABHL	Agence du Bassin Hydraulique du Loukkos
ACP	Analyse en Composantes Principales
AHP	Processus de la Hiérarchie Analytique
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
Barrage MBAK	Barrage Mohammed Ben Abdelkarim El Khattabi
CBE	Charge Balance Error
CE	Conductivité Electrique
CML	Conservative Mixing Line
CRU	Climatic Research Unit
DinSAR	Differential Interferometric Aperture Radar
DMT	Differential Mapping Technique
DRASTIC	Index-based seawater intrusion vulnerability model that includes seven criteria: “Depth to water”, “net Recharge”, “Aquifer media”, “Soil media”, “Topography”, “vadose zone Impact”, and “hydraulic Conductivity”
DWL	Depth to Water Level
EDTA	Ethylenediaminetetraacetic Acid
EPIK	Index-based seawater intrusion vulnerability model that includes four criteria: “Epikarst”, “Protective cover”, “Infiltration conditions”; and “the Degree of Karstic network development”
ERT	Electrical Resistivity Tomography
FEFLOW	Finite-Element Groundwater Flow and Transport Modeling Tool.
GALDIT	Index-based seawater intrusion vulnerability model that uses six input criteria: “Groundwater occurrence”, “Aquifer hydraulic conductivity”, “Depth to groundwater level”, “Distance from shore”, “Impact of existing seawater intrusion”, and “aquifer Thickness”
GDEM	Global Digital Elevation Model
GQI	Groundwater Quality Index
GQI <sub>swi</sub>	Groundwater Quality Index specific for Seawater Intrusion
GVA	Groundwater vulnerability Assessment
HCP	Haut-Commissariat au Plan
HFE-D	Hydrochemical Facies Evolution Diagram
IC	Indice de Consistence
IDW	Inverse Distance Weighted
IR	Indice Randomisé
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
LaRC	Langley Research Center
LULC	Land Use/Land Cover
mbgl	meters below ground level
MCDA	Multi-Criteria Decision Anlysis
MODFLOW	3-D finite-difference groundwater flow modeling program
MSL	Mean Sea Level

MT3DMS	Modular Transport 3-D Multi-Species model
OLI	The Operational Land Imager
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONEE	Office National de l'Electricité et de l'Eau Potable
ONEP	Office National de l'Eau Potable
RC	Ratio de Cohérence
RPS	Radar à Pénétration de Sol
SD	Standard deviation
SEAWAT	3-D variable-density groundwater flow and transport model
SIG	Système d'Information Géographique
SMI	Seawater Mixing Index
SUTURA	2-D groundwater saturated-unsaturated transport model
SWI	Seawater Intrusion
TDS	Total des solides dissous
TPI	Topographic Position Index
TWI	Topographic Wetness Index
USGS	United States Geological Survey
ZPES	Zones Potentielles en Eaux Souterraines

## INTRODUCTION GENERALE

Les eaux souterraines constituent une ressource d'eau douce primordiale pour plus de la moitié de la population mondiale en tant que principale source d'approvisionnement en eau. Leur disponibilité en quantité significative et de haute qualité contribue au développement durable des nations, grâce à leur utilisation dans de nombreux secteurs tels que les ménages, l'agriculture et l'industrie (Arulbalaji et al., 2019 ; Rukundo et Doğan, 2019). Elles représentent 99 % de l'eau douce liquide de la planète et fournissent environ 34 % de l'approvisionnement annuel mondial en eau (Kura et al., 2015 ; Magesh et al., 2012). Avec le changement climatique, les périodes répétées de sécheresse épuisent les sources d'eau de surface, et les populations sont de plus en plus dépendantes des ressources en eau souterraine, en particulier dans les zones arides et semi-arides (Taylor et al., 2013). Cette dépendance ne cesse de croître, rendant les eaux souterraines d'autant plus vitales pour l'avenir de l'humanité.

La surexploitation continue des aquifères, due à diverses activités anthropiques, fait que cette précieuse ressource est menacée d'épuisement continu. Outre l'épuisement des aquifères, l'utilisation non planifiée des eaux souterraines peut contribuer à la dégradation de l'environnement et à l'intrusion marine dans les zones côtières (Samani, 2021). Ce phénomène est défini comme un processus par lequel la salinité des eaux souterraines augmente en raison d'un mouvement de l'eau de mer vers l'intérieur des terres et peut avoir de multiples causes, y compris la surexploitation, le changement climatique, les changements d'utilisation des terres et les changements du niveau de la mer (Werner et al., 2013 ; Bhattachan et al., 2018 ; Jiao et Post, 2019 ; Xie et al., 2005). Cette poussée souterraine de l'eau de mer vers les aquifères côtiers contribue à une détérioration de la qualité des eaux souterraines car 1 % d'eau salée augmente la concentration de chlorure dans l'eau douce contaminée à plus de 250 mg/l. Cette concentration de chlorure ne doit pas être dépassée afin de respecter les normes de potabilité de l'eau fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2011). Le phénomène d'intrusion marine est exacerbé par la surpopulation des zones côtières. Dans le monde entier, les régions situées à moins de 100 km du littoral sont peuplées par près de 40 % de la population mondiale, et ce pourcentage aura tendance à augmenter en raison de l'augmentation du tourisme, des migrations internes et de la croissance démographique rapide (Agardy et al., 2005 ; Ferrario et al., 2014).

Le Maroc, qui couvre une superficie de 710 850 km<sup>2</sup> et compte une population de 33 848 000 habitants selon le recensement de 2014 (HCP, 2019a), est reconnu pour ses longues côtes de près de 3446 km. La côte atlantique s'étend sur une longueur de 2934 km, tandis que celle de la Méditerranée est d'environ 512 km. Toutefois, les températures ont tendance à augmenter tandis que les précipitations ont tendance à diminuer, comme l'indique la Direction de la Météorologie Nationale (Verner et al., 2018). Cette situation est généralement caractéristique d'un climat avec des périodes sèches prolongées qui entraînent de graves sécheresses, ainsi que des périodes humides avec des pluies irrégulières et torrentielles qui peuvent causer des crues soudaines. De plus, la température moyenne estivale devrait augmenter d'environ 2 à 4°C, tandis que les précipitations moyennes devraient diminuer de près de 20 % d'ici la fin du 21<sup>ème</sup> siècle, prédisant des périodes sèches plus longues et consécutives (Hssaisoune et al., 2020 ; Verner et al., 2018).

En conséquence, la dépendance des eaux souterraines est devenue très importante, notamment dans l'agriculture, où 42 % des terres irriguées dépendent désormais des ressources en eau souterraine (Fienen et Arshad, 2016). Les régions côtières subissent une croissance démographique continue ainsi qu'une forte activité agricole et industrielle, nécessitant une augmentation de l'approvisionnement en eau douce. Toutefois, la surexploitation des eaux souterraines et les impacts du changement climatique ont conduit à une augmentation de l'ampleur de l'intrusion marine dans plusieurs aquifères côtiers du Maroc (Fadili, 2014).

L'aquifère de Ghiss-Nekor, d'une superficie d'environ 100 km<sup>2</sup>, est le principal réservoir d'eau souterraine dans la région d'Al Hoceima. Cette région méditerranéenne semi-aride est sujette aux effets du changement climatique tels que des périodes prolongées de sécheresse, de fortes précipitations occasionnelles et une augmentation anormale des températures (Tramblay et al., 2012). Ces conditions climatiques rendent la population vulnérable à un manque accru d'eau de surface, en particulier avec la réduction de la capacité de régulation du barrage Mohammed Ben Abdelkarim El Khattabi (MBAK) due au phénomène d'envasement, ce qui conduit à une exploitation incontrôlée des ressources aquifères. La surexploitation des eaux souterraines de l'aquifère de Ghiss-Nekor et la rareté des précipitations sont deux facteurs principaux qui favorisent la vulnérabilité de cette source précieuse d'eau potable à la pollution par l'intrusion marine. Ce phénomène contribuera à une dégradation de la qualité des eaux souterraines, qui constituent une source principale d'approvisionnement en eau potable, en particulier pendant les périodes de sécheresse et les saisons

estivales. La situation sera aggravée par le développement futur attendu en raison de l'engagement du gouvernement marocain à promouvoir le tourisme dans la région du Rif central, notamment dans la plaine de Ghiss-Nekor. En se basant sur ces informations, on émet l'hypothèse que l'intrusion marine atteint déjà un niveau élevé à l'intérieur des terres et s'exacerbe au fil des années par la succession des périodes de sécheresse.

Malgré les études antérieures sur l'aquifère alluvial de Ghiss-Nekor, le degré d'implication de l'intrusion marine dans la salinisation de cet aquifère ainsi que son extension à l'intérieur des terres n'avaient pas encore été clairement définis. De plus, la variation spatio-temporelle de l'intrusion marine, qui est essentielle pour fournir des cartographies utiles pour une gestion durable de l'eau dans la province d'Al Hoceima, n'a jamais été évaluée.

Ainsi, compte tenu de la problématique qui affecte notre zone d'étude, cette thèse vise à :

**i) Evaluer** le degré d'implication de l'intrusion marine dans la salinisation des eaux souterraines dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor en analysant les données hydrochimiques recueillies lors de la campagne de janvier 2022.

**ii) Evaluer** l'étendue de l'intrusion marine dans cet aquifère en adoptant une approche pluridisciplinaire visant à intégrer les méthodes hydrochimiques et géospatiales.

**iii) Cartographier** l'évolution spatio-temporelle de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor en analysant les données de 2015 et 2022 à l'aide d'approches géochimiques adaptées.

**iv) Cartographier** les zones potentielles en eaux souterraines (ZPES) dans les bassins versants de Ghiss et de Nekor en utilisant une combinaison de méthodes SIG, de télédétection et de processus de la hiérarchie analytique (AHP). L'objectif est de trouver d'autres sources alternatives aux eaux souterraines de l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor afin de réduire la pression sur cette zone surexploitée.

Pour atteindre ces objectifs, le présent manuscrit s'articule sur les parties suivantes :

- **La première partie** : se compose de deux chapitres qui sont dédiés à la présentation du cadre générale de l'étude.

**Le premier chapitre** : aborde la salinisation des eaux souterraines, en proposant une définition de ce phénomène. Les origines de la salinisation dans un aquifère côtier sont également exposées, ainsi que la problématique de l'intrusion marine. Les mécanismes de l'intrusion marine sont exposés,

ainsi que les différentes causes de ce phénomène et ses conséquences. En outre, les méthodologies d'étude de l'intrusion marine sont présentées. Le chapitre offre également une vue d'ensemble de l'impact de l'intrusion marine au niveau mondial et national, ainsi que des méthodes d'atténuation qui peuvent être mises en place pour limiter les effets de ce phénomène.

**Le deuxième chapitre :** se concentre sur la présentation du contexte géographique et géomorphologique de la plaine de Ghiss-Nekor, ainsi que des deux bassins versants de Ghiss et Nekor. Il offre également une analyse approfondie du contexte climatique, hydrologique, hydrogéologique, démographique et géologique de la zone d'étude. Cette présentation permet de mieux comprendre les enjeux environnementaux et les défis auxquels la région doit faire face, offrant ainsi un aperçu complet de la zone étudiée pour la suite de l'étude.

- **La deuxième partie :** se compose de trois chapitres visant à répondre aux questions de la recherche présentées par cette thèse.

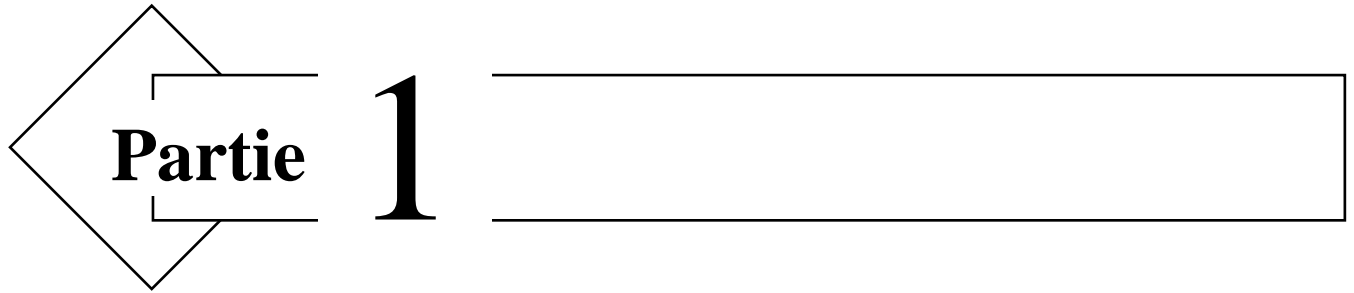
**Le troisième chapitre :** se concentre sur l'évaluation intégrée de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor en utilisant des méthodes hydrochimiques et géospatiales. Les différentes sources de salinisation de l'aquifère ont été identifiées en interprétant les données d'analyses statistiques telles que les statistiques descriptives, la matrice de corrélation des paramètres hydrochimiques et l'analyse en composantes principales (ACP), ainsi que des diagrammes tels que le diagramme de Piper, le diagramme de Chadha, le diagramme de Gibbs et les diagrammes de Stiff. L'étendue de l'intrusion marine a été évaluée en calculant plusieurs ratios et indices géochimiques, tels que les ratios ioniques  $Cl/HCO_3$ ,  $SO_4/Cl$ ,  $Na/Cl$  et  $Mg/Mg+Ca$ , ainsi que l'indice de qualité des eaux souterraines spécifique à l'intrusion marine ( $GQI_{swi}$ ) et d'indice de mélange d'eau salée (SMI). Les ratios et les indices sont ensuite interpolés à l'aide d'un SIG pour obtenir des cartes thématiques. Ces cartes sont ensuite superposées afin de générer un modèle final montrant l'étendue de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

**Le quatrième chapitre :** s'est focalisé sur l'analyse de l'évolution spatio-temporelle de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor. Cette analyse est basée sur des modélisations utilisant des SIG. L'objectif de cette étude est de vérifier si la combinaison de la succession de plusieurs années de sécheresse et d'extraction excessive des eaux souterraines contribue à l'expansion de l'intrusion marine dans l'aquifère. Pour ce faire, les données hydrochimiques de 2015 et de 2022

ont été utilisées pour générer des cartes de variation des ions majeurs par la technique de cartographie différentielle (DMT), ainsi que des cartes thermiques correspondant aux diagrammes d'évolution des faciès hydrochimiques (HFE-D). Cette analyse a permis de cartographier précisément l'évolution de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor au fil du temps.

**Le cinquième chapitre :** a mis l'accent sur la cartographie des zones potentielles en eaux souterraines dans les bassins versants de Ghiss et de Nekor en utilisant des techniques de SIG, de télédétection et de processus de la hiérarchie analytique (AHP). Grâce à cette méthode, il a été possible d'identifier les zones les plus susceptibles d'abriter des puits productifs, ce qui est crucial pour faire face à la pénurie d'eau de surface dans la région. Les résultats de cette étude pourraient donc être utilisés par les décideurs pour élaborer des plans de gestion durable des eaux souterraines, afin de réduire la pression sur les eaux souterraines de l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor, qui subit les effets de l'intrusion marine.

**La conclusion générale et perspectives :** résume les principaux résultats et conclusions obtenus. Les limites de l'étude sont également discutées, tout comme les recommandations à l'intention des professionnels du domaine concerné. Enfin, les perspectives de recherche futures sont abordées afin de proposer des pistes pour de futures études.

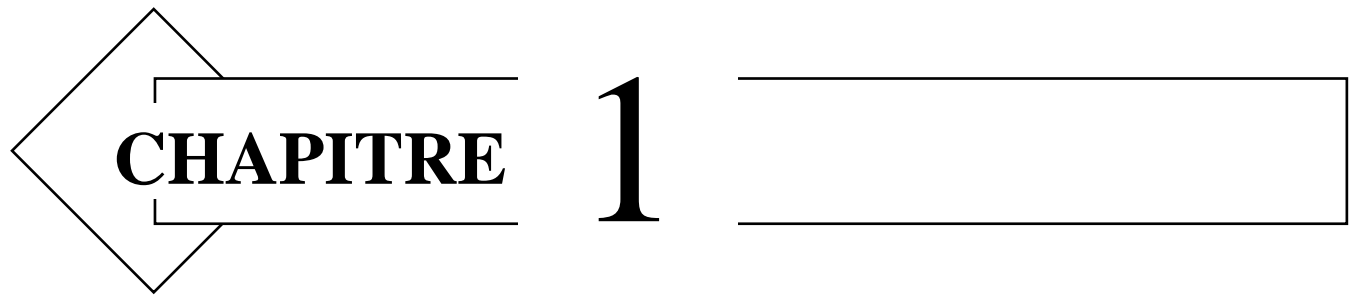


**Partie 1**

PARTIE 1 : CADRE GENERAL DE L'ETUDE

---





**CHAPITRE 1**

**Chapitre 1 : Problématique De La Salinisation Des Aquifères  
Côtiers Et Intrusion Marine**

# 1. Introduction

La salinisation des eaux souterraines est devenue une préoccupation environnementale mondiale ayant un impact significatif sur les pays du monde entier (Flörke et al., 2019). Elle entraîne des coûts écologiques et économiques élevés et représente une menace pour la santé mondiale (Li et al., 2020). Ce phénomène est considéré comme l'une des formes de pollution aquatique les plus importantes (Williams, 1987) qui rend difficile la gestion et la gouvernance efficaces des nappes phréatiques, principalement dans les milieux arides et semi-arides (Askri et al., 2022). Il est donc crucial de repérer les sources de salinisation de l'eau souterraine et de comprendre les processus et les mécanismes qui la régissent, en particulier dans un aquifère côtier, en raison de la diversité des sources et de la complexité des processus de salinisation présents dans ce type de système aquifère.

## 2. La salinisation des eaux souterraines

### 2.1. Définition de salinisation

La salinisation de l'eau souterraine est souvent associée à des taux élevés du total des solides dissous (TDS). En général, les eaux souterraines sont considérées salées lorsque leur teneur en sels est supérieure à 1000 mg/l (Tableau 1) (Jiao and Post, 2019; Li et al., 2020; Moreira et al., 2023). Portant, les limnologues considèrent une eau comme douce lorsque son taux de TDS est inférieur à 3000 mg/l (Fadili, 2014; Song et al., 2016; Williams, 1987) (Tableau 2).

*Tableau 1: Les deux classifications de la salinité de l'eau les plus utilisées, d'après Li et al. (2020)*

(Freeze and Cherry, 1979)		(Robinove et al., 1958)	
Classe de salinité des eaux	Intervalle de TDS (mg/l)	Classe de salinité des eaux	Intervalle de TDS (mg/l)
Eau douce	0-1000	Eau douce	0-1000
Eau saumâtre	1000-10 000	Eau légèrement salée	1000-3000
Eau salée	10 000-100 000	Eau modérément salée	3000-10 000
Eau de saumure	> 100 000	Eau très salée	> 10 000

Tableau 2: Classification de la salinité d'après (Song et al., 2016) et (Williams, 1987)

(Song et al., 2016)		(Williams, 1987)	
Classe de salinité des eaux	Intervalle de TDS (mg/l)	Classe de salinité des eaux	Intervalle de TDS (mg/l)
Eau douce	0-3000	Eau douce	0-3000
Eau saumâtre	3000-30 000	Eau légèrement salée	3000-10 000
Eau salée	30 000-50 000	Eau modérément salée	10 000-100 000
Eau très salée	> 50 000	Eau très salée	> 100 000

Selon leur utilisation, les eaux ont des seuils de salinité critiques différents. Pour la consommation humaine, une teneur en sel de 0,5 g/L est considérée comme la plus souhaitable, tandis que 1,5 g/L est le seuil maximum autorisé (Peck et al., 1983). Pour les animaux de ferme, la salinité maximale acceptable pour la consommation est de 3 g/L (Jiao and Post, 2019). Dans l'industrie, les seuils varient en fonction de la nature de l'industrie. Par exemple, le seuil de salinité tolérable dans l'industrie alimentaire est de 0,85 g/L, alors que dans l'industrie pétrolière, il est de 3,5 g/L (Williams, 1987). En agriculture, les niveaux critiques de salinité dépendent de l'espèce cultivée et de la phase de croissance (Moreira et al., 2023). Selon Galvani (2007), les carottes tolèrent une salinité maximale de 2,5 g/L, la pomme de terre 3,8 g/L, le blé, l'olivier et la tomate 5 g/L, et les asperges, les betteraves, l'orge et le seigle 7,7 g/L.

## 2.2. Les origines de salinisation des eaux souterraines dans un aquifère côtier

La salinisation des eaux souterraines dans un aquifère côtier peut avoir trois sources différentes: marine, naturelle d'origine terrestre, ou anthropique d'origine terrestre (Figure 1).

La salinisation d'origine marine peut prendre plusieurs formes. Elle peut être causée par l'infiltration latérale des eaux de mer vers les eaux souterraines (Intrusion marine) ou par la submersion marine épisodique de zones côtières peu élevées (Narvaez-Montoya et al., 2023). La salinisation de la nappe phréatique se produit également par les embruns marins lessivés par l'irrigation et/ou les pluies (Fernández-Martínez et al., 2019; Marjoua et al., 1997). Par ailleurs, elle peut être causée par le mélange des eaux douces avec les eaux salées connées piégées dans la roche qui s'est formée sous l'eau ou avec les eaux de transgression marine qui ont envahi la terre au cours

de l'histoire géologique et qui ont transformé les aquifères côtiers doux en réservoirs d'eau souterraine salée (El Yaouti et al., 2009; Jiao and Post, 2019; Li et al., 2020; Narvaez-Montoya et al., 2023).

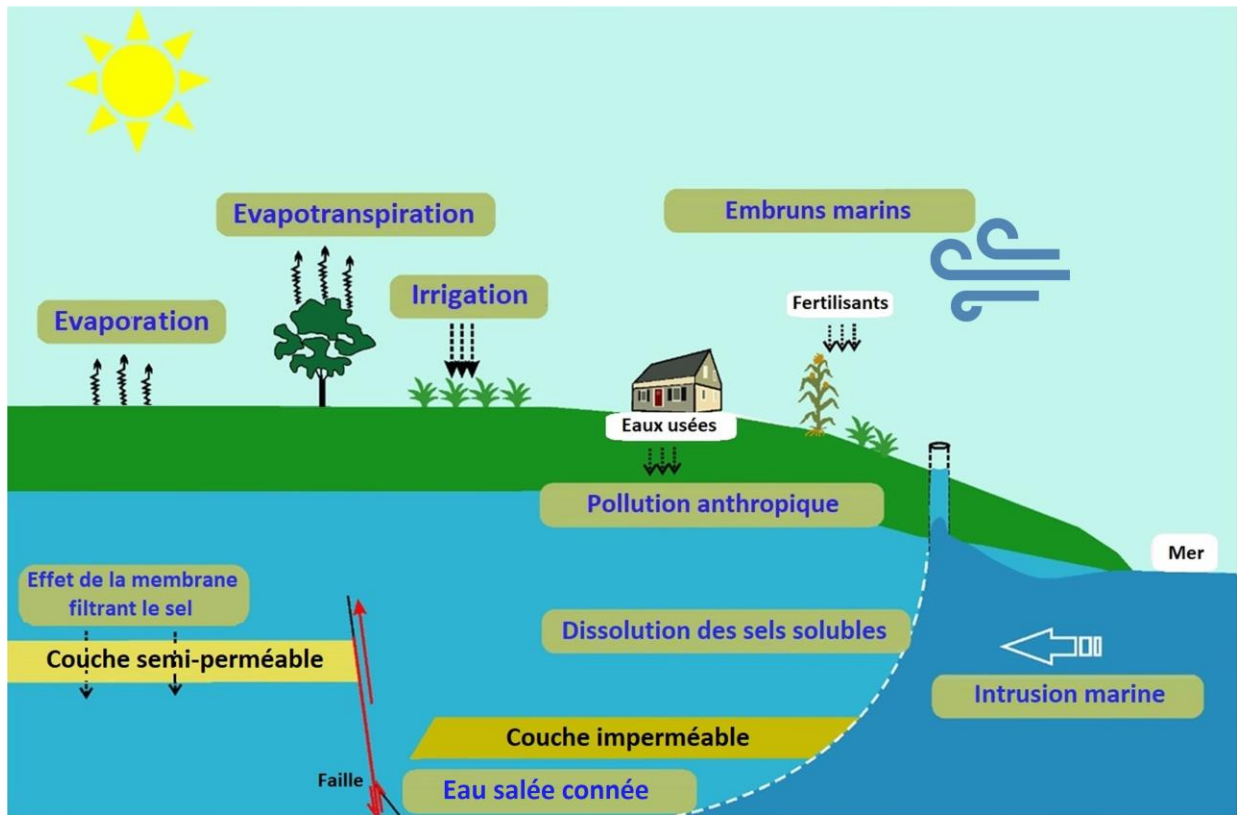


Figure 1. Différents facteurs de salinisation des eaux souterraines dans un aquifère côtier (modifiée d'après Li et al., 2020)

La salinisation naturelle d'origine terrestre de l'eau souterraine peut être provoquée par différents facteurs. Par exemple, l'évaporation ou l'évapotranspiration peuvent entraîner une forte augmentation de la salinité de l'eau souterraine (Nogueira et al., 2019). La dissolution de roches hautement solubles, comme l'halite ou le gypse, peut également contribuer à la salinisation de l'eau souterraine (Bouchaou et al., 2008). En outre, le filtrage par des couches d'argile ou de schiste présentes dans des bassins sédimentaires profonds, qui agissent comme des membranes semi-perméables et permettent l'enrichissement en solutés chargés (Li et al., 2020).

La salinisation anthropique d'origine terrestre comprend plusieurs éléments. L'évaporation de l'eau utilisée pour l'irrigation peut entraîner la concentration des sels dissous (Chandrajith et al., 2016). L'eau d'irrigation qui n'a pas évaporé peut atteindre la nappe phréatique et est appelée « le flux de

retour d'irrigation » (Bouzourra et al., 2015), c'est l'une des principales causes anthropiques de salinisation (Brindha and Schneider, 2019). Les autres formes de salinisation ont habituellement un impact local sur la nappe phréatique, à savoir la salinisation par le sel de déneigement, les effluents agricoles et domestiques, les fertilisants et les fuites de champs de gaz et de pétrole ou de stations de dessalement (Jiao and Post, 2019).

### 3. La problématique de l'intrusion marine

#### 3.1. Introduction

L'intrusion marine, est un phénomène d'origine naturel ou anthropique contribuant à l'augmentation de la salinité des eaux souterraines (douces ou saumâtre) d'un système aquifère côtier par l'eau de mer. Elle est considérée comme la principale cause de dégradation des ressources en eau souterraine côtière (Prusty and Farooq, 2020). C'est le résultat soit d'un déplacement des eaux souterraines par l'eau de mer, ou d'un mélange entre les deux types d'eau. Les facteurs naturels les plus observés consistent en une baisse de la recharge de l'eau souterraine ou une hausse du niveau de la mer. L'ampleur de l'intrusion marine varie considérablement selon l'emplacement en raison des caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère telles que sa géométrie, sa perméabilité, sa diffusivité et son gradient hydraulique (Fadili, 2014).

L'intrusion marine dans les nappes côtières est un problème majeur pour l'utilisation de l'eau souterraine. Les puits proches de la côte deviennent salés et doivent être abandonnés, réduisant ainsi les sources utilisées pour le pompage (Bear et al., 1999). Ainsi, cette intrusion peut avoir de graves conséquences sur la disponibilité et la qualité de l'eau souterraine utilisée pour l'irrigation, la consommation humaine et les activités industrielles. Par conséquent, il est crucial de trouver des solutions pour freiner l'intrusion marine d'origine anthropique et protéger les ressources en eau souterraine côtières.

### 3.2. Mécanisme de l'intrusion marine

L'intrusion marine est un phénomène qui se produit lorsque de l'eau salée s'infiltré dans des aquifères d'eau douce situés près de la côte. Ce processus est dû aux différences de densité entre l'eau salée et l'eau douce. L'eau salée étant plus dense ( $\rho=1025 \text{ kg/m}^3$ ) que l'eau douce ( $\rho=1000 \text{ kg/m}^3$ ), elle a tendance à s'écouler sous l'eau douce, formant le biseau salé (coin salé, langue salée) (Figure 2). L'eau salée dans ce coin est séparée de l'eau douce qui se trouve au-dessus par la zone de transition. Le mélange de l'eau salée et de l'eau douce peut être affecté par plusieurs processus, tels que la diffusion, la dispersion et la convection, qui sont causés par des différences de température et de salinité. Les vagues et les fluctuations de la marée peuvent également perturber le mélange. Dans les zones où l'eau douce souterraine et l'eau salée se rencontrent, si la zone de transition est étroite, elle peut être représentée par une interface claire, connue sous le nom d'interface d'eau salée (Jiao and Post, 2019). Cette interface nette a été invoquée par Ghyben et Herzberg pour proposer une relation mathématique bien établie appelée "relation de Ghyben-Herzberg" (Equation (1), à travers laquelle ils ont montré les facteurs régissant la circulation de l'eau de mer dans l'aquifère côtier. Cette relation stipule qu'une augmentation d'un mètre de la nappe phréatique entraîne une diminution de l'épaisseur de l'eau de mer de 40 mètres. Si le niveau de la nappe phréatique baisse en dessous du niveau moyen de la mer, le gradient hydraulique s'inverse et l'eau de mer se déplace vers l'intérieur de l'aquifère côtier (Prusty and Farooq, 2020).

$$\gamma = \alpha h \tag{1}$$

où  $\gamma$  est la profondeur du fond de la nappe phréatique sous le niveau de la mer,  $h$  est l'élévation de la nappe phréatique au-dessus du niveau de la mer, et le facteur  $\alpha$  est généralement d'environ 40, en raison de la différence de densité entre l'eau douce et l'eau de mer standard (Post et al., 2018).

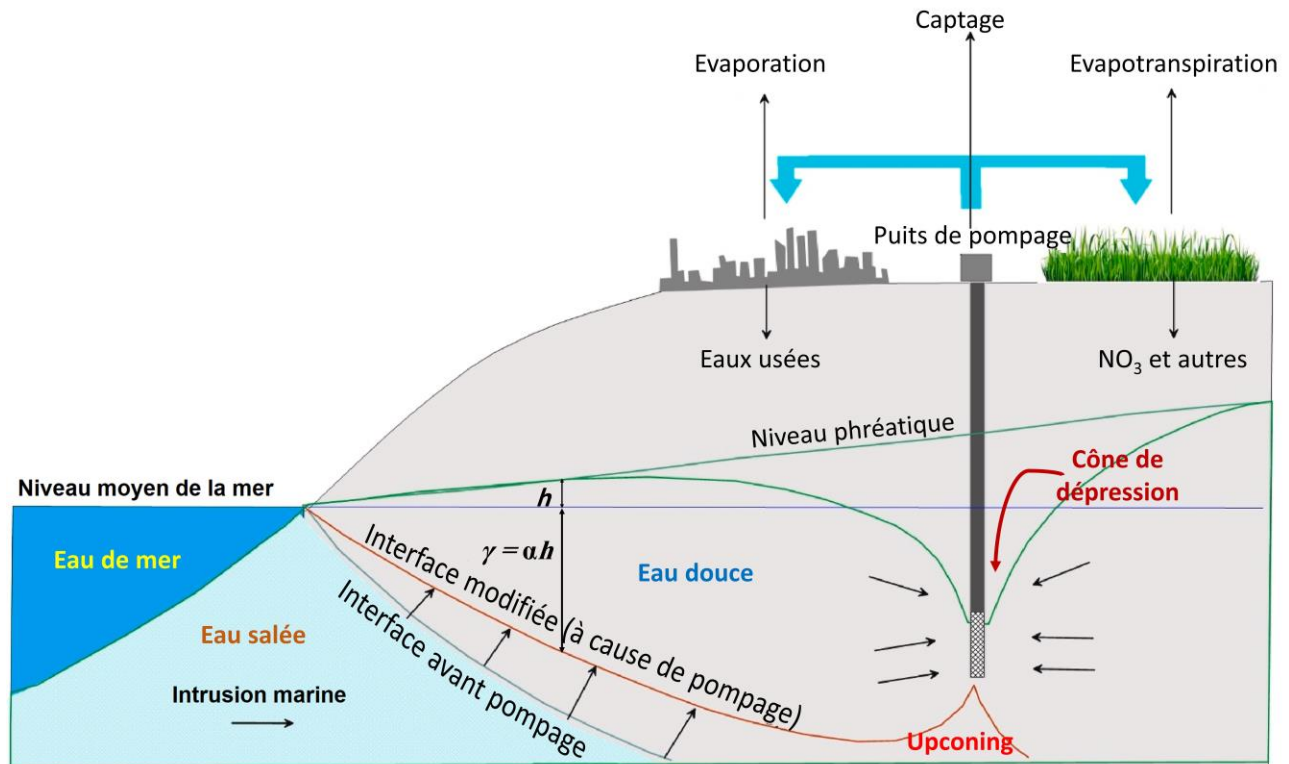


Figure 2. La relation dynamique entre l'eau de mer, les eaux douces souterraines et la manière dont la contamination se produit (Modifiée d'après Sallam, (2022))

### 3.3. Modifications chimiques de l'eau lors d'une intrusion marine

Le mélange entre l'eau de mer et l'eau douce est l'un des processus les plus importants qui régulent la composition des eaux souterraines dans les aquifères côtiers. Ce mélange est responsable de nombreuses réactions chimiques complexes, telles que les échanges ioniques qui ont lieu lors de l'interaction de l'eau avec la roche (Jiao and Post, 2019).

L'un des principaux échanges cationiques qui se produit en zone côtière est celui entre le  $Ca^{2+}$  et le  $Na^+$ . Dans les aquifères d'eau douce,  $Ca^{2+}$  et  $HCO_3^-$  sont souvent les ions dominants, donc  $Ca^{2+}$  est souvent adsorbé à la surface des argiles ou des particules de roche. En revanche, l'eau de mer contient principalement du  $Na^+$  et du  $Cl^-$ , donc les sédiments saturés par l'eau de mer attirent principalement le  $Na^+$ . Un échange de cations se produit dans un aquifère d'eau douce lorsque de l'eau de mer y pénètre, selon la réaction (directe) décrite par l'équation (2):



Dans cette réaction, le  $\text{Na}^+$  est échangé avec le  $\text{Ca}^{2+}$  à la surface de X, qui représente un site d'échange avec une charge négative sur les particules du sol (Appelo and Postma, 2005). Cette réaction entraîne la libération de  $\text{Ca}^{2+}$  dans l'eau, mais la concentration en  $\text{Cl}^-$  de l'eau demeure inchangée. Par conséquent, l'eau de mer infiltrée développe un excès de  $\text{Ca}^{2+}$  et un déficit de  $\text{Na}^+$  par rapport à sa composition originale. Ainsi, on observe une diminution du rapport  $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$  et une augmentation du rapport  $\text{Ca}^{2+} (\text{Mg}^{2+})/\text{Cl}^-$ . En d'autres termes, le type d'eau évolue de Na-Cl à  $\text{CaCl}_2$ , ce qui est typique d'un processus de salinisation (Vroey, 2012).

Si de l'eau douce pénètre dans un aquifère salé, l'équation (3) décrit la réaction inverse qui se produit.



Lorsque de l'eau douce pénètre dans un aquifère initialement rempli d'eau salée, la phase solide libère le  $\text{Na}^+$  sorbé et adsorbe le  $\text{Ca}^{2+}$ , ce qui entraîne une augmentation du rapport  $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$  et une diminution du rapport  $\text{Ca}^{2+}/\text{Cl}^-$  (Jiao and Post, 2019).

En formant une interface relativement statique entre l'eau douce et l'eau salée, l'intrusion marine peut localement produire des conditions rédox faibles, résultant de la décomposition de matière organique dissoute, de fines particules organiques ou de sédiments riches en matière organique. Ce processus peut augmenter la pression en  $\text{CO}_2$ , changer le pH et réduire les sulfates dissous en  $\text{H}_2\text{S}$ , ce qui entraîne une diminution du rapport  $\text{SO}_4/\text{Cl}$  (Vroey, 2012). La composition finale résultante du mélange entre l'eau douce et l'eau salée peut être utilisée pour déterminer les mécanismes de salinisation qui affectent les eaux en question (voir chapitres 3 et 4).

### 3.4. Causes de l'intrusion marine

L'intrusion marine est un phénomène complexe qui résulte de diverses contraintes, à la fois anthropiques et naturelles. Parmi les causes anthropiques, le pompage intensif de l'eau est reconnu comme étant la principale source d'intrusion marine (Li et al., 2020). Les ressources en eau douce sont souvent insuffisantes pour répondre à la demande croissante de l'eau dans les domaines de l'agriculture, de l'industrie et des ménages, ce qui oblige les populations à puiser dans les nappes phréatiques côtières (Prusty and Farooq, 2020). Cela entraîne une diminution du niveau de l'eau dans



ces nappes, créant ainsi une zone de suction qui attire l'eau salée de la mer (Upconing) et qui finit par contaminer les réserves d'eau douce (Figure 3).

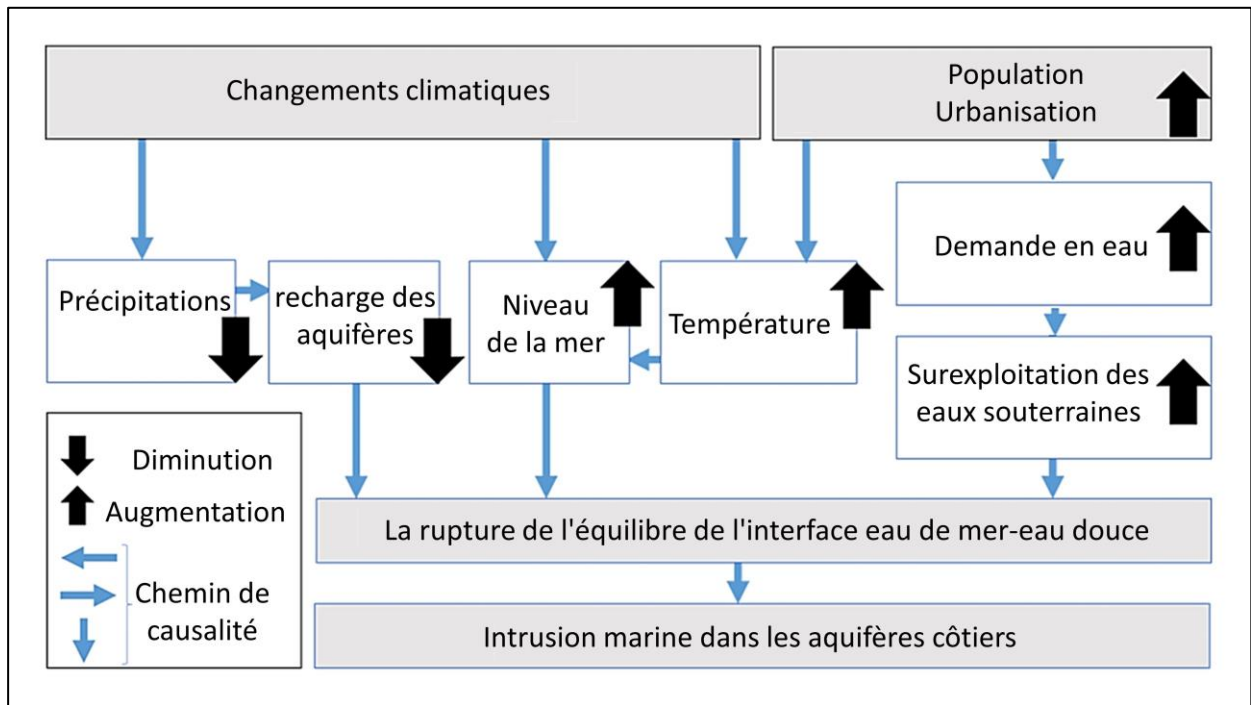


Figure 3. Processus moteurs de la dynamique de l'intrusion marine (modifié à partir de Rachid et al. (2017))

Outre les contraintes anthropiques, il existe également des contraintes naturelles qui contribuent à l'intrusion marine telles que les effets de la marée, les ondes sismiques et la pression barométrique (Idowu and Lasisi, 2020). L'élévation du niveau de la mer et la baisse des précipitations, toutes deux provoquées par le réchauffement climatique (Sherif and Singh, 1999), sont les principales causes naturelles de l'intrusion marine. Elles augmentent la pression de l'eau salée sur les zones côtières (Werner and Simmons, 2009). D'après Siarkos et al. (2017), la hausse du niveau de la mer aura un impact significatif sur environ 95 % des régions côtières dans le monde d'ici l'année 2100, ce qui augmentera la probabilité de submersions dans les zones intérieures proches ainsi que l'intrusion d'eau salée dans les aquifères côtiers.

Les tempêtes, l'érosion des côtes et les submersions côtières sont également des facteurs naturels qui aggravent l'intrusion marine en endommageant les infrastructures et en perturbant les écosystèmes (Barlow, 2003; Panthi et al., 2022). L'intrusion marine est favorisée aussi par la présence des fractures, des failles profondes et des linéaments dans les systèmes aquifères (Gupta et al., 2010).

### 3.5. Conséquences de l'intrusion marine

L'intrusion marine dans les aquifères côtiers peut avoir des répercussions significatives, telles que la dégradation de la qualité des eaux souterraines et la diminution des ressources en eau douce disponibles (Lassiter, 2021). L'augmentation de la salinité des eaux souterraines peut la rendre inadaptée à la consommation humaine et à l'utilisation agricole, et peut également conduire à la perturbation des écosystèmes dépendant des eaux souterraines (Soumaia et al., 2018). Les niveaux élevés de salinité dans les eaux souterraines peuvent causer une série d'effets néfastes sur la qualité du sol et la croissance des cultures. Parmi ces effets, on compte une croissance ralentie des cultures, qui peut aller jusqu'à la mortalité de la végétation intolérante au sel (Wu et al., 2023).

Tout cela peut entraîner des répercussions économiques et sociales importantes pour les agriculteurs, les industries agroalimentaires et les communautés locales. Par exemple, la diminution des rendements agricoles peut entraîner une baisse de revenus pour les agriculteurs et une augmentation des prix pour les consommateurs. Les perturbations dans le cycle de l'eau peuvent également affecter les réserves d'eau disponibles, ce qui peut avoir un impact sur les activités économiques, comme l'irrigation, et les besoins en eau potable des populations locales. En somme, il est crucial de surveiller les niveaux de salinité dans les eaux souterraines pour protéger les écosystèmes naturels et les activités humaines qui en dépendent.

### 3.6. Méthodologies d'étude de l'intrusion marine

L'étude de l'intrusion marine dans les aquifères côtiers est un domaine de recherche important qui utilise une variété de méthodes scientifiques et techniques pour comprendre les effets de ce phénomène sur les ressources en eau douce. Ces méthodes ont pour but de mesurer la salinité, qui peut être évaluée directement en prélevant des échantillons d'eau souterraine dans des puits, ou indirectement en utilisant des propriétés électriques du sous-sol, qui peuvent être mesurées dans des forages ou depuis la surface à l'aide de techniques géophysiques. Les systèmes d'information géographique (SIG), la télédétection et les modèles numériques sont aussi des outils puissants qui peuvent être utilisés pour étudier les problèmes liés à l'intrusion marine.

Les méthodes directes (les méthodes géochimiques) sont souvent utilisées pour mesurer les concentrations de sels dissous dans l'eau de mer et d'eau douce, ainsi que pour analyser les processus géochimiques impliqués dans l'intrusion marine. Ces méthodes incluent la collecte d'échantillons

d'eau et leur analyse en laboratoire pour mesurer la concentration des éléments majeurs (tels que  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , et  $\text{Mg}^{2+}$ ), des traces métalliques (tels que Br, F, et I) ou des isotopes (tels que l'oxygène ( $\delta^{18}\text{O}$ ), l'hydrogène ( $\delta^2\text{H}$ ), le bore ( $\delta^{11}\text{B}$ ), et le rapport isotopique du strontium ( $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ )). Les résultats de ces analyses peuvent aider à comprendre les processus géochimiques qui contrôlent la salinité de l'eau souterraine et à surveiller les changements dans les concentrations de sels dissous au fil du temps.

Les méthodes indirectes, en revanche, sont utilisées pour évaluer les propriétés hydrologiques des aquifères et pour interpréter les processus qui causent l'intrusion marine. Les méthodes géophysiques sont utilisées pour mesurer les propriétés électromagnétiques et sismiques des formations souterraines, ce qui peut aider à identifier les zones d'intrusion marine et à cartographier les profondeurs et l'étendue de la zone d'intrusion (Fadili, 2014; Prusty and Farooq, 2020). Ces méthodes peuvent également aider à estimer les taux de flux d'eau douce et d'eau de mer dans l'aquifère et à prédire les changements dans la salinité de l'eau souterraine en réponse aux facteurs environnementaux et anthropiques. Parmi ces méthodes, on cite les méthodes électriques, comme la résistivité et l'électromagnétisme, et les méthodes sismiques. Le radar à pénétration de sol (RPS), comprend à la fois les méthodes sismiques et électromagnétiques, peut être aussi utilisé pour localiser l'interface eau douce-eau de mer dans un aquifère côtier (Bear et al., 1999).

En outre, dans de nombreux cas, la télédétection et les SIG qui permettent la visualisation et l'analyse de données géospatiales (La piézométrie, la salinité, ...) ont également été utilisés en combinaison avec des méthodes directes ou indirectes pour surveiller les aquifères côtiers (Dhakate et al., 2016). La modélisation numérique, quant à elle, peut simuler l'écoulement et le transport des contaminants, permettant aux chercheurs et aux décideurs de mieux comprendre comment l'intrusion marine se produit et comment elle peut être gérée (Van Camp et al., 2014). Divers modèles numériques sont utilisés, comprenant SUTRA, un modèle de transport saturé-non saturé à 2 dimensions pour les eaux souterraines (2d groundwater saturated-unsaturated transport model), FEEFLOW, un outil de modélisation du transport et de l'écoulement des eaux souterraines à éléments finis (A Finite-Element Ground Water Flow and Transport Modelling Tool), MODFLOW, un programme de modélisation de l'écoulement des eaux souterraines à différences finies en 3D (3 Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Modelling Program), SEAWAT, un modèle de transport et d'écoulement des eaux

souterraines à densité variable en 3D qui est basé sur MODFLOW, et MT3DMS, qui signifie Modular Transport 3-Dimensional Multi-Species model (Dunlop et al., 2019).

L'utilisation combinée de méthodes peut fournir une évaluation complète de l'intrusion marine dans les aquifères. Les résultats de ces analyses peuvent aider à évaluer l'impact de l'intrusion marine sur les écosystèmes et les communautés locales et à informer les décisions de gestion de l'eau pour minimiser les effets négatifs de l'intrusion marine et préserver les ressources en eau douce (Prusty and Farooq, 2020).

### 3.7. L'intrusion marine au niveau mondial

L'intrusion marine devient un problème de plus en plus répandu dans diverses régions du monde (Figure 4), en particulier dans les endroits où les ressources en eau douce sont rares et où les aquifères côtiers sont surexploités. Actuellement, l'intrusion marine constitue une menace pour plus de 100 pays et régions du monde, notamment le delta du Nil, le delta du Mékong, l'Asie de l'Est et du Sud, les régions méditerranéennes et l'Amérique du Nord (Barlow and Reichard, 2010). L'étude de Cao et al. (2021) montre que 501 villes dans le monde connaissent une crise d'intrusion marine, et selon des statistiques couvrant la période 1970-2019, les États-Unis ont publié le plus grand nombre d'articles liés à l'intrusion marine, totalisant 1017 articles, soit 23,9 % de toutes les publications. La Chine est classée deuxième avec 628 articles publiés, représentant 14,8 % du nombre total de publications. L'Australie est troisième, avec 328 publications représentant 7,7 %. L'Italie, l'Inde, l'Allemagne, la France, l'Espagne, le Japon, le Canada et d'autres pays suivent.

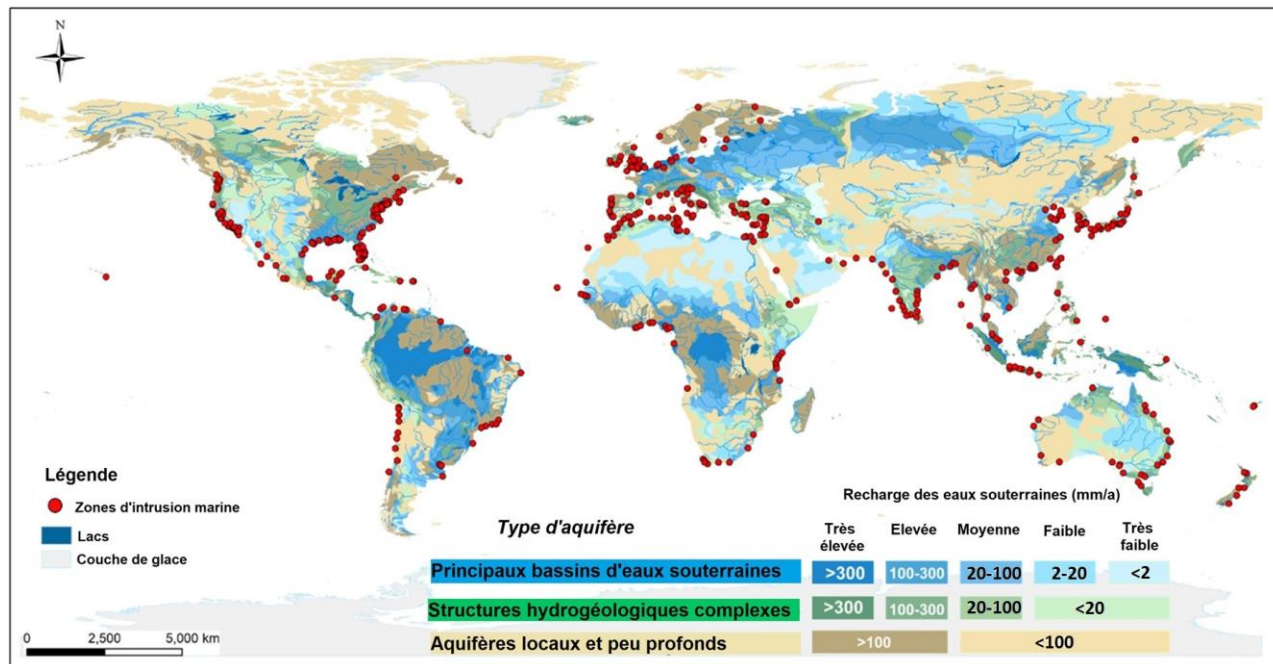


Figure 4. Distribution géographique mondiale des villes côtières ayant signalé une crise de l'intrusion marine (Modifiée à partir de Cao et al. (2021))

L'intrusion marine a été le sujet de plusieurs études menées sur les aquifères côtiers de la région méditerranéenne, à savoir l'étude de Telahigue et al. (2020) sur la salinisation de six aquifères côtiers différents en Tunisie, en Libye, en Algérie, au Maroc, en Italie et en Égypte, dans laquelle une enquête hydrogéochimique a été réalisée afin d'identifier les principaux mécanismes contrôlant la salinisation des eaux souterraines dans ces aquifères. L'étude de Martínez-Pérez et al. (2022) a été concentrée sur la caractérisation d'un aquifère alluvial côtier situé sur la côte de Maresme à Barcelone, en Espagne, et visait à obtenir des informations sur l'intrusion marine et la décharge d'eau souterraine sous-marine. L'aquifère a été caractérisé par quatre disciplines hydrogéologiques différentes : la géologie, la géophysique, l'hydraulique et l'hydrochimie. L'étude a révélé que l'aquifère est un système multi-aquifère avec de l'eau douce qui s'est écoulée sous de l'eau salée à plusieurs profondeurs. Les résultats ont suggéré de nouvelles possibilités pour la gestion des aquifères côtiers et l'écologie marine. L'étude de Masciopinto (2013) a exploré la faisabilité de gérer la recharge des aquifères au Liban afin de réduire l'intrusion marine dans les aquifères de carbonate fracturés. Le flux d'eau souterraine et l'interface eau de mer / eau douce ont été modélisés le long de la zone côtière, et trois barrières d'injection de puits ont été proposées sur la base de simulations de flux d'eau souterraine. L'étude menée par Abu Al Naeem et al. (2019a) a eu pour objectif de comprendre les facteurs influençant la

salinisation des eaux souterraines et l'intrusion marine dans les régions côtières arides et semi-arides telles que la bande de Gaza en Palestine. L'étude a utilisé des techniques hydrogéologiques, hydrogéochimiques et statistiques pour analyser un ensemble de données complet et a découvert qu'une exploitation intensive des eaux souterraines a entraîné la formation d'un cône de dépression couvrant 75 % de la zone d'étude et a réduit la nappe phréatique à 19 m sous le niveau moyen de la mer, ce qui a entraîné l'intrusion marine.

### 3.8.L'intrusion marine au niveau national

Au cours des dernières décennies, les zones côtières du Maroc ont connu un intense développement socio-économique, qui s'est accompagné d'une croissance continue de la population et de l'extension urbaine. Cependant, cette croissance rapide a engendré une surexploitation des aquifères côtiers, entraînant ainsi une dégradation de la qualité de leur eau. En outre, les ressources en eau souterraine sont également sous pression en raison de la diminution des taux de pluie causée par le changement climatique (Hssaisoune et al., 2020). Malgré cette situation alarmante, les forages de puits continuent à un rythme effréné, menaçant ainsi 53 % des ressources en raison de la pollution d'origines diverses, notamment l'intrusion marine (Ez-zaouy et al., 2022).

Plusieurs études ont été menées au Maroc pour évaluer le degré de pollution causé par l'intrusion marine dans les principaux aquifères côtiers de la Méditerranée (Bouareg, Ghis-Nekor, Bokkoya, et Martil-Alila) et de l'Atlantique (Mnasra, Chaouia, Sidi Abed-Ouled Ghanem, Oualidia, Essaouira, Agadir, Chtouka-Massa, Fom El Oued et Dakhla) (voir Figure 5). En 1999, Pulido-Bosch et al. (1999) ont identifié une intrusion marine dans la région de Témara-Rabat, aggravée par une surexploitation. Younsi et al. (2001), Moustadraf et al. (2008), Najib (2014) et Najib et al. (2017) ont montré que l'avancée de l'intrusion marine dans la région côtière de Chaouia est due au manque de précipitations et à un pompage intensif destiné à l'irrigation. Fadili (2014) a étudié l'aquifère du Sahel de l'Oualidia et a constaté que sa salinisation dans le premier kilomètre est principalement due à l'intrusion marine. Récemment, Ez-zaouy et al. (2023) ont évalué les changements temporels, l'étendue et la profondeur de l'intrusion marine dans la zone côtière de Souss-Massa. Les résultats ont mis en évidence des changements temporels de la conductivité électrique (CE) avec la profondeur et ont montré que l'intrusion marine s'étend déjà vers l'intérieur des terres sur une distance maximale de 2500 mètres.

L'étude de Ez-zaouy et al. (2022), qui s'est basée sur les données hydrochimiques des études réalisées dans la période allant de 1997 à 2018 (Aziane et al., 2020a, 2020b; Bahir et al., 2019; Chafouq et al., 2017; Edoulati, 2015; El Yaouti et al., 2009; Fadili et al., 2015; Ghalit et al., 2017a; Hsissou et al., 1997; Malki et al., 2017; Mountadar et al., 2018; Moussa, 2010; Najib et al., 2017; Oulaarouss, 2009; Re et al., 2014; Stitou El Messari, 2002), s'est concentrée sur l'état de la qualité des treize aquifères (Figure 5) en examinant le degré de leur minéralisation et en déterminant les principaux processus de salinisation prévalant dans les eaux souterraines. Les résultats ont montré que l'aquifère de Bouareg, situé dans la région orientale de la côte méditerranéenne, présente le niveau de minéralisation le plus élevé par rapport aux aquifères de Ghiss-Nekor, Bökkoya et Martil-Alila. En revanche, sur la côte atlantique, l'aquifère le plus minéralisé est Foum El Oued, situé dans la partie sud. Les aquifères modérément minéralisés sont principalement concentrés dans la partie centrale, tandis que la majorité des aquifères faiblement minéralisés sont situés dans la région nord de la côte atlantique. Parmi tous les aquifères examinés, il a été constaté que la contribution de l'eau de mer à la salinisation était positive pour tous, sauf pour l'aquifère de Bouareg.

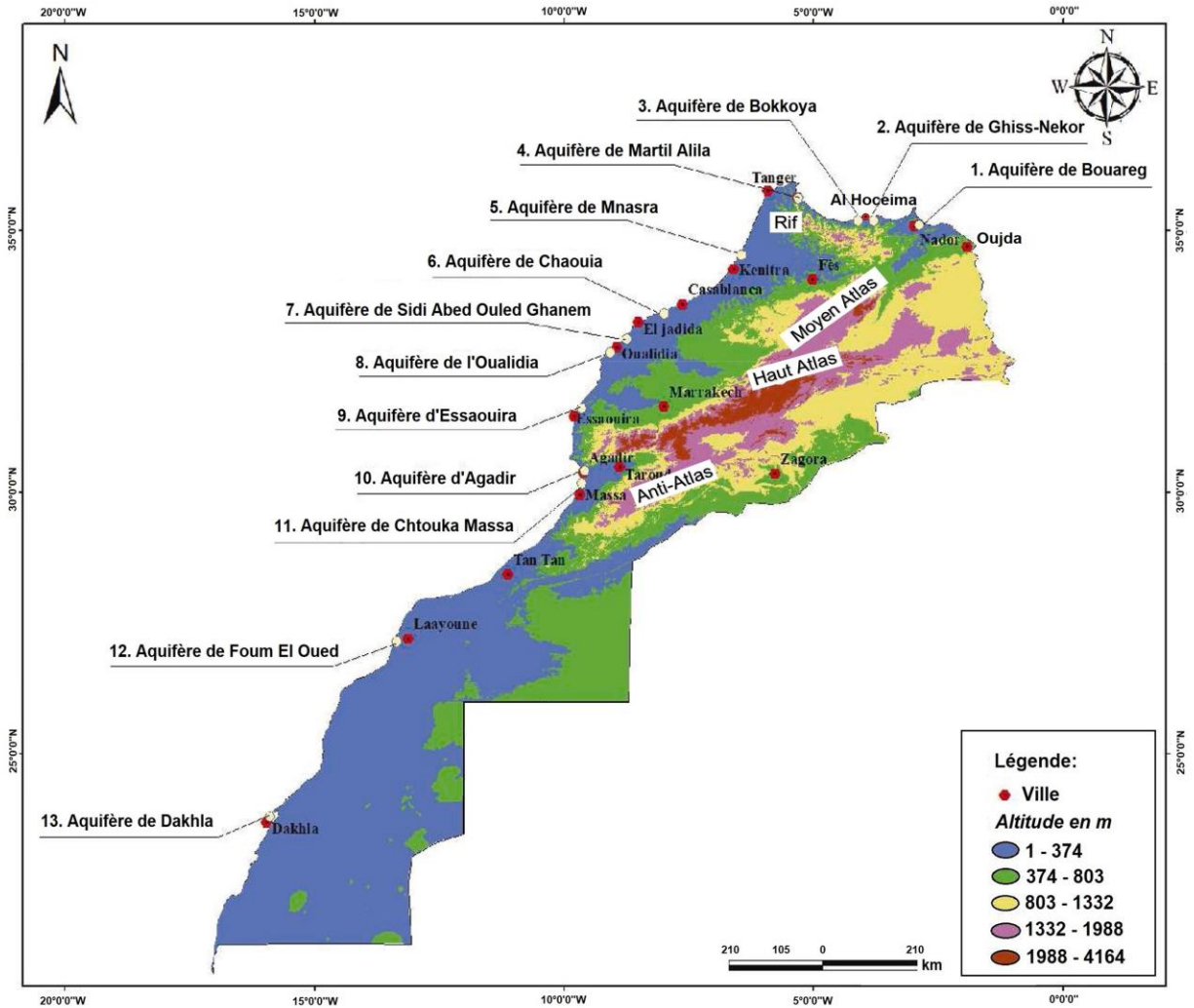


Figure 5. Localisation des principaux aquifères côtiers marocains (Modifiée d'après Ez-zaouy et al. (2022))

L'aquifère de Ghiss-Nekor, partagé par les provinces d'Al Hoceima et de Driouch, est l'un des aquifères les plus productifs sur la côte méditerranéenne du Maroc. Cependant, comme dans d'autres régions semi-arides, la région a connu des années consécutives de sécheresse, rendant l'eau douce de surface insuffisante pour répondre aux besoins en eau de la population. Par conséquent, les ressources en eau souterraine et le dessalement de l'eau de mer ont été utilisées pour pallier le manque d'eau potable. Toutefois, les années consécutives de sécheresse et la surexploitation des eaux souterraines, en particulier pendant les étés où la population augmente considérablement, devraient aggraver l'intrusion marine dans cet aquifère et ainsi détériorer la qualité de l'eau disponible. Les études



antérieures menées dans la plaine de Ghiss-Nekor, ainsi que l'étude de l'évaluation de l'intrusion marine, sont présentées dans le chapitre 3.

### 3.9.Méthodes d'atténuation de l'intrusion marine

La gravité de l'intrusion marine devrait continuer à augmenter dans de nombreuses zones, en particulier à mesure que le changement climatique aggrave les défis existants en matière de ressources en eau, ce qui rend encore plus important de prendre des mesures pour atténuer les impacts de ce phénomène.

Différentes techniques sont utilisées pour éviter ou atténuer les impacts de l'intrusion marine dans les aquifères côtiers. Ces techniques sont regroupées en méthodes conventionnelles, l'utilisation de barrières physiques et l'utilisation de barrières hydrauliques (Figure 6) (Hussain et al., 2019).

Les méthodes conventionnelles comprennent la réduction des taux de pompage des eaux souterraines et le déplacement des puits de pompage plus loin de la côte. Bien que ces méthodes soient simples et rentables, la réduction de la demande en eau n'est pas toujours possible car d'autres sources alternatives d'eau doivent être fournies pour compenser cette réduction imposée (Bruington, 1972), et le déplacement des puits peut être limité par la disponibilité des terres ou des conflits avec d'autres projets (Hussain et al., 2019).

Les barrières physiques en subsurface, telles que du béton, du coulis, de la bentonite, des murs de boue et des palplanches, ont été testées et prouvées efficaces dans diverses études (Sugio et al., 1987). L'efficacité de ces barrières peut être améliorée en les plaçant plus près de la côte et à des profondeurs plus importantes (Abdoulhalik and Ahmed, 2017). Les barrières physiques en surface, qui consistent à étendre la ligne de la côte par remplissage artificiel du sol approprié pour créer de nouvelles terres, peuvent également aider à retarder l'intrusion marine en créant un corps d'eau douce qui pénètre dans le sol récupéré, maintenant l'équilibre hydraulique du système et retardant les taux d'afflux d'eau salée (Essink, 2001). La technique des barrières physiques de surface a des limites, y compris des coûts élevés en équipement et en matériaux pour une mise en œuvre à grande échelle, la subsidence des terres et des impacts environnementaux tels que l'affectation de la vie marine, de la pêche et des activités touristiques. Les propriétés du sol de remplissage doivent être bien définies (Hussain et al., 2019).

Les barrières hydrauliques sont une méthode populaire pour contrôler l'intrusion marine dans les aquifères côtiers, comprenant la recharge artificielle, le pompage ou une combinaison des deux. Les eaux de pluie collectées, les eaux usées traitées, l'eau de mer dessalée et l'eau saumâtre dessalée peuvent toutes être utilisées comme sources pour la recharge des aquifères (Hussain et al., 2019; Prusty and Farooq, 2020). La désalinisation peut être réalisée par des processus thermiques ou membranaires, la méthode d'osmose inverse étant la plus courante (Greenlee et al., 2009). Selon Abd-Elaty and Zelenakova (2022), la technique de pompage-dessalement-recharge, ainsi que la recharge des eaux usées traitées, représentent des solutions efficaces pour réduire l'impact de l'intrusion marine, tout en étant économique, durable et ayant des impacts environnementaux moindres.

En conclusion, il existe plusieurs techniques pour contrôler l'intrusion marine dans les aquifères côtiers, chacune ayant ses avantages et ses inconvénients. Les gestionnaires de l'eau doivent évaluer les coûts, l'efficacité et les impacts environnementaux de chaque technique pour choisir la meilleure option pour leur zone côtière.

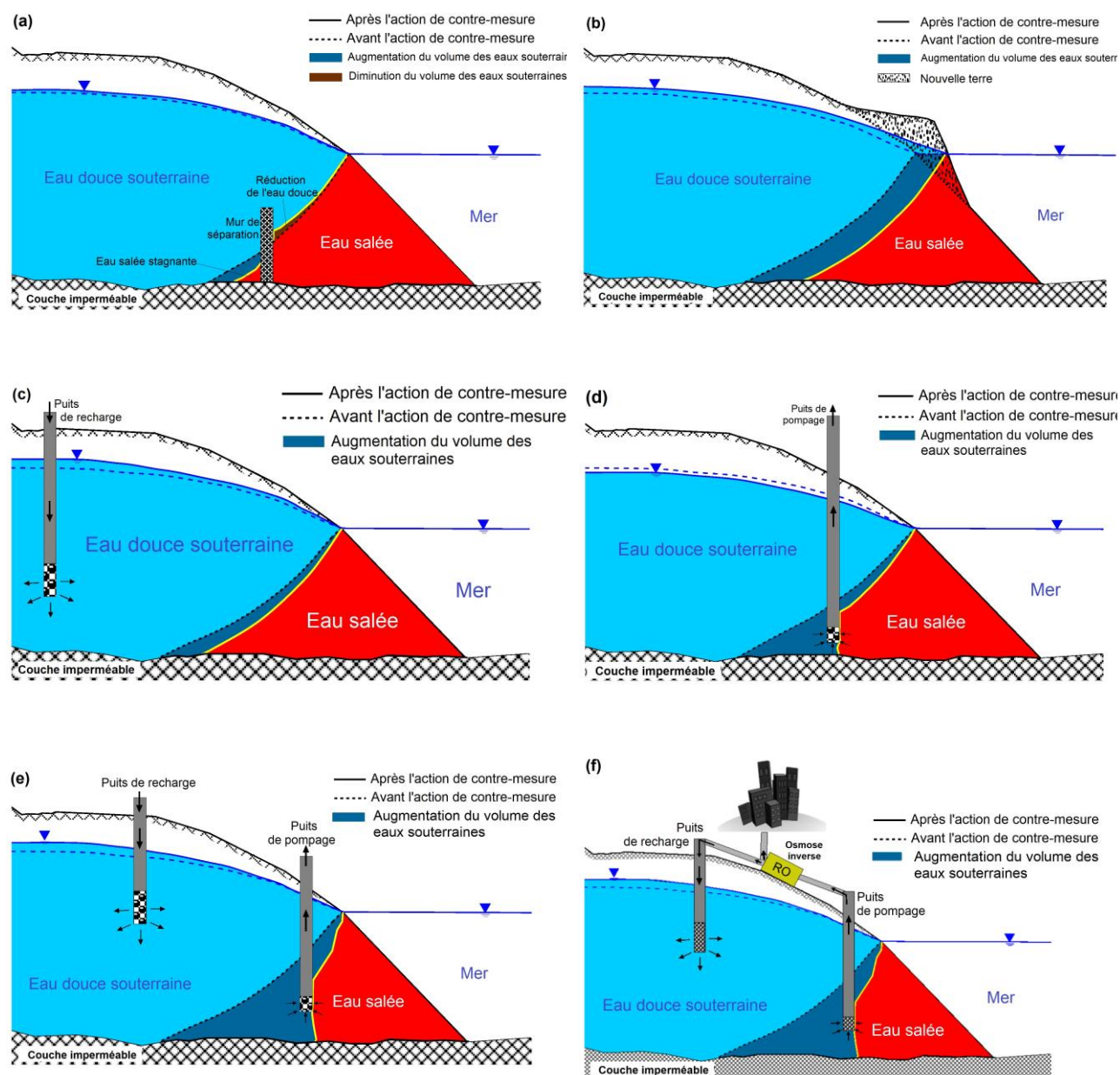
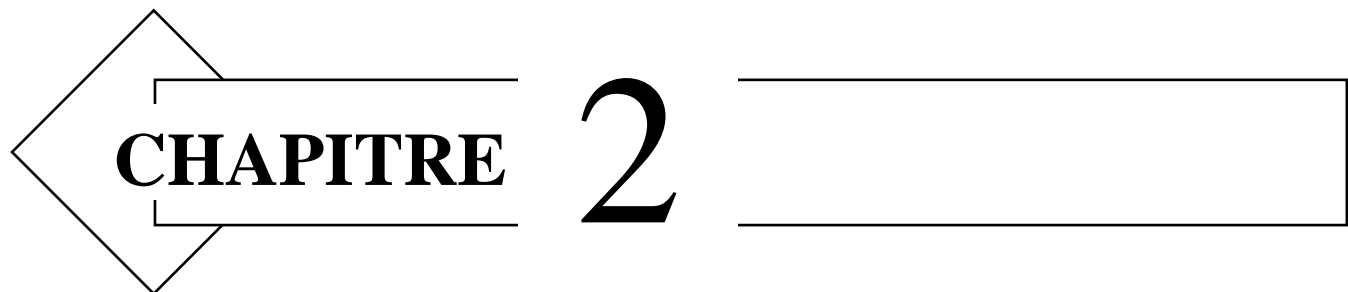


Figure 6. Schémas de méthodes d'aménagement côtier pour minimiser l'intrusion marine : (a) La barrière physique souterraine ; (b) la barrière physique en surface ; (c) le système de puits de recharge ; (d) la barrière de pompage ; (e) Système de barrière pompage-recharge ; (f) Système de barrière pompage-dessalement-recharge (Modifiées d'après Hussain et al. (2019))

## 4. Conclusion

La salinisation des aquifères côtiers est un problème complexe qui peut avoir plusieurs origines, et l'intrusion marine en est l'une des causes potentielles. Ce phénomène peut entraîner des conséquences néfastes à plusieurs niveaux et touche de nombreux pays dans le monde, y compris le Maroc.

L'intrusion marine est un phénomène complexe qui nécessite l'utilisation de techniques spécifiques pour être évité ou pour atténuer ses impacts. Il est donc essentiel de mettre en place des stratégies efficaces visant à prévenir la salinisation des aquifères côtiers et protéger ainsi cette ressource naturelle vitale pour de nombreuses communautés côtières. Une bonne stratégie commence par une évaluation précise de l'étendue de l'intrusion marine, ce qui est également essentiel pour pouvoir agir de manière efficace.



**CHAPITRE 2**

**Chapitre 2 : Généralités sur la zone d'étude**

# 1. Introduction

L'intrusion marine dans les aquifères côtiers est un phénomène complexe qui résulte de nombreux facteurs naturels et anthropiques. Parmi ces facteurs, on peut citer le climat de la région, la lithologie de l'aquifère, la surexploitation due à l'augmentation constante de la population, ainsi que l'expansion des terres agricoles et l'utilisation intensive des eaux souterraines dans l'industrie. Il est crucial de comprendre ces facteurs avant d'envisager toute étude visant à atténuer les effets de l'intrusion marine.

L'aquifère de Ghiss-Nekor est un exemple de zone où l'intrusion marine est un problème sérieux. Afin de protéger cette ressource naturelle vitale, il est indispensable de disposer d'une connaissance approfondie des caractéristiques géographiques, démographiques, climatiques, et lithologiques de la zone d'étude. Il est également essentiel de comprendre les propriétés hydrologiques et hydrogéologiques de l'aquifère afin de mettre en place des stratégies efficaces.

## 2. Contexte géographique et géomorphologique

### 2.1. La plaine de Ghiss-Nekor

La plaine de Ghiss-Nekor est une zone côtière qui s'étend sur environ 14 km le long du littoral. Elle est située au sud-est de la ville d'Al Hoceima entre 35°5' N et 35°13' N de latitude, 3°45' W et 3°54' W de longitude (Figure 7). Elle est délimitée par la mer d'Alboran au nord, le barrage Mohammed Ben Abdelkarim El Khattabi (MBAK) au sud, les montagnes de Tamsamane et d'Ait Touzine à l'est, et la route nationale numéro 2, qui traverse les communes urbaines les plus importantes de la province d'Al Hoceima, à l'ouest. La plaine s'incline en moyenne d'environ 1 % du sud au nord et a une superficie d'environ 100 km<sup>2</sup>, partagée entre cinq communes : Ait Youssef Ou Ali, Imzouren et Beni Bouayach, qui appartiennent à la province d'Al Hoceima, tandis que Trougout et Ijermaouas appartiennent à la province de Driouch.

La plaine de Ghiss-Nekor a une forme triangulaire et est traversée par deux oueds principaux. L'oued Ghiss traverse la zone au nord-ouest, tandis que l'oued Nekor la traverse au centre. Le sous-sol de la plaine est constitué de l'aquifère Ghiss-Nekor, considéré comme le plus important des aquifères alluviaux de la Méditerranée marocaine. Cet aquifère ainsi que les réserves superficielles sont alimentés principalement par les eaux provenant du bassin versant de Nekor et de celui de Ghiss.

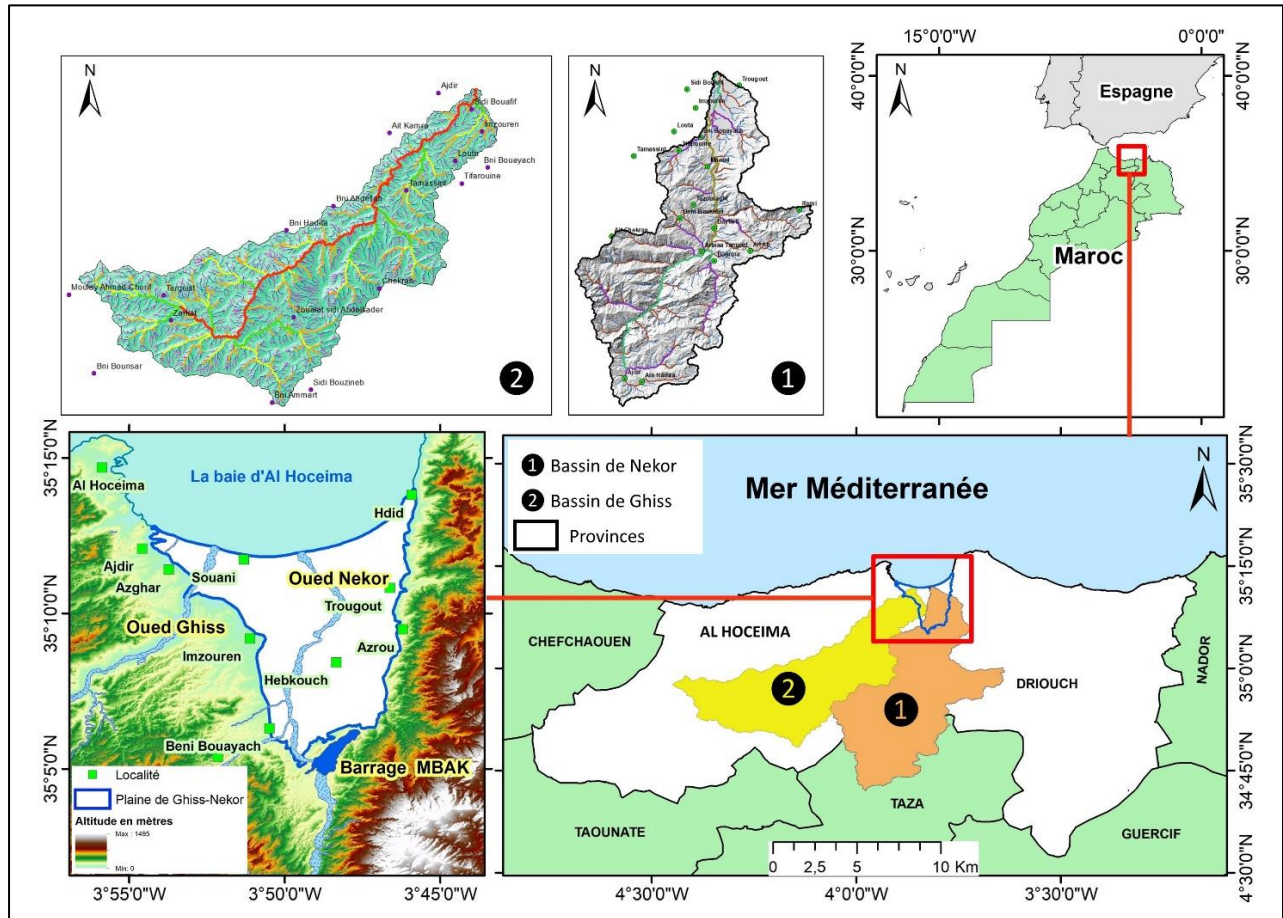


Figure 7. Situation géographique de la zone d'étude (la plaine de Ghiss-Nekor et les deux bassins versants : Nekor et Ghiss)

## 2.2. Le bassin versant de Ghiss

Le bassin versant de Ghiss est situé au sud-ouest de la ville d'Al Hoceima, entre  $34^{\circ}48'N$  et  $35^{\circ}11'N$  de latitude, et  $03^{\circ}49'W$  et  $04^{\circ}26'W$  de longitude (Figure 8). Le bassin couvre une zone géographique d'environ  $837 \text{ km}^2$ , caractérisée par un terrain accidenté et complexe, avec une altitude variant de 6 à 2032 mètres (MSL). L'oued Ghiss, d'une longueur d'environ 80 km, est un cours d'eau de sixième ordre, et il s'écoule du sud-ouest vers le nord-est pour se jeter dans la baie d'Al Hoceima. Ce bassin versant est bordé au nord par le bassin de Boufrah-Snada-Bouskour et au sud par le bassin de Nekor. Ses pentes sont abruptes, dépassant à quelques endroits  $35^{\circ}$ . La zone est caractérisée par des formations cassantes de schistes, de marnes et de marno-calcaires. De plus, le couvert végétal protecteur de cette zone est marqué par une régression notable (El Motaki et al., 2019). L'ensemble de ces facteurs précités affecte la stabilité du bassin versant qui se caractérise par une érosion active

(Bensiali, 2020 ; El Motaki et al., 2019 ; Salhi et Benabdelouahab, 2017). De même, une évaluation qualitative de l'érosion dans le bassin du Ghiss menée par Bensiali (2020) a révélé que respectivement 28,43 % (238,37 km<sup>2</sup>), 16,51 % (138,37 km<sup>2</sup>), 25,64 % (214,84 km<sup>2</sup>), 23,23 % (194,38 km<sup>2</sup>) et 6,19 % (51,89 km<sup>2</sup>) de la superficie présentent des niveaux très élevés, élevés, modérés, faibles et très faibles d'érodabilité.

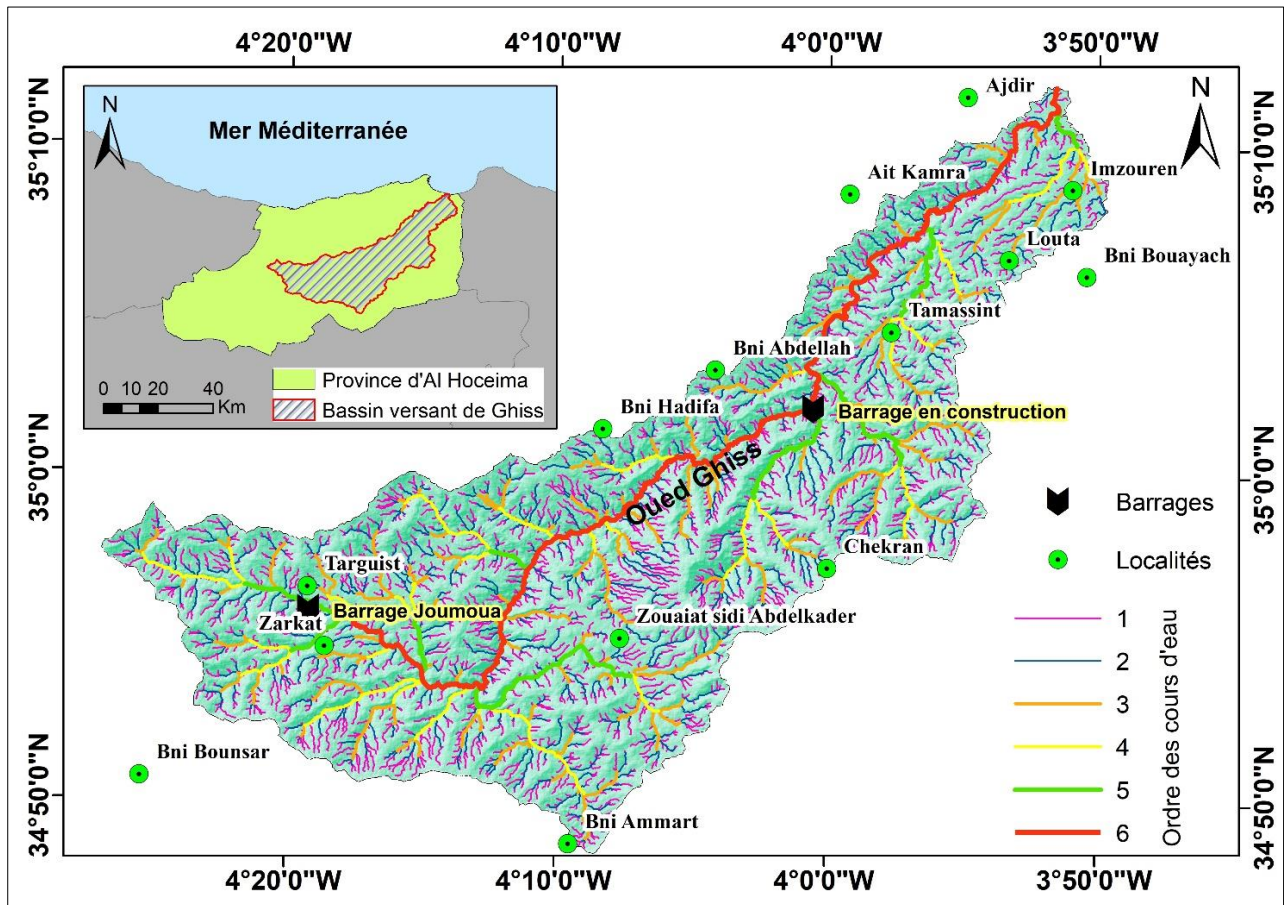


Figure 8. Carte de drainage et de localisation du bassin versant de Ghiss

### 2.3. Le bassin versant de Nekor

Le bassin versant de Nekor, d'une superficie de 905 km<sup>2</sup>, est situé au sud-est de la ville d'Al Hoceima, entre les latitudes 34°42' et 35°12' N et les longitudes 03°38' et 04°03' W (Figure 9). Il est traversé par l'oued Nekor, long de 76 km, qui est un cours d'eau de cinquième ordre se jetant dans la baie d'Al Hoceima. Cette zone a une altitude comprise entre 6 et 2012 mètres au-dessus du niveau



moyen de la mer (MSL) et est caractérisée par une géomorphologie accidentée ainsi qu'une lithologie hétérogène, avec une abondance de faciès schisteux et pélitiques (Salhi, 2008; Snoussi, 2005).

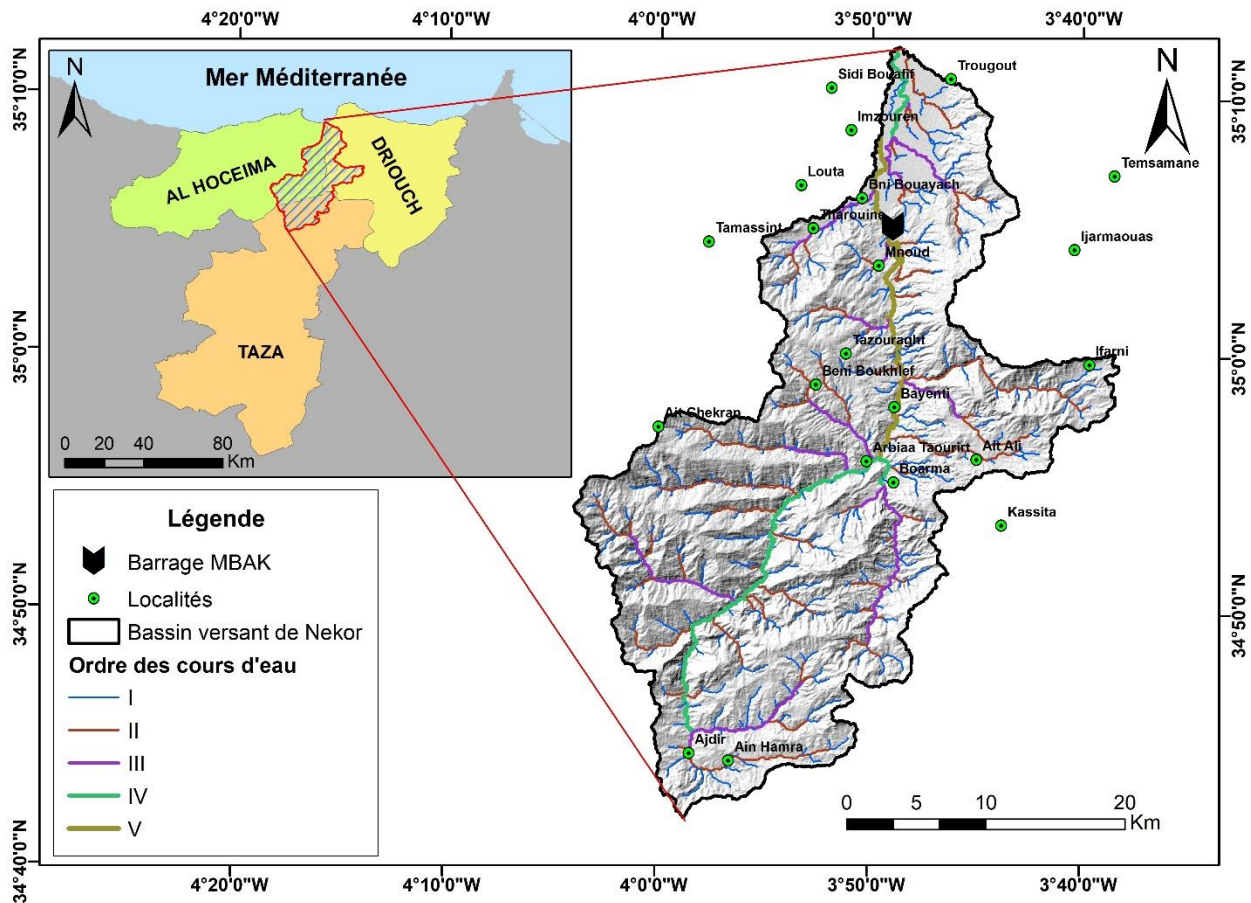


Figure 9. Carte de drainage et de localisation du bassin versant de Nekor

### 3. Contexte climatique, hydrologique-hydrogéologique, démographique et géologique

#### 3.1. Contexte climatique

La plaine de Ghiss-Nekor est située dans une région à climat méditerranéen semi-aride, avec deux saisons bien distinctes. Les hivers sont doux et pluvieux, tandis que les étés sont chauds et secs. Selon le diagramme ombrothermique présenté dans la Figure 10, la saison humide s'étend d'octobre à avril, alors que la saison sèche a lieu de mai à septembre. La plaine reçoit la plus faible quantité de

précipitations parmi les régions du bassin du Loukkos (Figure 11), avec une moyenne annuelle de 355 mm, et une température annuelle moyenne de 18°C (Figure 12).

La région connaît une variabilité importante des précipitations, comme la montre la Figure 13, qui présente les précipitations annuelles dans la plaine de Ghiss-Nekor sur une période de 42 ans. Cette variabilité peut entraîner des crues soudaines et intenses, ainsi que des périodes de sécheresse prolongées (Ghalit et al., 2017a). La région étant principalement composée de roches imperméables et de montagnes abruptes, les crues soudaines et violentes peuvent être aggravées lors de fortes précipitations (Benabdelouahab et al., 2019).

En amont du bassin versant de Nekor (Ajdir de Taza), la moyenne annuelle des précipitations est estimée à 535 mm, avec un débit d'étiage de l'Oued Nekor de 1000 l/s. La température moyenne annuelle est de l'ordre de 15°C, avec une température maximale observée durant les mois de juin, juillet et août, tandis que la température minimale est observée durant les mois de décembre et janvier.

En amont du bassin versant de Ghiss (Targuist), la moyenne annuelle des précipitations est de 454 mm, avec un débit d'étiage de l'Oued Ghiss de 800 l/s. La température moyenne annuelle est de 17°C, avec une température maximale variant entre 13,8°C et 34,6°C, et une température minimale variant entre 3,8°C et 19,1°C.

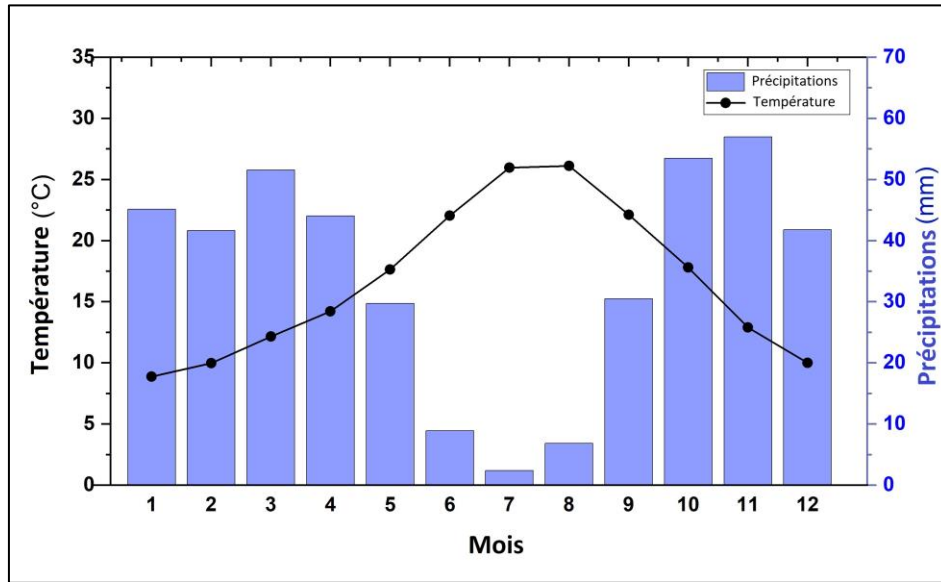


Figure 10. Diagramme ombrothermique de la zone d'étude (la plaine de Ghiss-Nekor) élaboré à partir des données de 1981 à 2021. (Ces données proviennent du projet POWER du Langley Research Center (LaRC) de la NASA, qui a été financé par le Earth Science/Applied Science Program de la NASA)

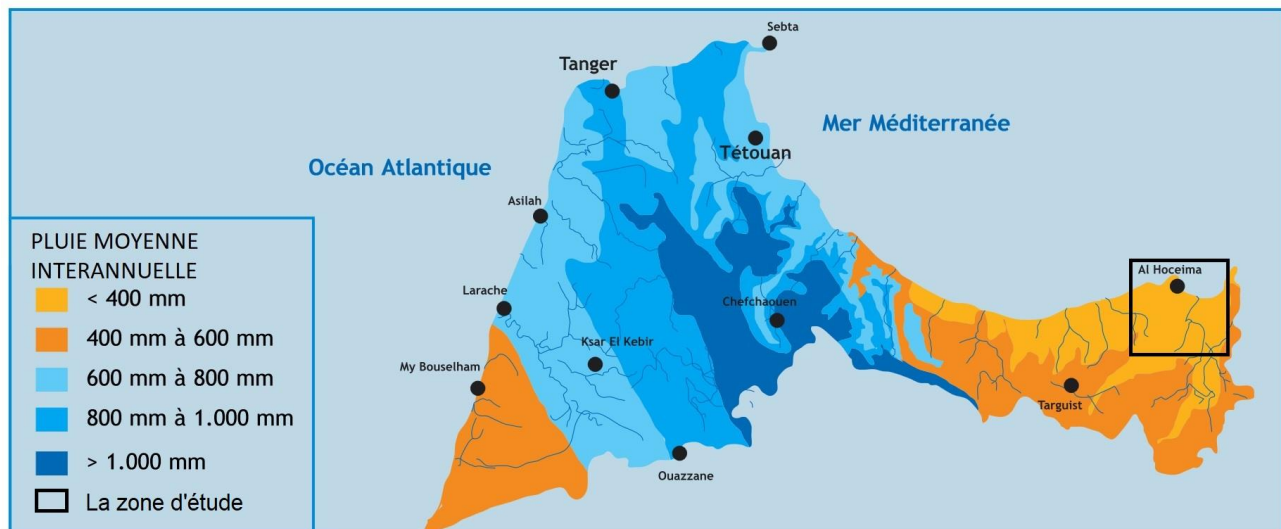


Figure 11. Précipitations moyenne annuelle dans le bassin hydraulique du Loukkos (Source : L'agence du bassin hydraulique du Loukkos- ABHL)

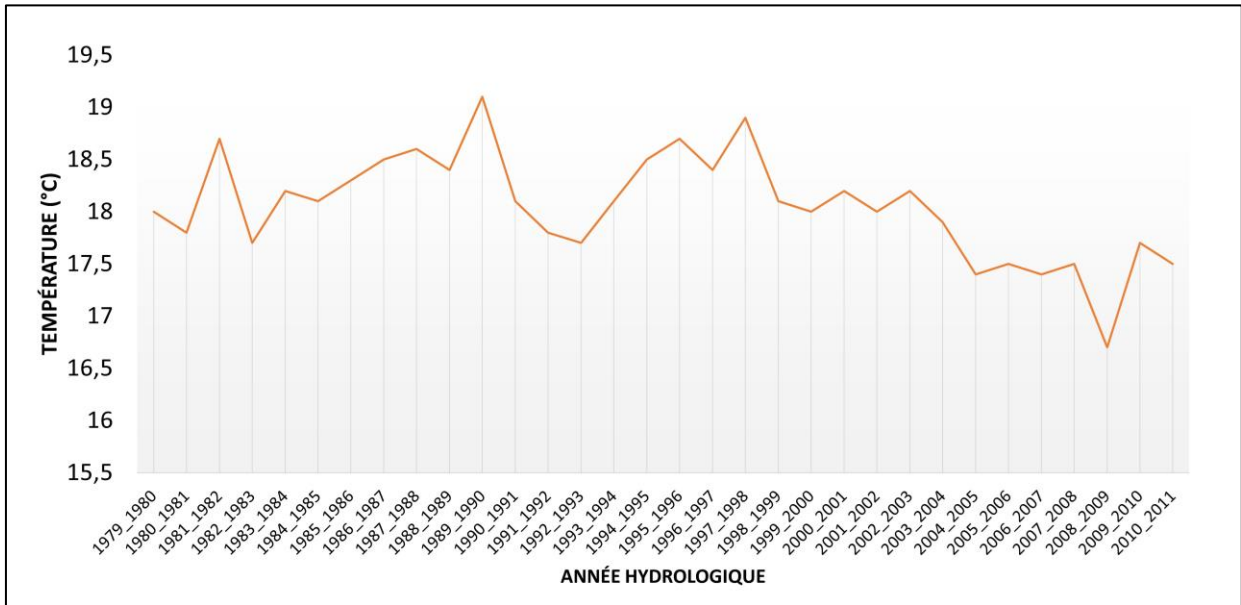


Figure 12. Températures annuelles de la station de l'aéroport d'Al Hoceima Chérif El Idrissi (située dans la plaine de Ghiss-Nekor). Les données proviennent de la Direction Nationale de la Météorologie publiées par Vroey (2012)

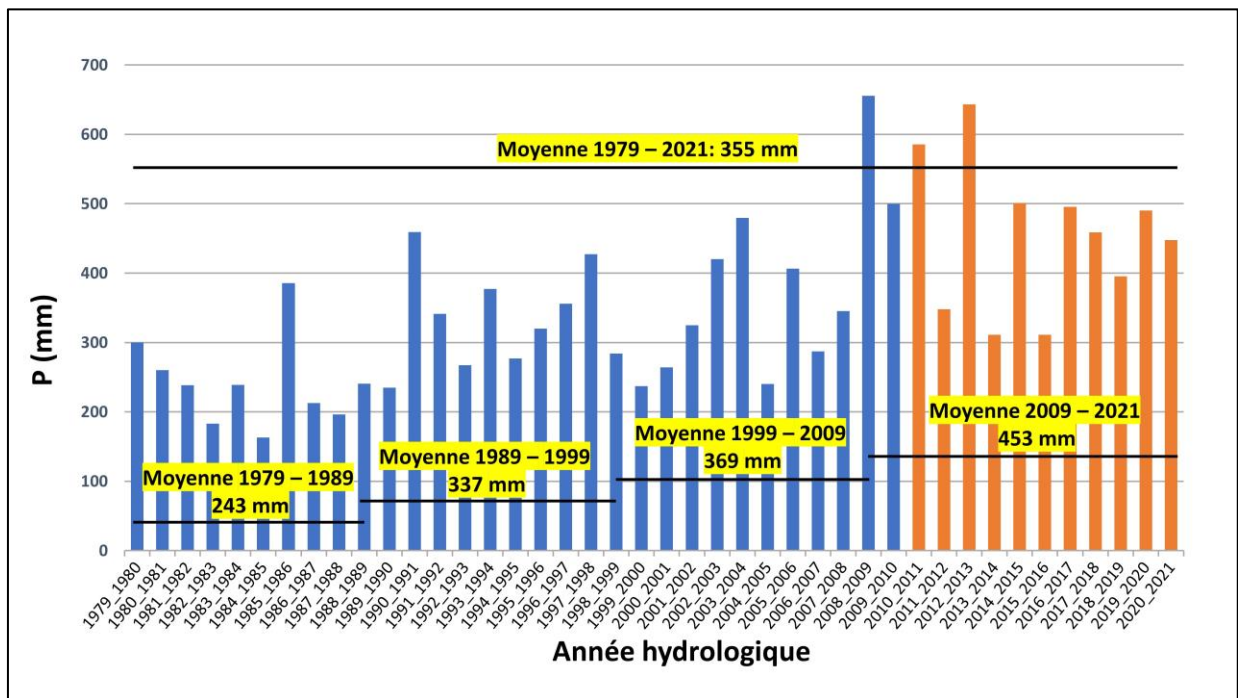


Figure 13. Précipitations annuelles de la station de l'aéroport d'Al Hoceima Chérif El Idrissi (située dans la plaine de Ghiss-Nekor) (Les données de la période 1979-2010 proviennent de la Direction Nationale de la Météorologie (Vroey, 2012) et Les données de la période 2011-2021 proviennent du projet POWER du Langley Research Center (LaRC) de la NASA, qui a été financé par le Earth Science/Applied Science Program de la NASA)

### 3.2. Contexte hydrologique et hydrogéologique

Le bassin hydraulique de Loukkos (Figure 14), où se localise notre zone d'étude, est caractérisé par des précipitations variables et inégales, ce qui entraîne une irrégularité dans le régime hydrologique des cours d'eau. Les pluies abondantes alternent avec des périodes de sécheresse. Le relief montagneux et l'imperméabilité du sol entraînent un ruissellement important, ce qui provoque des crues brutales et des étiages estivaux. Seuls les oueds drainant la dorsale calcaire ont des débits estivaux réguliers.

Pour garantir l'approvisionnement en eau potable et assurer la sécurité alimentaire, 14 barrages ont été construits dans le bassin, offrant une capacité de stockage de 1,1 milliard de mètres cubes et permettant de régulariser un volume de 831 Mm<sup>3</sup>/an (Million de mètres cubes par an). Ces eaux régularisées sont utilisées pour différents usages, notamment pour la consommation humaine et industrielle, ainsi que pour l'irrigation (ABHL, 2005).

Il y a actuellement deux barrages dans la province d'Al Hoceima. Le premier est le barrage de Mohammed Ben Abdelkrim El Khattabi (Barrage MBAK) construit en 1981, d'une capacité de 33,6 Mm<sup>3</sup>. Il alimente la ville d'Al Hoceima, Bni Bouayach et Imzouren, ainsi qu'une conduite qui s'étend de la station de traitement de l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) jusqu'à Cala-iris et Bni Gmil Mestassa. Des branchements sont réalisés sur cette conduite pour approvisionner en eau potable les douars environnants (HCP, 2019b). Le second est le barrage de Joumoua, construit en 1995, avec une capacité de 6,5 Mm<sup>3</sup> (Figure 14). Il fournit de l'eau à la ville de Targuist, ainsi qu'aux centres Bni Hadifa et Bni Abdellah. Il y a également une conduite qui s'étend de la station de traitement de l'ONEP de Targuist jusqu'à Bni Abdellah, où des branchements sont réalisés pour approvisionner en eau potable les douars voisins (HCP, 2019b).

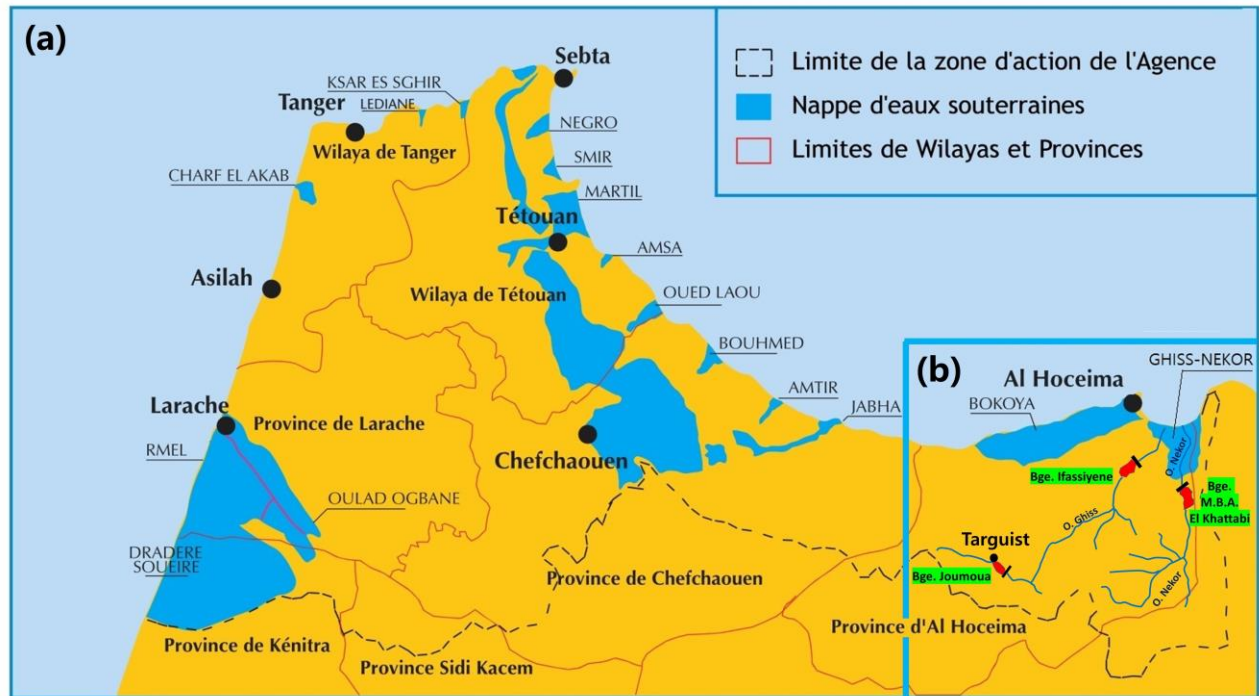


Figure 14. (a) Localisation des principales nappes souterraines dans le bassin hydraulique du Loukkos (Source: L'agence du bassin hydraulique du Loukkos- ABHL) ; (b) Les cours d'eau, les barrages (Bge) et les nappes dans la province d'Al Hoceima ; le barrage Ifassiyene est en cours de construction

L'approvisionnement en eau potable de la ville d'Al Hoceima et de ses environs est assuré par trois sources principales. La première est le barrage MBAK qui a une capacité de production nominale de 405 l/s d'eau traitée. La deuxième source est le champ captant de l'Oued Ghiss, qui se compose de deux forages et deux puits équipés avec un débit total de 135 l/s. Enfin, la troisième source est le champ captant de Nekor, qui se compose de trois forages équipés pour un débit total de 160 l/s (ONEE, 2017). En 2018, l'Office National de l'Electricité et de l'Eau Potable (ONEE) a produit 11,9 Mm<sup>3</sup> d'eau potable, dont 2,8 Mm<sup>3</sup> à partir de sources superficielles et 9,1 Mm<sup>3</sup> à partir de sources souterraines. De cette quantité, 6,1 Mm<sup>3</sup> ont été distribués aux abonnés consommateurs, principalement des ménages (98,1 %), ainsi que des administrations (1,5 %) et des entreprises (0,4 %) (HCP, 2019b).

La province d'Al Hoceima se caractérise par la rareté des ressources en eau de surface en raison de la faible pluviométrie et de la diminution de la capacité du barrage MBAK causée par le phénomène d'envasement. Cette situation s'accroît en particulier en saison estivale. Pour répondre à la demande croissante en eau potable dans la province d'Al Hoceima, une station de dessalement a été construite

à la commune d'Ajdir et mise en service en décembre 2019. Elle assure un débit d'eau de 200 l/s (Figure 15). De plus, un projet de construction d'un barrage à Ifassiyine est en cours. Ce barrage aura une capacité de stockage de 93 Mm<sup>3</sup> et permettra de régulariser un volume de 19 Mm<sup>3</sup>/an.

L'aquifère côtier de Ghiss-Nekor est considéré comme la source d'eau souterraine la plus productive dans la province d'Al Hoceima en raison de ses propriétés favorables de stockage et de transmission (Chafouq et al., 2017). Cet aquifère reçoit de l'eau de diverses sources, notamment l'infiltration des précipitations, des eaux des rivières Ghiss et Nekor dans la partie aval, l'écoulement latéral et l'infiltration des eaux d'irrigation. Il subit également un flux de retour d'eau souterraine provenant de l'irrigation, contribuant ainsi à son approvisionnement en eau global. Environ 328 Mm<sup>3</sup> sont estimés comme étant les réserves totales de la nappe. L'eau provenant de l'aquifère de Ghiss-Nekor est utilisée à différentes fins, notamment pour l'agriculture et l'eau potable. Une partie de cette eau est également perdue par évapotranspiration. La principale sortie de cet aquifère est la limite maritime, où la majorité du débit s'écoule (Khouakhi et al., 2015).

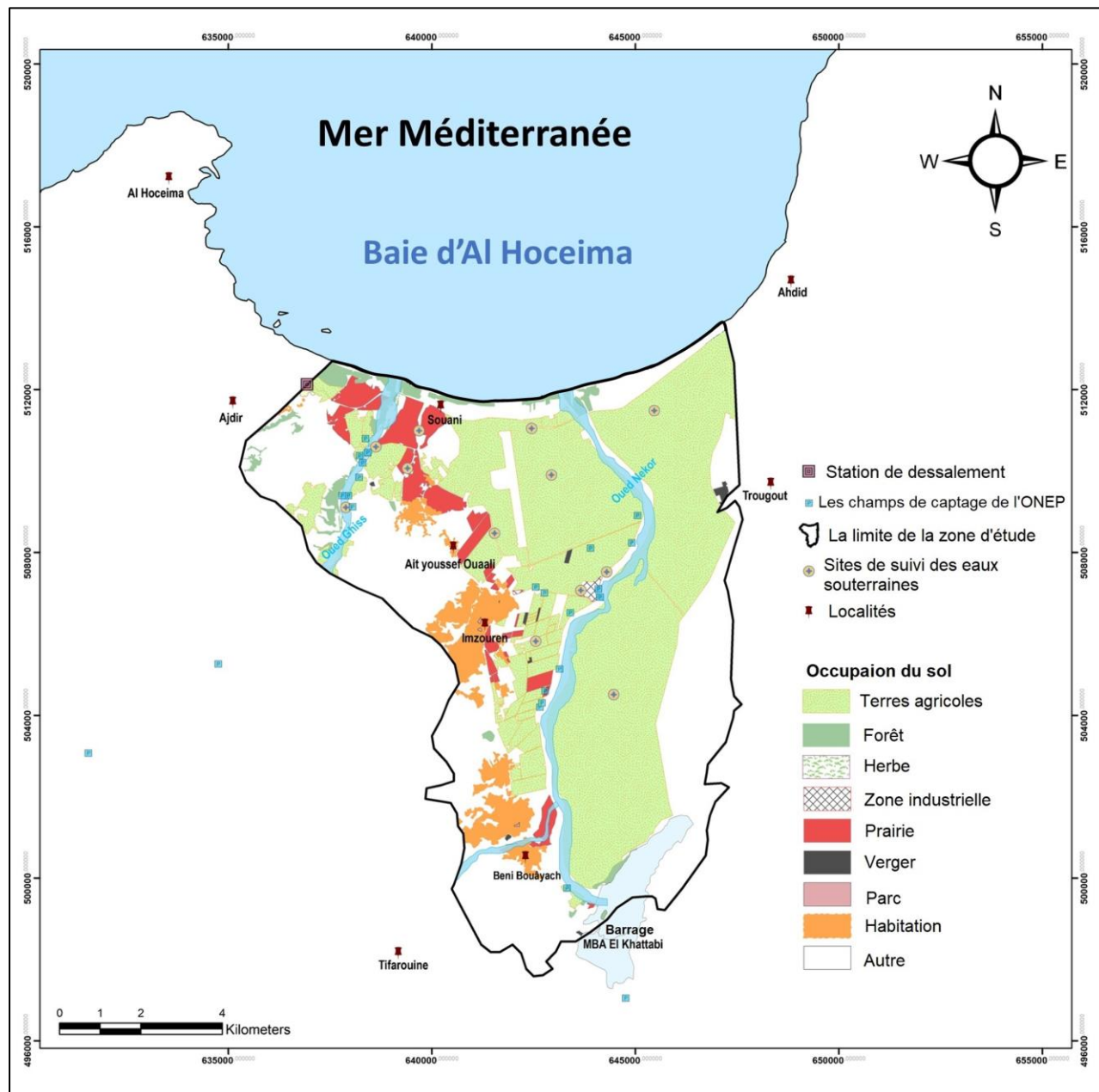


Figure 15. Occupation du sol dans la plaine de Ghiss-Nekor et localisation des puits de captage et d'observation des eaux souterraines (Modifiée à partir de Bouhout et al. (2022))

Les études de Salhi (2008), Vroey (2012) et Bouhout et al. (2022) ont fourni des informations importantes sur la piézométrie de la plaine de Ghiss-Nekor (Figure 16). L'étude de Salhi (2008) indique que l'oued Nekor est la principale source d'alimentation de la nappe de Ghiss-Nekor, mais que la construction du barrage MBAK a entraîné une baisse générale des niveaux piézométriques, en particulier dans la partie amont. Cela suggère que la gestion de l'eau dans la région doit tenir compte



de l'impact des infrastructures telles que les barrages sur les niveaux d'eau souterraine. L'étude de Vroey (2012) a confirmé que les deux oueds jouent un rôle important dans la recharge de la nappe. Les isopièzes indiquent que les oueds sont infiltrants. Elle ajoute que la station d'épuration des eaux usées (STEP) d'Imzouren contribue également à la recharge de la nappe. Quant à Bouhout et al. (2022), leur étude a révélé que les niveaux d'eau souterraine dans la partie sud-est de la zone d'étude étaient plus élevés que dans les côtés nord et nord-est. L'eau souterraine s'écoule vers le nord depuis le sud-est et se déverse dans la mer Méditerranée, qui sert de sortie naturelle de l'aquifère. L'aquifère est rechargé à partir des parties nord-ouest, sud-est et centre-ouest de la plaine car elles se trouvent dans des zones de haute altitude caractérisées par des valeurs maximales de transmissivité et de grands coefficients de stockage. Les lignes de niveau piézométriques montrent une diminution progressive le long de la côte nord-est, indiquant une inversion locale de la direction du gradient hydraulique vers la mer. Cette inversion peut provoquer une avancée possible de l'interface eau douce/eau de mer.

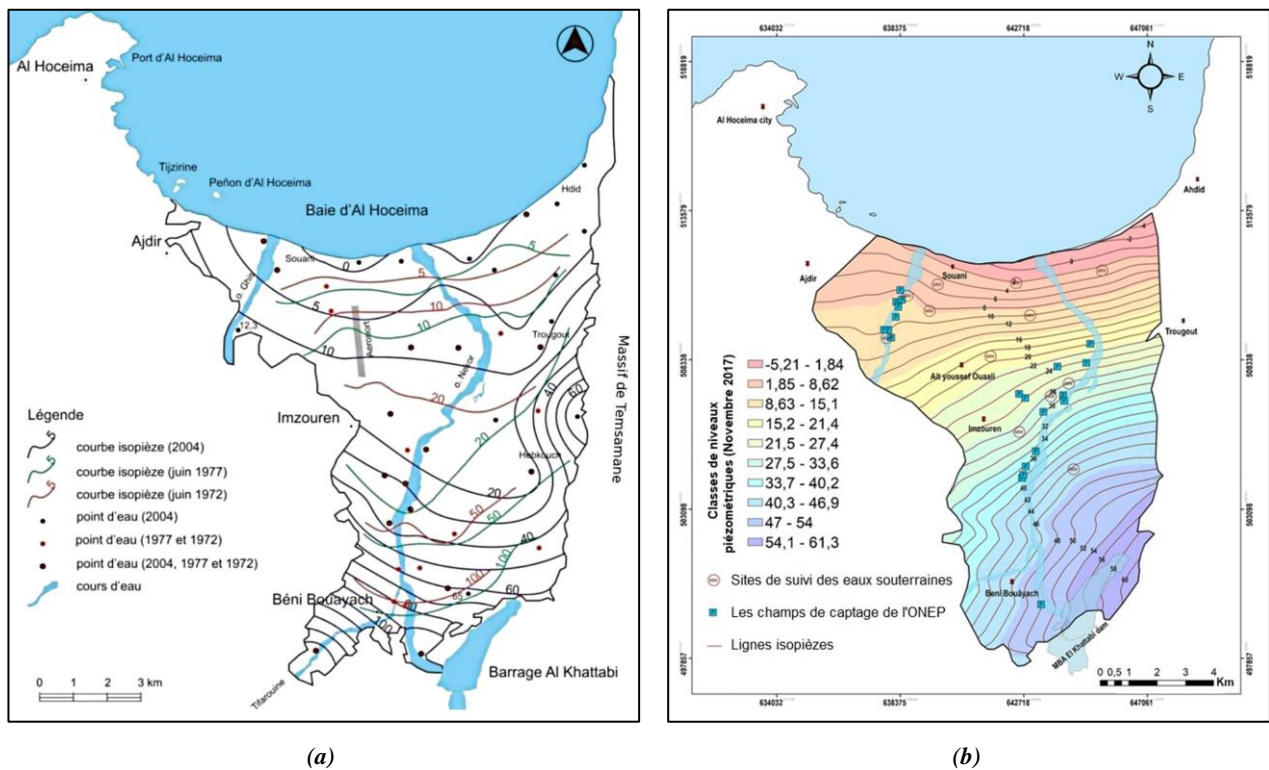


Figure 16. La piézométrie dans la plaine de Ghiss-Nekor : (a) Les courbes isopièzes des années 1972 (avant la construction du barrage MBAK), 1977 (après la coupure d'alimentation liée au départ de la construction du barrage) et 2004 (après construction du barrage MBAK) (Salhi, 2008) ; (b) Les courbes isopièzes du novembre 2017 (Modifiée à partir de Bouhout et al. (2022))

La nappe de Ghiss-Nekor est entourée de différentes roches provenant de trois domaines géologiques distincts (référez-vous au contexte géologique) : le Domaine Interne, le Domaine des Flyshs et le Domaine Externe, qui peuvent être exploités localement en tant qu'aquifères ou aquitards (Figure 17). Les aquifères Prédorsalien et du Domaine Interne se trouvent à l'extrémité nord-ouest de la nappe, tandis que l'aquitard des Flyshs et l'aquifère Villafranchien se trouvent à l'ouest de la nappe. L'aquitard du Domaine Externe se trouve au sud-ouest, au sud et au sud-est de la nappe, tandis que l'aquitard du Ras Tarf se trouve à l'extrémité nord-est de la nappe.

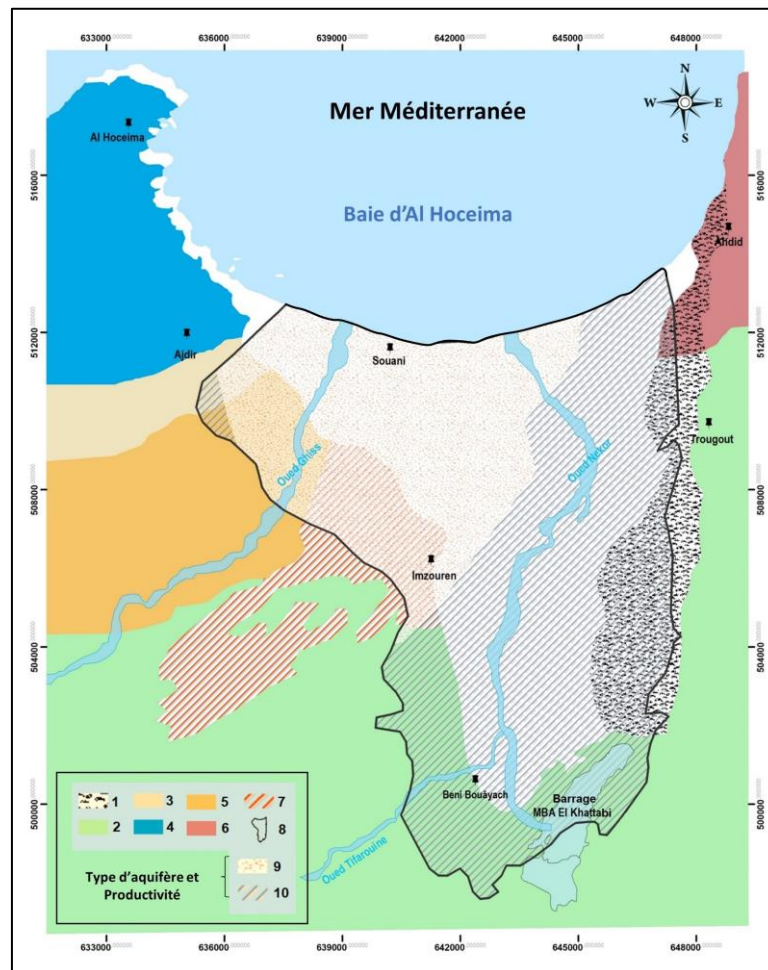


Figure 17. Carte synthétique du zonage hydrogéologique de la plaine de Ghiss-Nekor (Modifiée à partir de Bouhout et al. (2022)). 1 : Dépôts des cônes alluviaux ; 2 : Aquifère s'étendant à travers le domaine externe ; 3 : Aquifère de l'unité prédorsalienne ; 4 : Aquifère relatif au domaine interne de la ceinture du Rif ; 5 : Aquitard de flysch ; 6 : Aquitard du massif de Ras-Tarf ; 7 : Aquifère villafranchien ; 8 : Limite de l'aquifère alluvial de Ghiss-Nekor ; 9 : Sédimentaire non consolidé - productivité modérée à élevée ; 10 : Sédiments consolidés avec écoulement intergranulaire et fracturation - productivité modérée

### 3.3. Contexte démographique

La province d'Al Hoceima abrite une population d'environ 399 654 habitants, avec une densité de 112 hab/km<sup>2</sup>, selon les données de recensement les plus récentes datant de 2014. La population urbaine municipale compte 135 840 habitants, tandis que la population rurale municipale est de 261 868 habitants. Comparativement au recensement de 2004 (395 644 habitants), la population a connu une croissance annuelle très faible de 1 %. La proportion de la population âgée de moins de 15 ans est passée de 29 % en 2004 à 27,38 % en 2014.

La ville d'Al Hoceima est la principale zone urbaine de la province. Elle comptait 54 333 habitants en 2004 et a augmenté à environ 55 557 habitants en 2014, avec un taux de croissance annuel de 2 %. La commune la plus peuplée après la ville d'Al Hoceima est Imzouren, qui a connu une forte croissance de 27 %, passant de 26 474 habitants en 2004 à 33 350 habitants en 2014 (Figure 18).

Le taux net d'activité, qui définit la part de la population qui participe ou cherche à participer à la production de biens et services dans la population totale, est 47,60 % dans la province d'Al Hoceima, dont 45,94 % en milieu urbain et 48,52 % en milieu rural. Ce taux est élevé dans la municipalité d'Al Hoceima (49,17 %), suivie par Ajdir (45,78 %), Ait Youssef Ou Ali (42,91 %), Imzouren (40,32 %), Louta (40,32 %) et Bni Bouayach (39,95 %).

Pour les communes d'Ijermouas et Trougout, appartenant à la province de Driouch, elles comptaient respectivement 11 288 habitants et 11 541 habitants en 2004 et ont diminué en 2014 pour atteindre 7 540 habitants et 11 458 habitants, avec des taux de croissance de -33 % et -1 % respectivement. Le taux d'activité est de 41,50 % à Trougout et de 37,53 % à Ijermouas.

Malgré ses richesses naturelles et culturelles, la province d'Al Hoceima est confrontée à de nombreux défis en matière de développement économique et social. En 2017, le taux de chômage était de 7,8 %, dont 15,6 % en milieu urbain et 4,6 % en milieu rural, en particulier chez les jeunes. Les infrastructures de la région sont souvent insuffisantes. Cependant, le gouvernement marocain a lancé des programmes de développement pour la région, notamment en matière d'infrastructures, de tourisme et de création d'emplois.

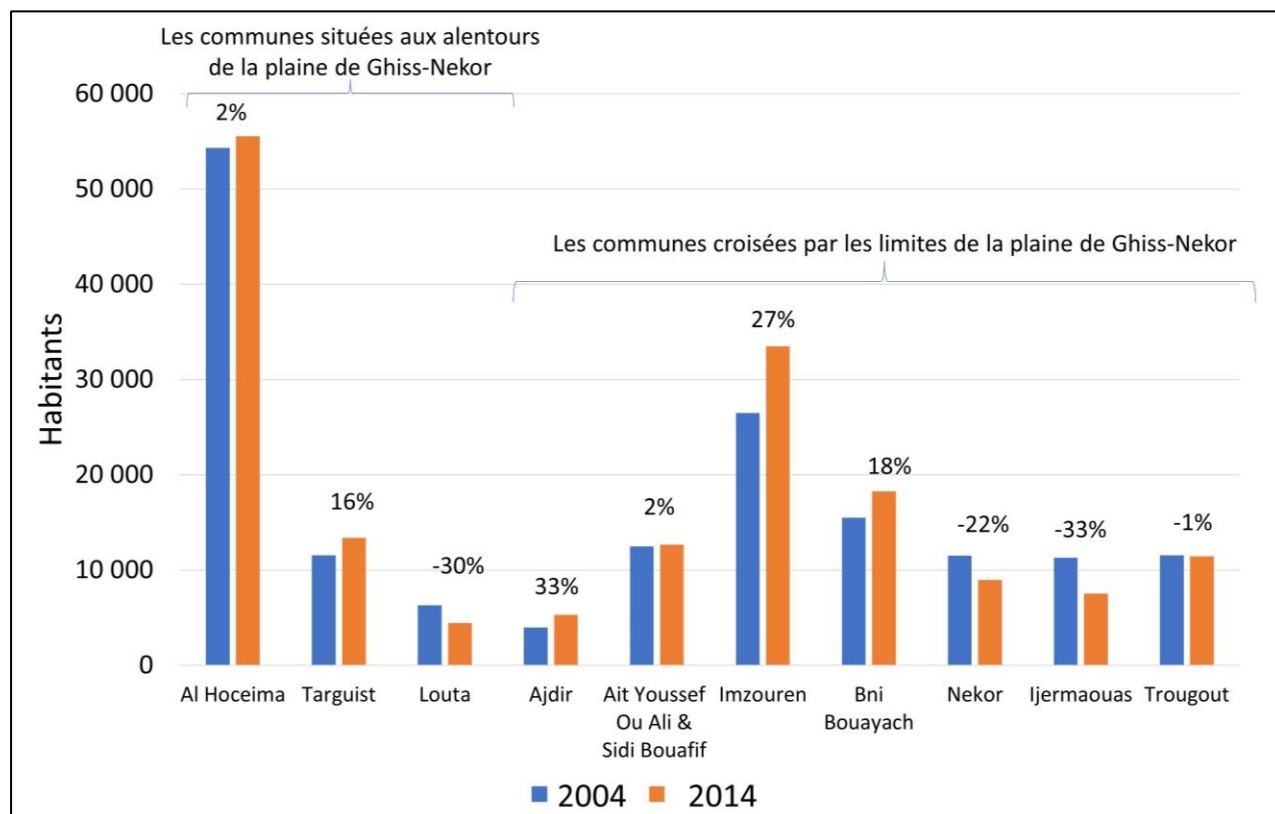


Figure 18. L'évolution démographique entre 2004 et 2014 dans la plaine de Ghiss-Nekor et ses environs

### 3.4. Contexte géologique

La chaîne du Rif (Figure 19), à laquelle appartient notre zone d'étude, est divisée en trois zones: le domaine interne, le domaine de flyschs et le domaine externe. **Le domaine interne** connu sous le nom de Bokoya est constitué principalement de terrains plissés et métamorphiques de trois unités continentales : **1. Les unités Sebvides** qui ont été affectées par une sorte de métamorphisme schiste bleu/schiste vert, encerclent le massif péridotitique de Beni Bousera. Ces unités sont constituées de kinzigites, de gneiss et de micaschistes (Michard et Kornprobst, 1974). **2. Les unités Ghomarides** sont constituées de schistes ayant subi un faible métamorphisme alpin (Poujol, 2014). **3. La dorsale calcaire** comprend des carbonates Triasico-Liassiques non métamorphisés. **Le domaine du flysch**, dont les couches apparaissent dans la morphologie du Rif sous forme de klipps au sommet des hauts reliefs (Michard et Kornprobst, 1974), est constitué des deux nappes du Jbel Tisirene-Oued Mechtâk ainsi que du Jbel Chouamat. Ces dernières, considérées comme des dépôts turbiditiques, sont constituées de marnes à litage calcaire du Crétacé supérieur à la base et de grès à faciès numidien

oligocène au sommet (Poujol, 2014). Le **domaine externe** est caractérisé par la présence de schistes métamorphisés du Mésozoïque (Crétacé) à faciès schiste vert (Poujol, 2014 ; Salhi, 2008 ; Thauvin, 1971).

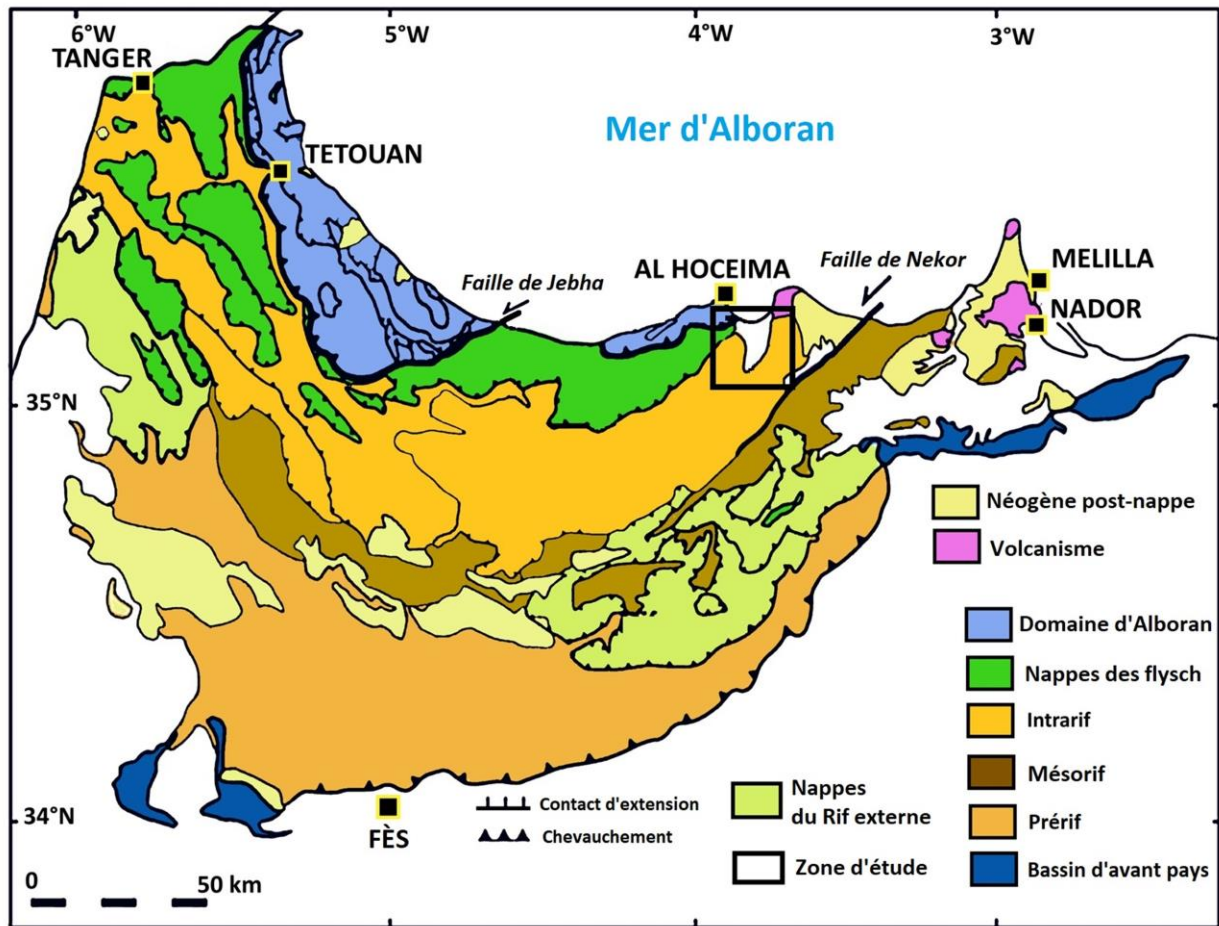


Figure 19. Cadre géologique de la zone d'étude (Extrait et adapté de El Motaki et al., 2019)

Notre zone d'étude est limitée par deux failles normales actives à composante coulissante : la faille d'Imzouren (NNW-SSE) à l'ouest et la faille de Trougout (N-S) à l'est (Medina, 1995 cité dans Taher (2021)). Ces failles sont à l'origine de l'ouverture d'un graben vers la fin du Tertiaire, qui a été comblé par le dépôt de centaines de mètres de sédiments alluviaux continentaux (sables, graviers et conglomérats) s'étendant du Pliocène à l'actuel. Une grande partie de l'apport détritique provient des deux rivières principales, le Ghiss et le Nekor, ainsi que des dépôts colluviaux des deux bassins versants, d'où la nature hétérogène des dépôts (Salhi et Benabdelouahab, 2017 ; Vroey, 2012). Plusieurs études (Guillemin et Houzay, 1982 ; Morel, 1987 ; Thauvin, 1971) ont rapporté l'existence

d'une subsidence dans la plaine de Ghiss-Nekor depuis au moins le Pliocène, ce qui a été confirmé par Taher (2021) en utilisant la technique DinSAR basée sur l'analyse de l'épaisseur du sol.

La plaine de Ghiss-Nekor est une vallée intra-montagneuse généralement flanquée de formations schisteuses imperméables et de flyschs gréseux (Figure 20; éléments 4, 5 et 13 de la légende). Elle est caractérisée par la présence de deux massifs géologiquement distincts : le massif volcanique miocène (Tortonien et Messinien) de Ras Tarf à l'ouest (Figure 20; élément 14 de la légende) et le massif calcaire-dolomitique de Bokoya à l'est (Figure 20; élément 15 de la légende) (Chafouq et al., 2016 ; Taher, 2021). Des dépôts alluviaux en éventail (cônes alluviaux) (Figure 20; élément 9 de la légende) sont observés au niveau du piémont en bordure de la montagne orientale.

Le diagramme de clôture lithologique (Lithology fence diagram) (Figure 21a), ainsi que le modèle lithologique de l'aquifère de Ghiss-Nekor (Figure 21b), ont été créés à partir des sections transversales lithologiques générées par Benabdelouahab et al. (2019) en se basant sur des levés géophysiques et des données de forage disponibles.

La lithologie présente un substratum profond imperméable de schiste argileux recouvert par un substratum supérieur argilo-marneux irrégulier et discontinu. La plaine alluviale de Ghiss-Nekor est composée de dépôts considérables de sables grossiers et de graviers, parfois mélangés avec des limons et des argiles, traversés par des lentilles argilo-marneuses éparées, ainsi qu'un large niveau argileux s'étendant près du littoral. Ces aquitards intermédiaires riches en argile ne sont pas continus. Par conséquent, l'aquifère de Ghiss-Nekor est considéré comme un aquifère monocouche. L'hétérogénéité de l'aquifère a rendu certaines zones confinées et d'autres non confinées (Vroey, 2012). Les alluvions ont une épaisseur moyenne de plus de 200 mètres et atteignent un maximum de 450 mètres dans une dépression observée près de Souani, ainsi qu'une autre dépression située à environ un kilomètre à l'est d'Imzouren, où l'on observe des dépôts importants d'alluvions grossières s'étendant sur environ 5,5 km<sup>2</sup>.

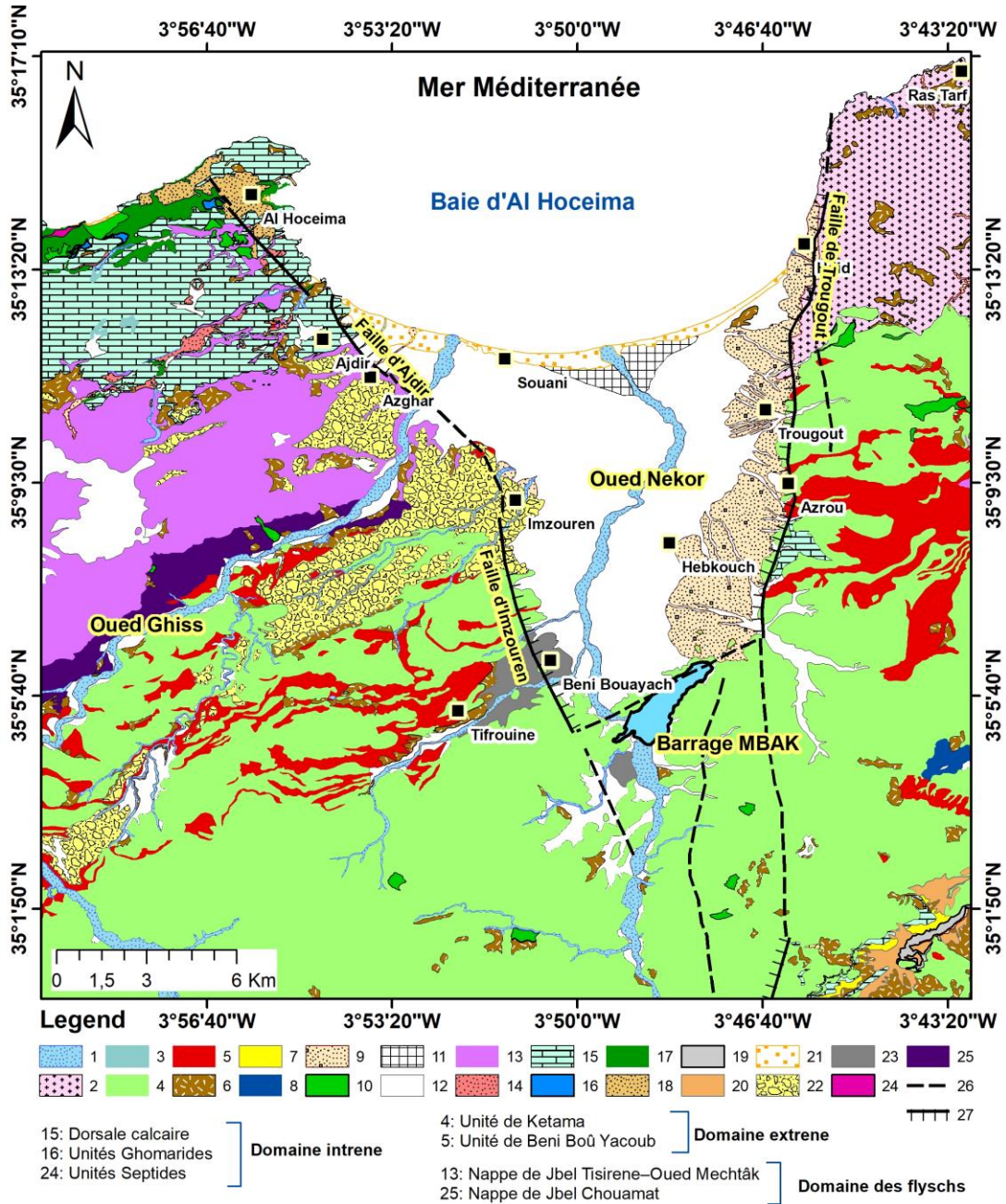


Figure 20. Carte lithologique de la zone d'étude (numérisée à partir de la carte géologique de la chaîne du Rif à l'échelle 1:50 000 émise en 1984 par la Direction de la géologie du Ministère marocain de l'Energie et des Mines). 1 : Rivières et ruisseaux intermittents ; 2 : Roches volcaniques (brèches et coulées d'andésite) ; 3 : Séries marneuses et gréseuses à micro-brèches ; 4 : Schistes séricitiques ; 5 : Schistes marneux, marno-calcaires ; 6 : Dépôts de pentes d'éboulis ; 7 : Dolérite, amphibolite et schiste vert ; 8 : Serpentine ; 9 : Cône alluvial ; 10 : Subsidence, solifluxion ; 11 : Limons salés ; 12 : Alluvions et limons modernes ; 13 : Flysch ou molasse ; 14 : Grès rouge ; 15 : Calcaire, dolomie ; 16 : Grès et conglomérat, gypse et trachyandésite ; 17 : Schiste, grès, flysch ; 18 : Dune de sable consolidée ; 19 : Molasse métamorphique, calcaire ; 20 : Conglomérat et marne ; 21 : Sable non consolidé ; 22 : Conglomérat, grès et limon ; 23 : Surface incrustée ou terrasse sur gravier ; 24 : Schiste et grès violet ; 25 : Flysch schisteux bleu avec quartzite ; 26 : Failles incertaines ; 27 : Failles normales

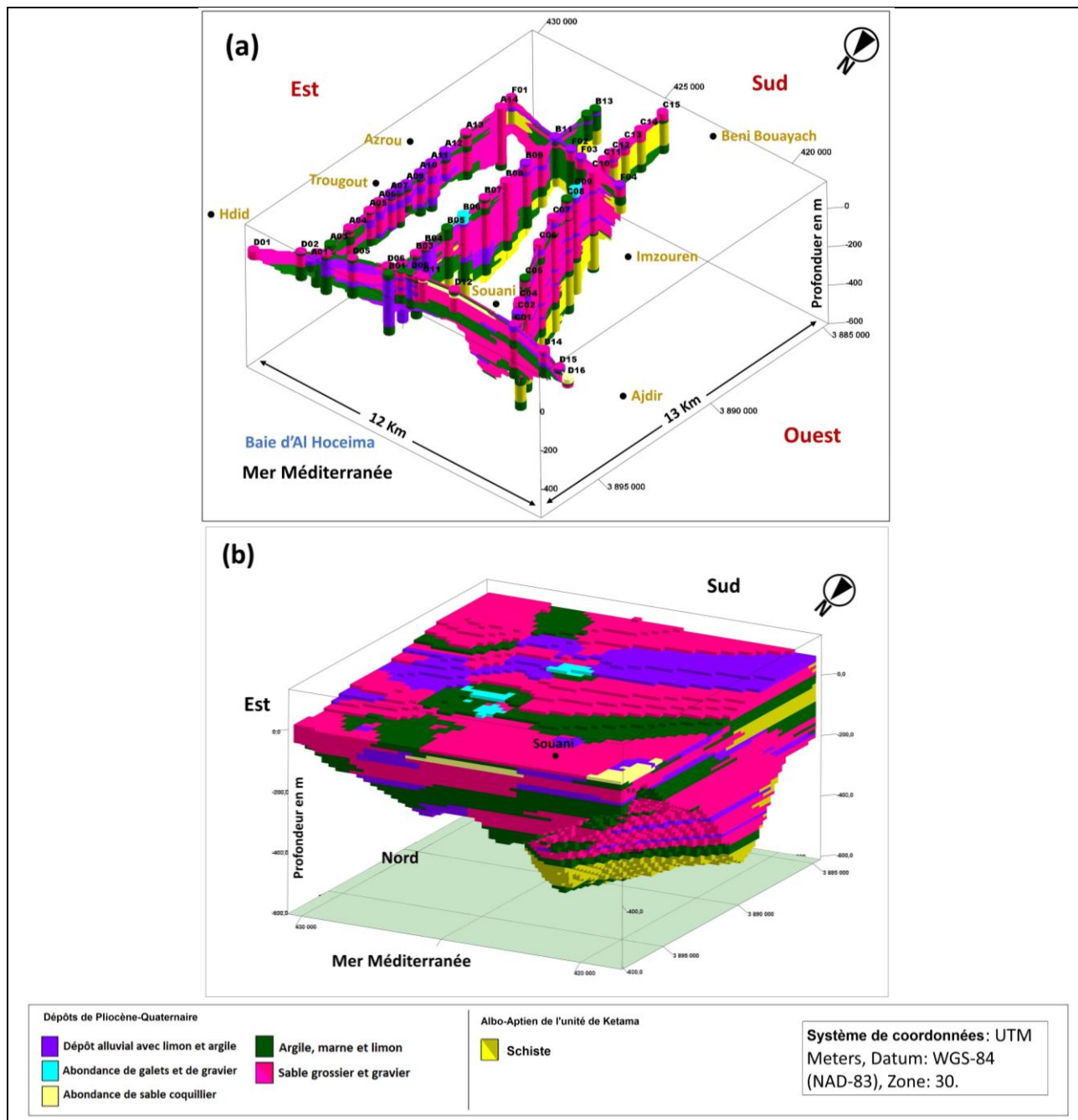
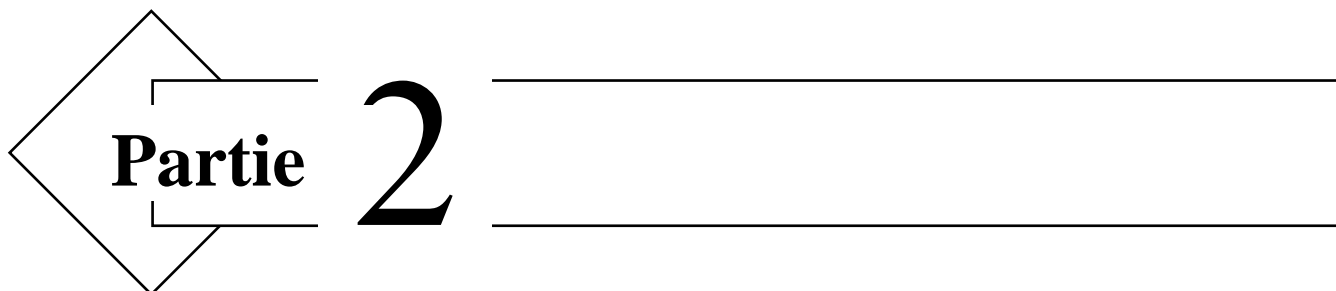


Figure 21. (a) Diagramme de clôture lithologique et (b) Modèle lithologique de la zone d'étude réalisé à partir des données de forages (A06, A11, B13, C01, C04, C05, C07, C08, C13, C15, D01, D05, D11, D12, D15, D16, D17, F01, F02, et F04) ; de sondage électrique verticale (VES) (A01, A03, A04, A05, A07, A09, A12, A13, A14, B01, B03, B04, B05, B06, B07, B08, B09, B11, C09, C10, C11, C12, C14, D02, D06, D09) ; et de tomographie de résistivité électrique (ERT) (A10, C02, C06, D14, F03)



## 4. Conclusion

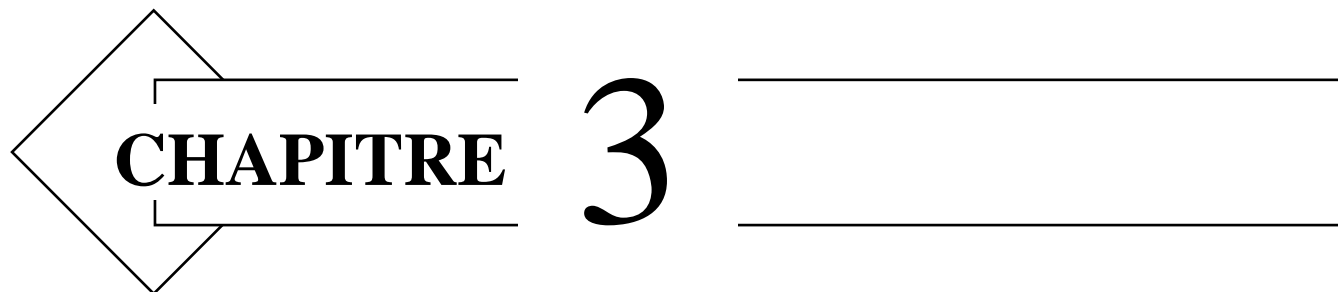
L'aquifère de Ghiss-Nekor est clairement une ressource en eau vitale pour la province d'Al Hoceima, mais sa surexploitation et la diminution des eaux de surface disponibles, accentuées par l'envasement du barrage MBAK, ont conduit à une situation préoccupante. Les efforts pour répondre à la demande en eau ont inclus la construction d'une station de dessalement, mais ces solutions ne sont pas suffisantes pour résoudre le problème de manière durable. L'utilisation continue des eaux souterraines a entraîné une détérioration de la situation, et l'extension de l'intrusion marine est un autre problème majeur qui doit être évalué et compris. En attendant l'achèvement du nouveau barrage à Iffassiyene, il est essentiel de trouver des solutions durables pour préserver cette ressource en eau précieuse et répondre aux besoins de la population de la province d'Al Hoceima, tout en garantissant la protection de l'aquifère et de l'environnement local.



**Partie 2**

PARTIE 2 : EVALUATION INTEGREE DE L'INTRUSION  
MARINE & CARTOGRAPHIE DES ZONES POTENTIELLES  
DES EAUX SOUTERRAINES DANS LES BASSINS  
VERSANTS GHISS ET NEKOR

---



**CHAPITRE 3**

**Chapitre 3 : Evaluation Intégrée De L'intrusion Marine Dans  
L'aquifère Côtier De Ghiss-Nekor Par Les Méthodes  
Hydrochimiques Et Géospatiales**

# 1. Introduction

La surexploitation des eaux souterraines dans l'aquifère de Ghiss-Nekor et la rareté des précipitations sont les deux principaux facteurs qui rendent cette précieuse source d'eau potable vulnérable à la pollution par l'intrusion marine. Ainsi, avant n'importe quelle intervention qui vise une gestion efficace et durable de l'aquifère de Ghiss-Nekor, il est nécessaire d'évaluer le degré de pollution de cet aquifère par l'intrusion marine. De nombreux auteurs ont étudié l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor, notamment : (1) Salhi (2008) et Chafouq et al. (2016) qui ont utilisé la tomographie de résistivité électrique (ERT) pour cartographier l'étendue de l'intrusion marine ; (2) Iouzzi et al. (2011) qui ont utilisé la modélisation hydrogéologique dans un outil d'aide à la décision pour étudier les différentes contraintes auxquelles un aquifère peut être confronté, y compris une éventuelle intrusion marine ; (3) Khouakhi et al. (2015) et Kouz et al. (2018) ont utilisé l'approche GALDIT pour évaluer la vulnérabilité de l'aquifère à l'intrusion marine, et pour effectuer des évaluations préliminaires de l'intrusion marine future pour des scénarios d'élévation du niveau de la mer de 0,5 et 1 m, respectivement ; (4) Chafouq et al. (2017) et Nouayti et al. (2022) ont tous deux utilisé des données hydrochimiques et isotopiques pour déterminer la source de salinisation de l'aquifère de Ghiss-Nekor, tandis que (5) Vroey (2012), Ghalit et al. (2017b), et El Yousfi et al. (2022) ont utilisé des données hydrochimiques pour évaluer le processus de minéralisation dans notre zone d'étude. Malgré les études antérieures, l'étendue de l'intrusion marine dans cet aquifère alluvial n'est pas encore clairement définie et ne fournit pas une image détaillée de la propagation de cette intrusion. L'étude actuelle se distingue par la cartographie détaillée de l'extension de l'intrusion marine dans la plaine de Ghiss-Nekor pour la première fois.

Compte tenu des hétérogénéités géologiques de la zone d'étude, un seul indice ou un petit nombre d'approches sont insuffisants pour évaluer l'intrusion marine. Ainsi, de nombreuses approches doivent être considérées pour obtenir des résultats plus précis (Jiao et Post, 2019 ; Kura et al., 2014 ; Werner et al., 2013 ; Yusuf et al., 2021). L'une des approches dans lesquelles les données interdisciplinaires sont combinées avec des modèles géospatiaux est la cartographie de la vulnérabilité à l'aide de modèles « d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines » (GVA) tels que DRASTIC, GALDIT et EPIK, qui sont souvent utilisés pour mesurer la sensibilité d'un aquifère à la contamination par l'eau de mer. Cependant, certaines limites ont été signalé par Momejian et al. (2019)

et Parizi et al. (2019), notamment une corrélation limitée avec les mesures des indicateurs de l'intrusion marine (TDS,  $f_{sea}$ , GQI), et le fait que toutes les zones vulnérables ne sont pas nécessairement polluées au moment des évaluations de vulnérabilité. En outre, pour éviter les interprétations erronées des profils de résistivité électrique, Kura et al. (2014) ont développé une solution basée sur un SIG dans laquelle les données de résistivité électrique ont été fusionnées avec les données géochimiques pour fournir une carte finale délimitant les zones subissant une intrusion marine dans l'île de Kapas, en Malaisie. Asare et al. (2021) a utilisé une combinaison de 10 ratios ioniques principaux distincts et l'indice d'échange de base (BEX) pour localiser la source des eaux souterraines salées dans les communautés côtières de la région centrale du Ghana. Ces techniques se sont avérées efficaces pour produire des résultats fiables, pertinents pour la mise en œuvre d'une stratégie de gestion à long terme des aquifères côtiers.

Ainsi, l'évaluation du degré d'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor est effectuée dans la présente étude en utilisant une enquête hydrochimique multi-approches abordable. Pour ce faire, une méthode originale d'intégration géospatiale de plusieurs ratios et indices géochimiques a été utilisée. Les ratios ioniques ( $Cl/HCO_3$ ,  $SO_4/Cl$ ,  $Na/Cl$ , et  $Mg/Mg+Ca$ ) ainsi que les indices SWI (Indice de qualité des eaux souterraines spécifique à l'intrusion marine ( $GQI_{swi}$ ) et Indice de mélange d'eau salée (SMI)) ont été calculés et intégrés dans un SIG afin de réaliser une analyse de superposition pondérée pour évaluer les zones affectées par l'eau de mer.

En outre, cette étude a pour objectif d'identifier les sources anthropiques et géogéniques contribuant à la chimie des eaux souterraines de la zone d'étude en interprétant les données des analyses statistiques (statistiques descriptives, matrice de corrélation des paramètres hydrochimiques, analyse en composantes principales), le diagramme de Piper, le diagramme de Chadha, le diagramme de Gibbs et les diagrammes de Stiff. Un modèle lithologique et un diagramme de clôture lithologique, ainsi qu'un diagramme de dispersion de  $NO_3^-/Cl^-$  en fonction de  $Cl^-$ , ont été générés pour interpréter la carte finale de l'intrusion marine. Les résultats obtenus serviront de base pour une gestion optimale des eaux souterraines dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Échantillonnage et analyse chimique

Les échantillons ont été prélevés en janvier 2022 dans 52 puits situés dans une région côtière d'environ 64 km<sup>2</sup> (Figure 22). Avant la campagne de prélèvement, nous avons cartographié les sites potentiels à l'aide du logiciel Google Earth Pro afin d'identifier les zones accessibles pour des prélèvements représentatifs des eaux souterraines. La zone de prélèvement potentiel a été réduite pour augmenter la densité des échantillons, permettant ainsi une répartition spatiale plus raisonnable des paramètres physico-chimiques de l'eau et une évaluation précise de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor. Les puits sélectionnés pour cette étude se trouvaient dans les huit premiers kilomètres de la côte et étaient destinés à l'approvisionnement en eau domestique et à l'irrigation.

Afin d'assurer la cohérence méthodologique et la qualité des données, les échantillons d'eau souterraine de cette étude ont été prélevés, stockés, transportés et soumis à des analyses de laboratoire conformément aux normes décrites dans le document "Water analysis (9<sup>th</sup> edition)" (Rodier et al., 2009). Les paramètres physico-chimiques mesurés dans cette étude sont : le pH, la température (T), le total des solides dissous (TDS), la conductivité électrique (CE), et les concentrations des principaux cations et anions, à savoir le sodium (Na<sup>+</sup>), le potassium (K<sup>+</sup>), le magnésium (Mg<sup>2+</sup>), le calcium (Ca<sup>2+</sup>), l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), les bicarbonates (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), les nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), les nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), les chlorures (Cl<sup>-</sup>), les sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), l'orthophosphate (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), et la silice (SiO<sub>2</sub>). L'équipement énuméré dans le Tableau 3 a été utilisé pour mesurer ces paramètres en janvier 2022. Les conditions météorologiques de ce mois ont été une continuation de la période sèche de l'année précédente, la région n'ayant reçu aucune pluie substantielle.



Figure 22. Répartition géographique des puits examinés pour l'étude hydrochimique (Janvier 2022)

*Tableau 3: Equipement et techniques utilisés dans cette étude pour mesurer les paramètres physico-chimiques des eaux souterraines*

Paramètres examinés	Équipements et techniques de mesure
T, pH, CE	Multimètre PCE-PHD 1 (instruments PCE)
TDS	Calculé à l'aide de la formule $TDS = \Sigma \text{ cations} + \Sigma \text{ anions}$
Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup>	Photomètre de flamme (Modèle : ELICO CL 378) (précision $\pm 0,5$ ppm)
Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	Titrage avec EDTA
Cl <sup>-</sup>	Titrage avec du nitrate d'argent (0,1 N)
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Titrage avec de l'acide chlorhydrique (0,1 N)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> et SiO <sub>2</sub>	La méthode de détermination colorimétrique utilisant un spectrophotomètre UV-VIS (LANGE HACH DR-6000) (précision $\pm 1$ nm)

## 2.2. Gestion des données

Les statistiques descriptives, la matrice de corrélation, ainsi que les statistiques multivariées (analyse en composantes principales [ACP] selon la méthode varimax avec rotation) ont été réalisées à l'aide du logiciel IBM SPSS STATISTICS (version 25). Le logiciel AquaChem 10 a été utilisé pour créer le diagramme de Piper et générer automatiquement les faciès hydrochimiques de chaque échantillon. Ensuite, le logiciel ArcGIS 10.8 a été utilisé pour tracer spatialement les types d'eau en utilisant l'outil Polygones de Thiessen. Cet outil crée des frontières polygonales pour établir et identifier les zones proches entourant les points de données individuels. Les diagrammes de Stiff ont été créés à l'aide du logiciel "Diagrammes" développé par Roland SIMLER et téléchargeable sur (<http://www.lha.univ-avignon.fr/>). Les ratios ioniques et les indices de calcul de l'intrusion marine, ainsi que les différents graphiques, ont été réalisés à l'aide d'Origin Pro 2021 (Cl/HCO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>/Cl, Na/Cl, Mg/Mg+Ca, Seawater Mixing Index [SMI]) et de Microsoft Excel 365 (diagramme de Chadha, diagramme de Gibbs, Groundwater Quality Index pour l'intrusion marine [GQI<sub>swi</sub>]).

L'interpolation spatiale des concentrations ioniques, des ratios ioniques et des indices de l'intrusion marine a été effectuée en utilisant la technique de la distance inverse pondérée (IDW) incluse dans ArcGIS. Les méthodes de cartographie les plus courantes dans le secteur des eaux souterraines sont l'IDW et l'interpolation par krigeage. Selon plusieurs recherches antérieures (Hajji et al., 2022 ; Yang et al., 2020 ; Zolekar et al., 2021), la méthode d'interpolation IDW est plus précise que l'outil de krigeage. De plus, la méthode IDW est réputée pour sa facilité d'utilisation, sa rapidité et la précision de ses résultats (Hu, 1995 ; Kura et al., 2014 ; Rina et al., 2013). Pour la superposition des cartes choisies, nous avons utilisé la technique de la somme pondérée (weighted sum) dans ArcGIS pour générer la carte de l'intrusion marine.



## 3. Résultats et discussion

### 3.1. Évaluation et analyses des données hydrochimiques

#### 3.1.1. Contrôle de la qualité des données

L'erreur de la balance de charge (CBE) a été calculé pour chaque échantillon afin de déterminer le niveau de précision analytique, d'exactitude et de fiabilité des résultats en utilisant l'équation (4) :

$$CBE = \left| \frac{\sum \text{Cations} - \sum \text{Anions}}{\sum \text{Cations} + \sum \text{Anions}} \right| \times 100 \quad (4)$$

où  $\sum$  Cations et  $\sum$  Anions sont respectivement les sommes des cations et des anions qui ont été calculées en meq/l.

Le calcul des CBE montre qu'environ 85 % des échantillons se situent dans la limite d'erreur acceptable de -5 à +5 %, seuls 8 échantillons se situant en dehors de ce seuil (+/- 7 %). Par conséquent, la précision des données sur la qualité de l'eau a été jugée adéquate pour les analyses futures de la présente étude.

#### 3.1.2. Statistiques descriptives et distribution spatiale des paramètres physico-chimiques

Le Tableau 4 donne un aperçu des données fondamentales des caractéristiques physico-chimiques de l'eau souterraine de Ghiss-Nekor pour le mois de janvier 2022. Le pH est alcalin et varie de 7,12 à 8,20 avec une moyenne de 7,62. L'écart-type (SD) du pH est extrêmement faible (0,28), démontrant la source commune des échantillons (Kura et al., 2014). Les valeurs de CE varient de 1612 à 15300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  avec une moyenne de 4076,35  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Les valeurs de TDS varient de 1449,47 à 10014,78 mg/l avec une moyenne de 3043,60 mg/l. Les eaux souterraines sont généralement considérées comme salines si leur teneur en sel (TDS) dépasse 1000 mg/l (Jiao and Post, 2019; Li et al., 2020; Moreira et al., 2023). En revanche, les limnologues considèrent une eau comme étant douce si son taux de TDS est inférieur à 3000 mg/l (Fadili, 2014; Song et al., 2016; Williams, 1987). Dans cette étude, nous avons considéré l'eau ayant une teneur en TDS allant jusqu'à 3000 mg/l comme de l'eau douce.

Les distributions spatiales de la CE, du TDS, du  $\text{Cl}^-$ , du  $\text{Na}^+$  et du  $\text{Mg}^{2+}$ , représentées respectivement dans les Figures Figure 23, Figure 24, Figure 25, Figure 26 et Figure 27, ont montré

des valeurs importantes le long du littoral. En particulier, les puits W25, W47 et W38 ont présenté des concentrations élevées, tout comme les puits W27 et W28 près de la ville urbaine d'Imzouren. En ce qui concerne le  $K^+$ , la Figure 28 révèle des concentrations élevées, avec un maximum de 40,40 mg/l, près de la côte, notamment dans les puits W52, W26, W47, W38, W33 et W34. La distribution du  $SO_4^{2-}$  et du  $Ca^{2+}$ , illustrée dans les Figures Figure 29 et Figure 30, présente une similitude marquée. Les concentrations élevées ont été principalement observées sur la partie ouest de la plaine de Ghiss-Nekor, avec des valeurs maximales particulièrement prononcées dans la région de Souani. En revanche, le  $HCO_3^-$ , représenté dans la Figure 31, est beaucoup plus concentré du côté est de la plaine, atteignant une concentration maximale de 713,70 mg/l. Les valeurs élevées d'ammonium ( $NH_4^+$ ), représentées dans la Figure 32, sont principalement observées le long des deux rives de l'Oued Ghiss, atteignant un maximum de 0,182 mg/l. Les figures Figure 33 et Figure 34 mettent en évidence une distribution spatiale cohérente du  $PO_4^{3-}$  et de la  $SiO_2$ . Les valeurs maximales de ces deux substances sont observées dans la partie extrême nord-est de la plaine. Une concordance significative est également observée entre la distribution des nitrates ( $NO_3^-$ ) et des nitrites ( $NO_2^-$ ), tel que montré respectivement dans les Figures Figure 35 et Figure 36. Ces deux substances présentent des concentrations élevées dans la zone urbaine d'Imzouren, ainsi que dans les zones rurales de Hdid et Azrou.

L'écart-type des paramètres hydrochimiques a révélé de larges variations des concentrations mesurées, en particulier pour le chlorure qui a présenté la plus grande variation de tous les ions examinés ( $SD = 823,63$  mg/l), avec une gamme de 155,99 à 5140,69 mg/l et une moyenne de 858,58 mg/l. Les variations considérables des paramètres hydrochimiques indiquent que la salinisation pourrait avoir plusieurs sources différentes dans notre zone d'étude (Sarker et al., 2022). L'intrusion marine pourrait être l'un des facteurs potentiels de salinisation, ce qui est perceptible dans les grandes variations de la CE ( $SD = 2337,80$   $\mu$ s/cm) et du TDS ( $SD = 1520,18$  mg/l) (Kura et al., 2014). Les observations précédentes sont corroborées par les valeurs du coefficient d'asymétrie (Skewness) qui, à l'exception de  $SO_4^{2-}$ , pH,  $Ca^{2+}$  et  $HCO_3^-$ , dépeignent une dispersion éloignée de la normale des paramètres physicochimiques et sont sensiblement supérieures à zéro. L'abondance des cations a été découverte dans l'ordre suivant :  $Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > NH_4^+$ , tandis que l'ordre des anions est  $SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^- > NO_3^- > PO_4^{2-} > NO_2^-$ . Dans une recherche menée par Ghalit et al. (2017b) en amont de la plaine de Ghiss-Nekor, le même ordre d'abondance a été obtenu.

Tableau 4: Statistiques descriptives des paramètres mesurés des eaux souterraines dans la présente étude

Paramètre	Unités	Moyenne	Médiane	Min	Max	SD	Skewness
pH	-	7,62	7,60	7,12	8,20	0,28	0,22
CE	µs/cm	4076,35	3480,00	1612,00	15300,00	2337,80	2,88
TDS	mg/l	3043,60	2717,45	1449,47	10014,78	1520,18	2,63
Na <sup>+</sup>	mg/l	529,59	436,00	137,00	2560,00	413,85	3,08
K <sup>+</sup>	mg/l	7,20	4,30	1,70	40,40	7,65	2,79
Mg <sup>2+</sup>	mg/l	142,71	131,04	56,64	395,52	65,64	1,98
Ca <sup>2+</sup>	mg/l	226,87	223,64	59,32	415,21	74,45	0,29
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	0,02	0,01	0,00	0,18	0,03	3,85
Cl <sup>-</sup>	mg/l	858,58	627,52	155,99	5140,69	823,63	3,48
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	873,15	857,45	235,11	1592,25	312,59	0,13
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	377,85	359,90	152,50	713,70	104,09	0,70
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	29,53	19,79	0,00	123,36	26,68	1,58
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/l	0,04	0,00	0,00	1,37	0,20	6,37
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/l	0,08	0,04	0,00	0,54	0,11	2,76
SiO <sub>2</sub>	mg/l	20,51	15,29	5,54	81,04	16,65	2,79

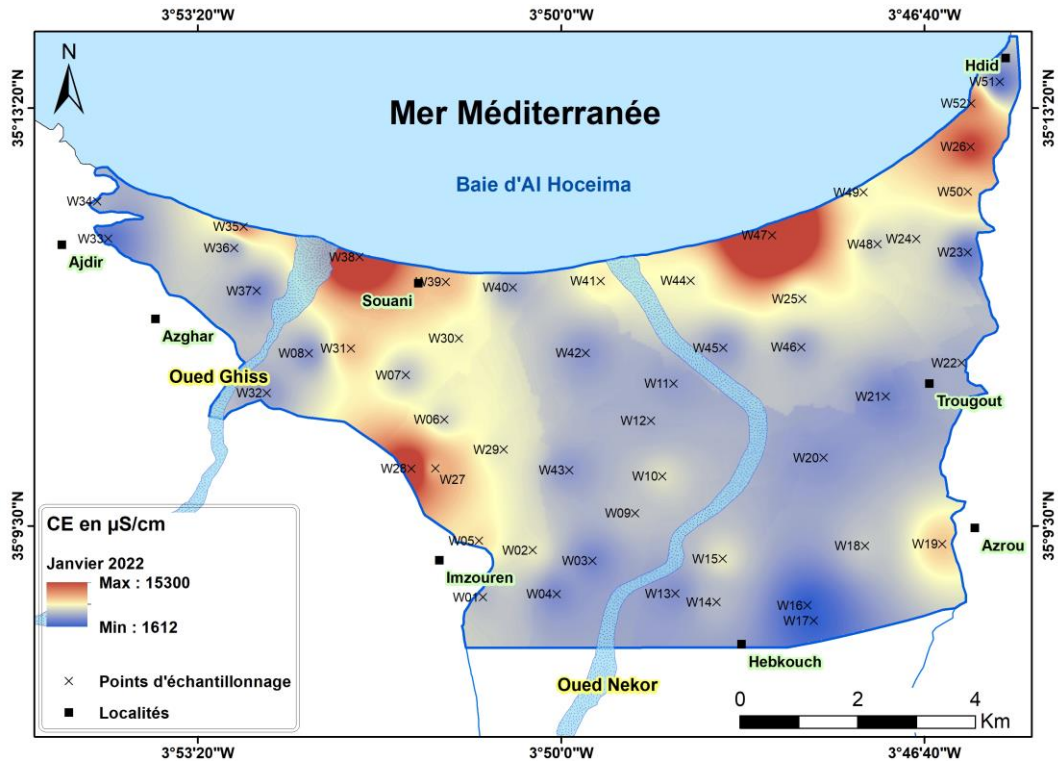


Figure 23. Distribution spatiale de la conductivité électrique (CE) dans la plaine de Ghiss-Nekor

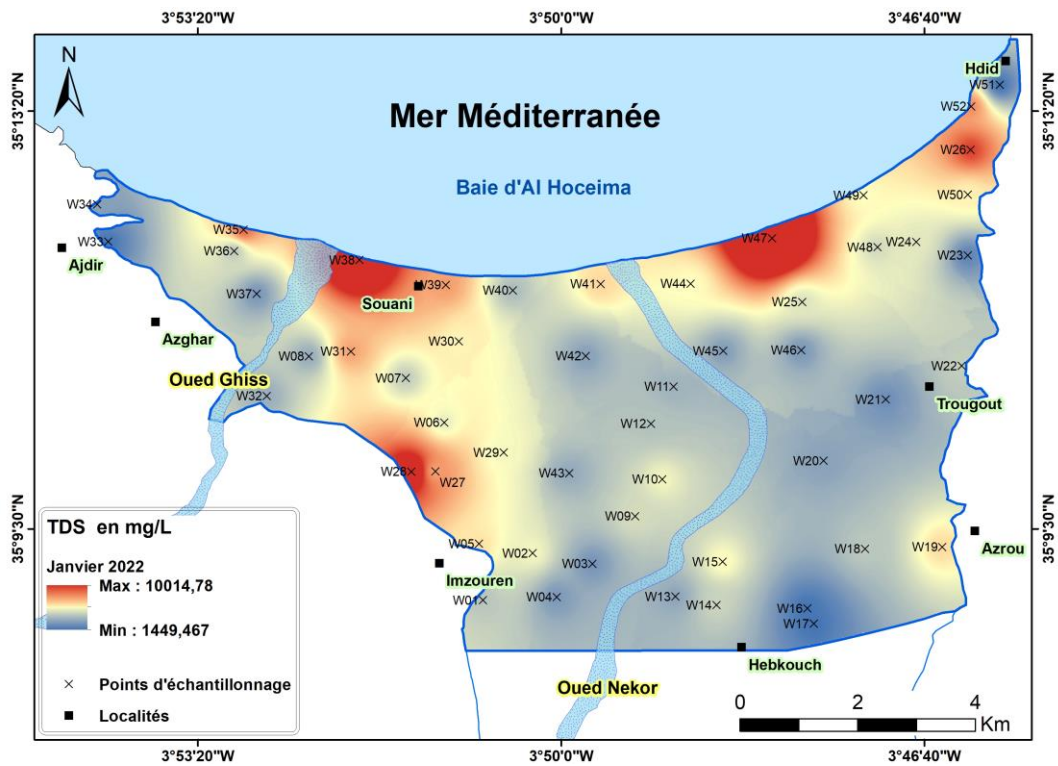


Figure 24. Distribution spatiale du TDS dans la plaine de Ghiss-Nekor

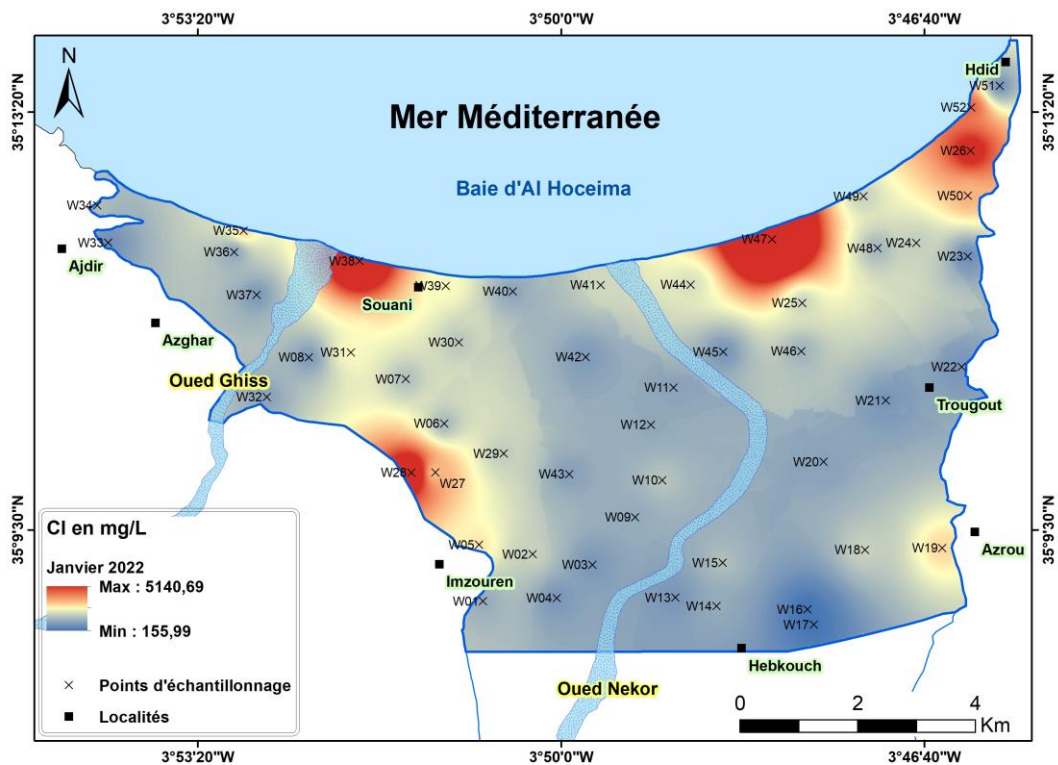


Figure 25. Distribution spatiale du chlorure (Cl) dans la plaine de Ghiss-Nekor

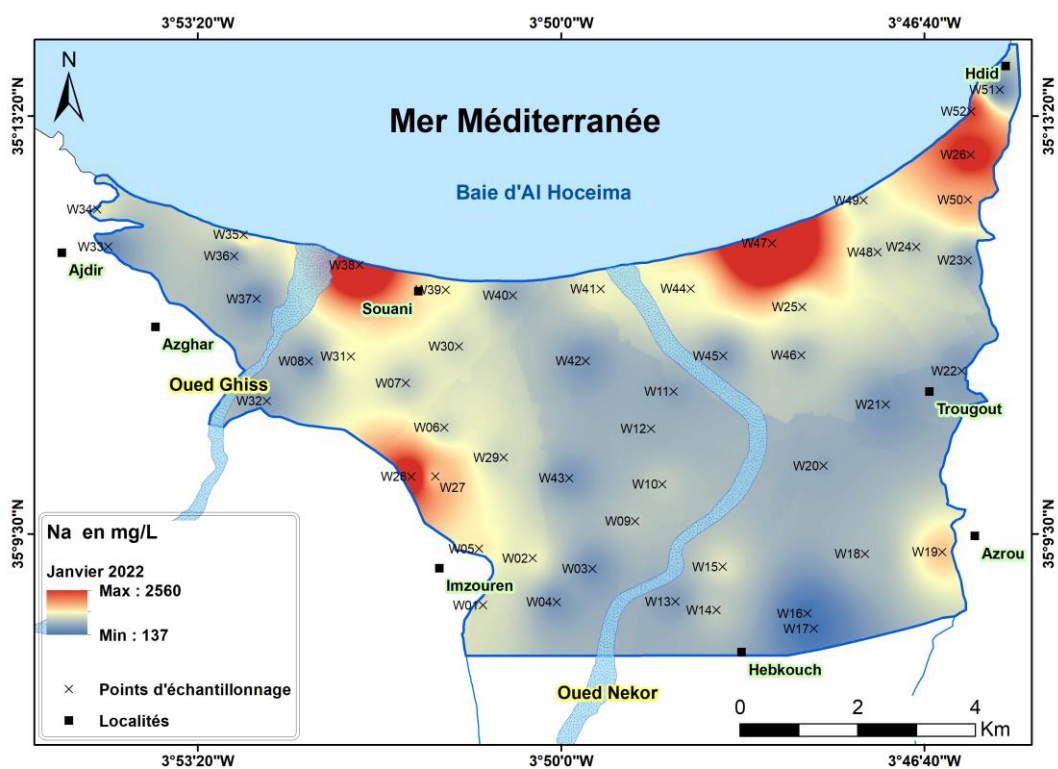


Figure 26. Distribution spatiale du sodium ( $Na^{2+}$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

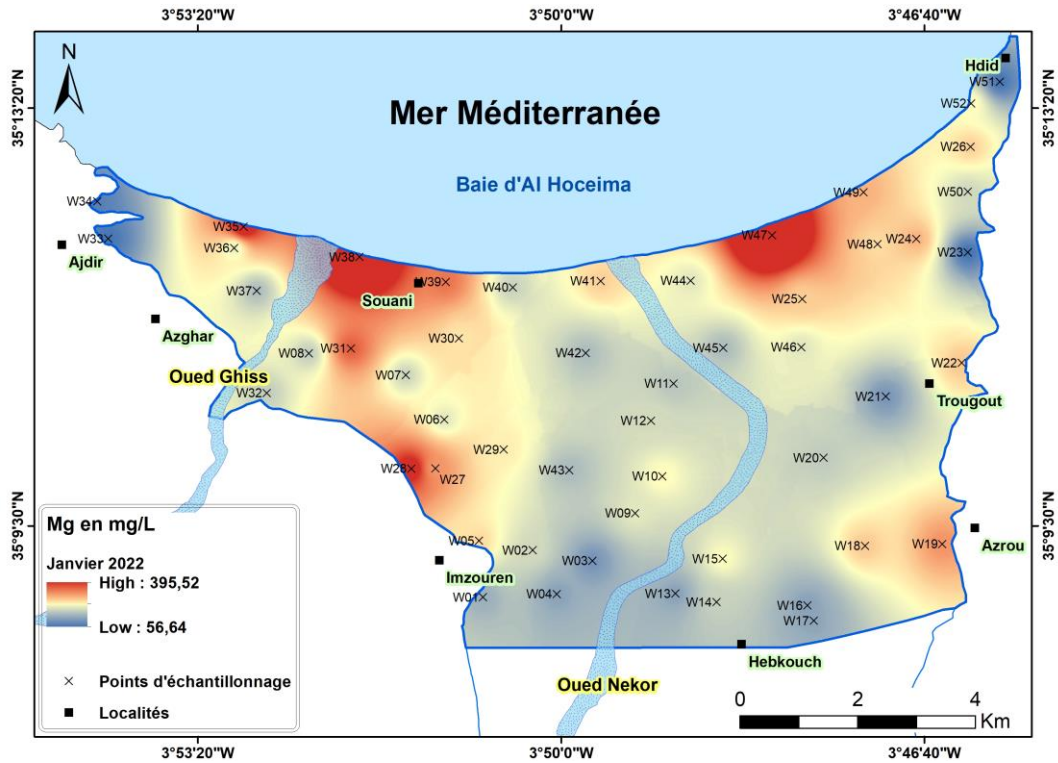


Figure 27. Distribution spatiale du magnésium ( $Mg^{2+}$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

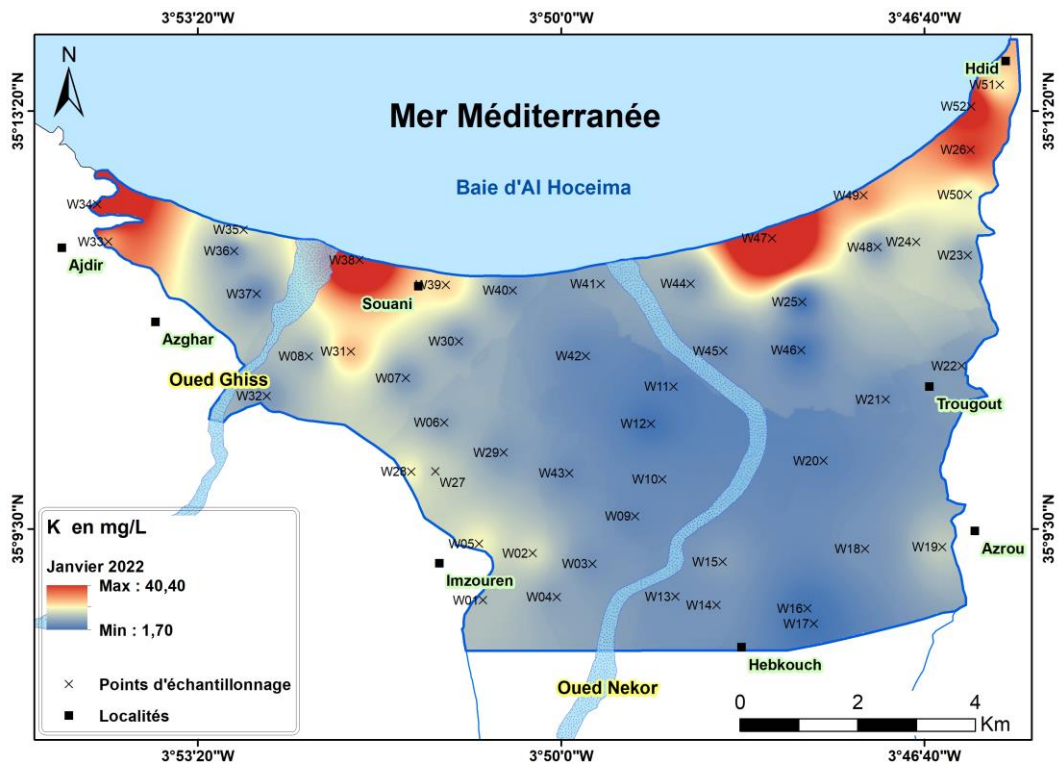


Figure 28. Distribution spatiale du potassium ( $K^+$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

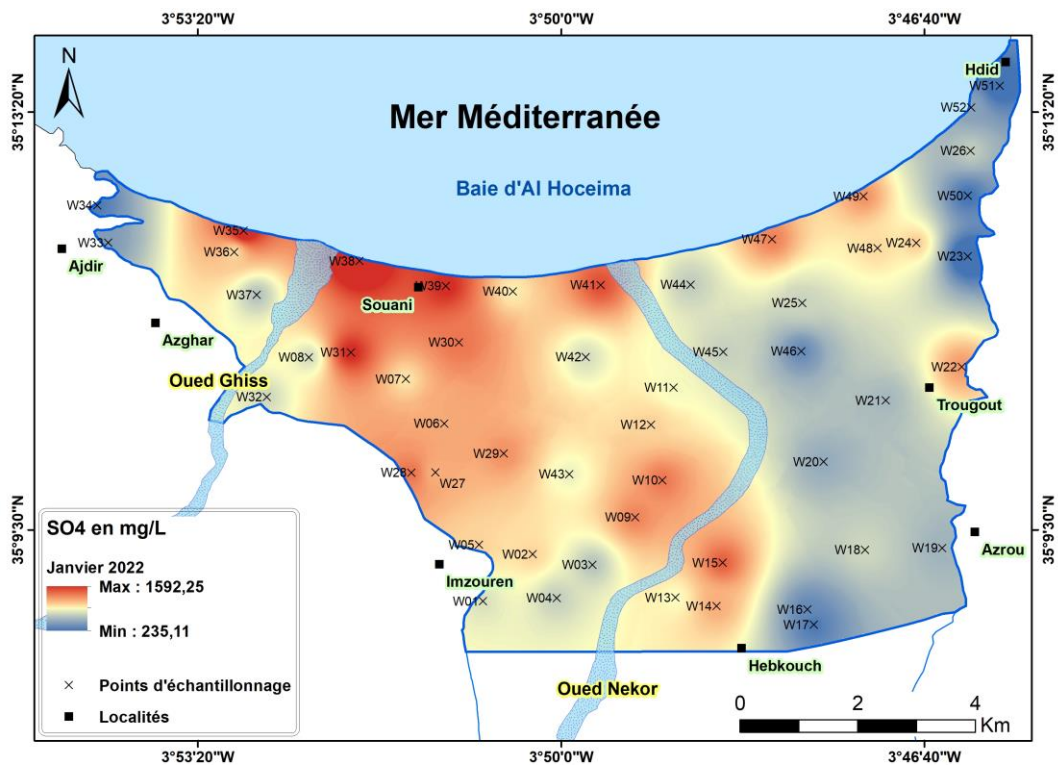


Figure 29. Distribution spatiale des sulfates ( $SO_4^{2-}$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

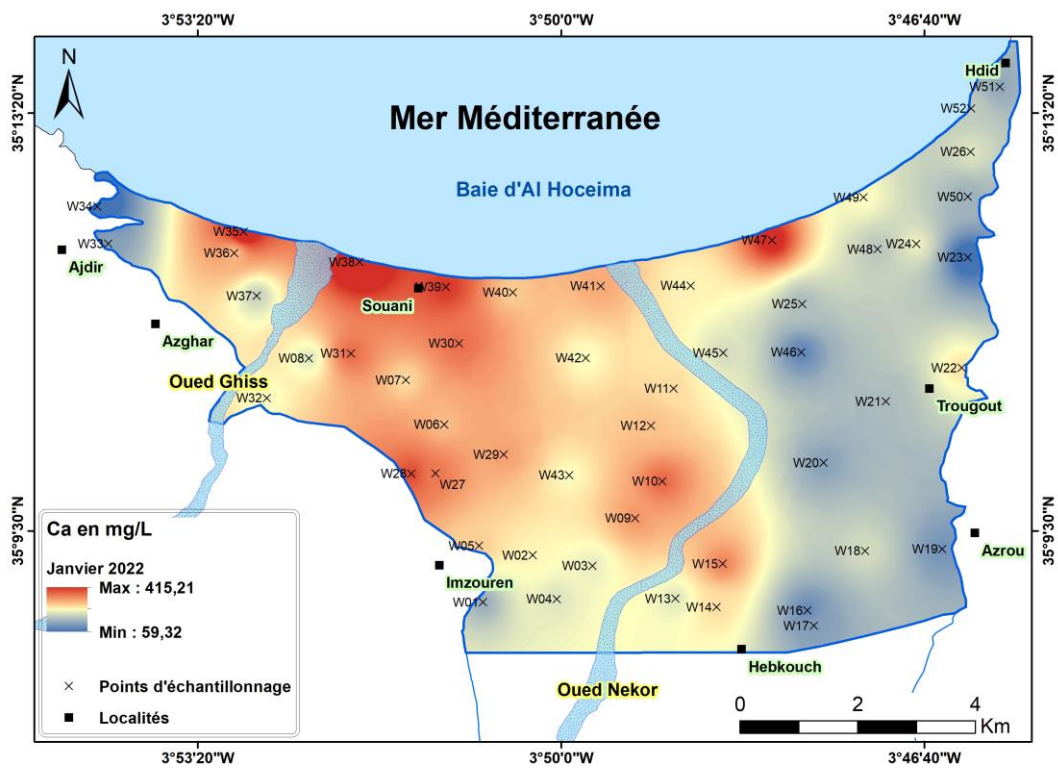


Figure 30. Distribution spatiale du calcium ( $Ca^{2+}$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

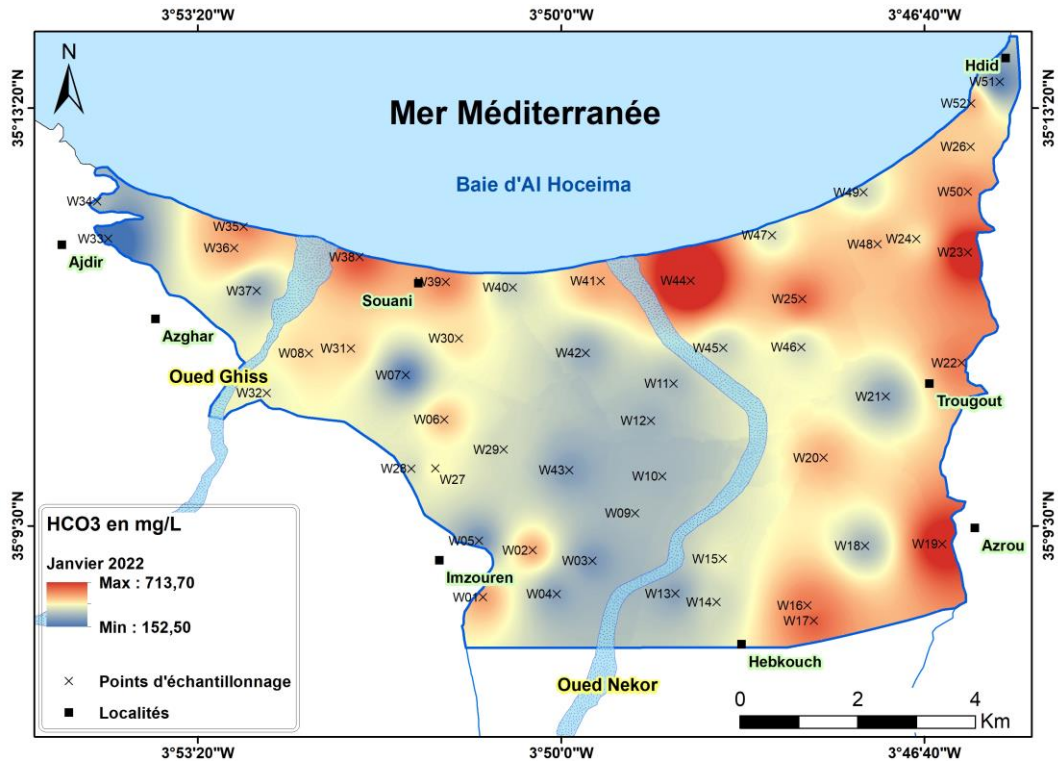


Figure 31. Distribution spatiale des bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

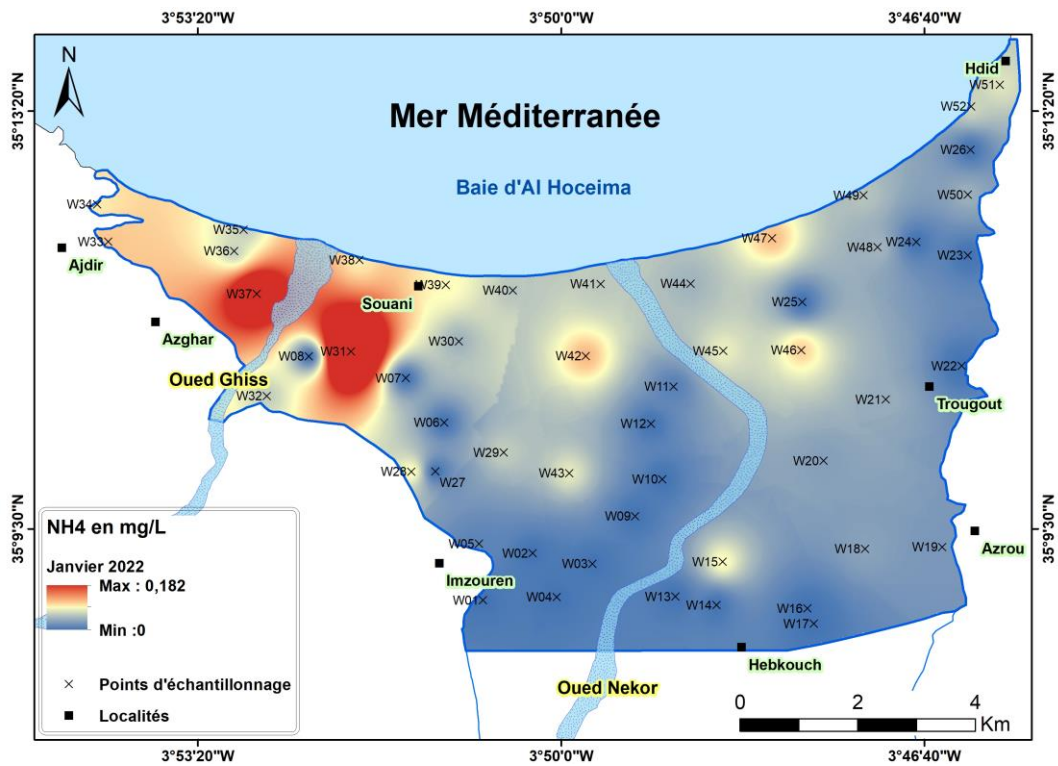


Figure 32. Distribution spatiale de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor



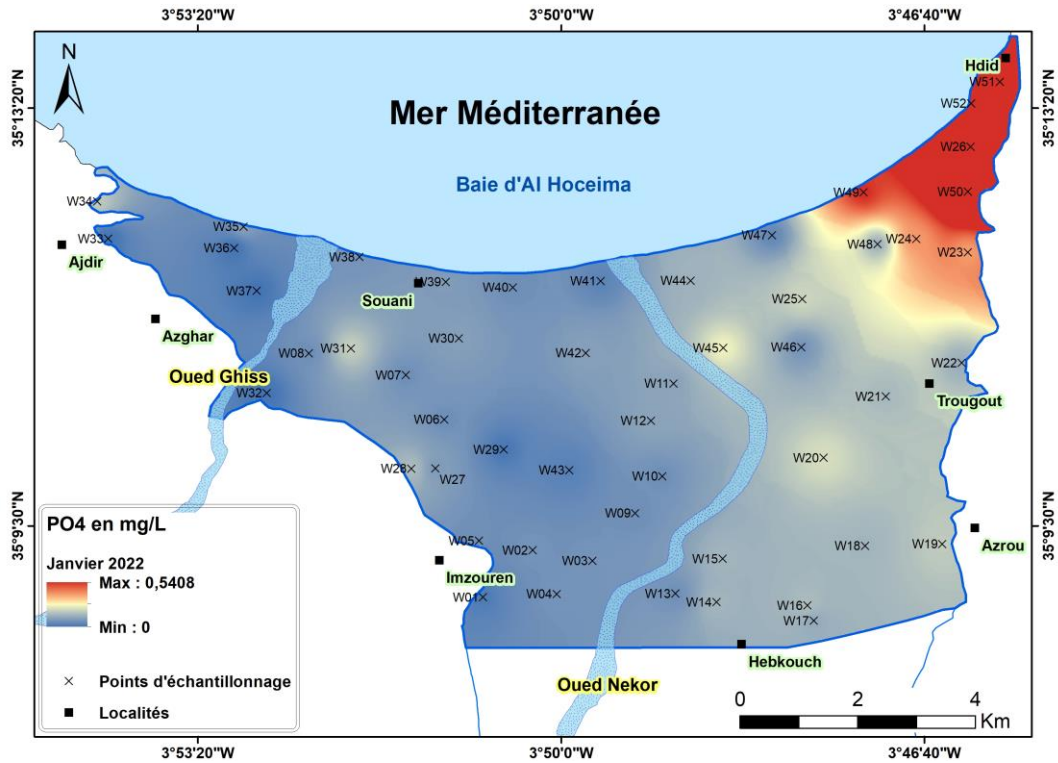


Figure 33. Distribution spatiale de l'orthophosphate ( $PO_4^{3-}$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

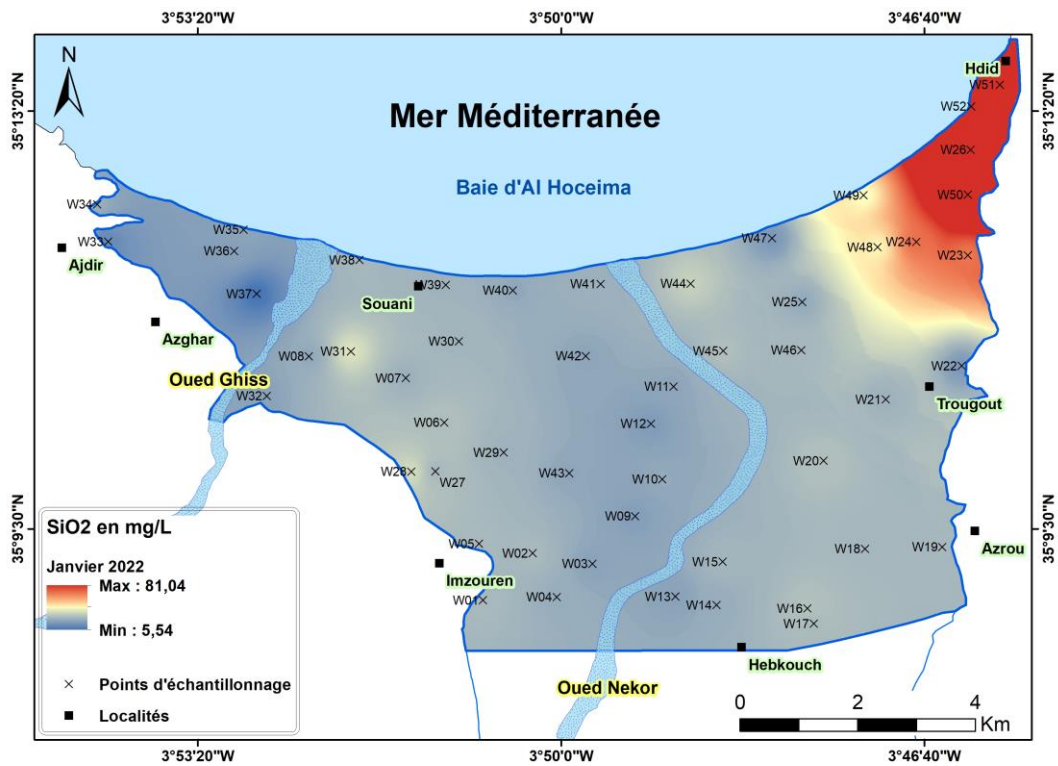


Figure 34. Distribution spatiale des silicates ( $SiO_2$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

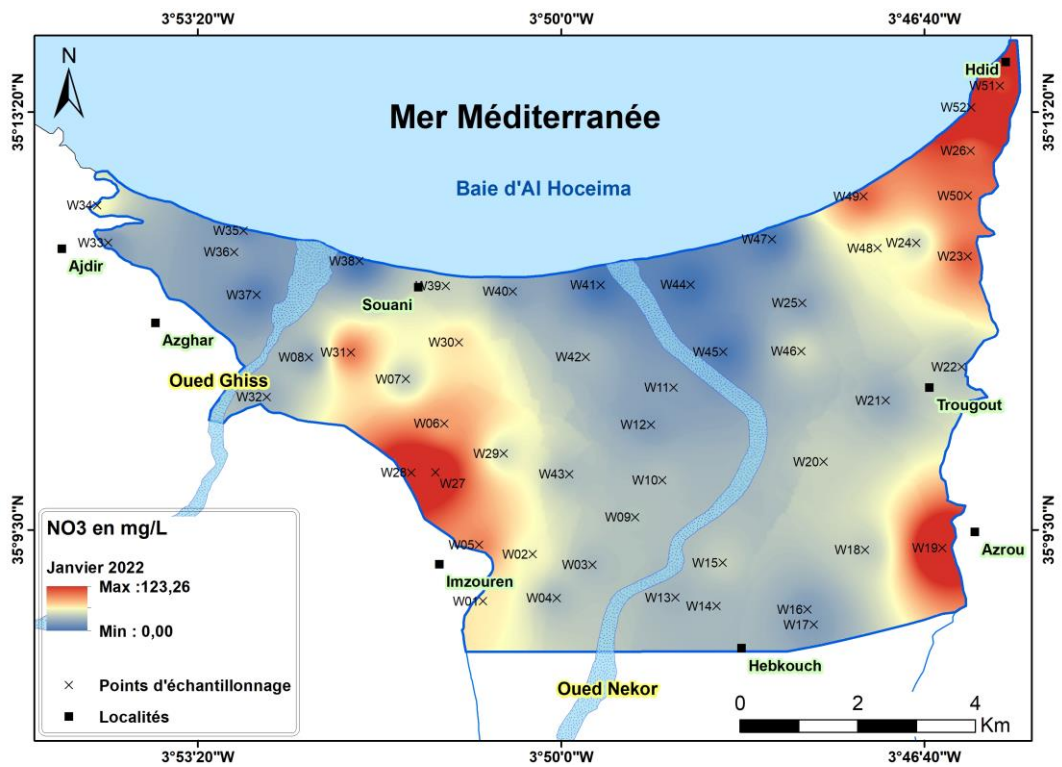


Figure 35. Distribution spatiale des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

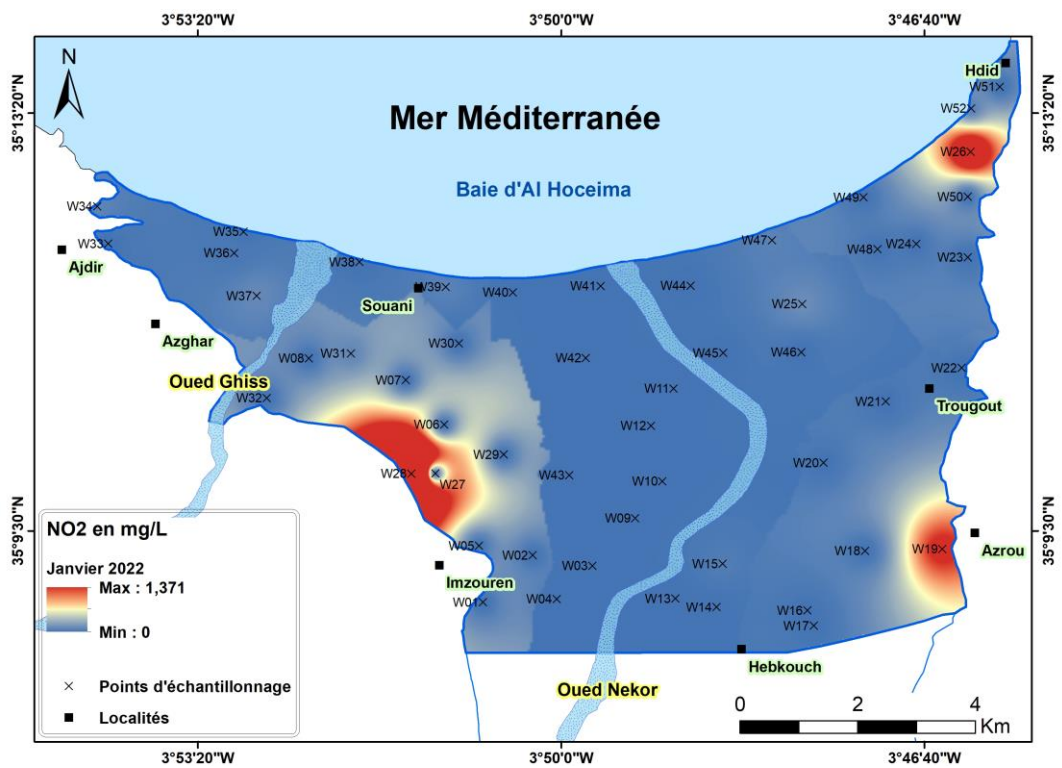


Figure 36. Distribution spatiale des nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) dans la plaine de Ghiss-Nekor

### 3.1.3. Corrélation des paramètres hydrochimiques

La matrice de corrélation a été utilisée pour déterminer le niveau de connexion entre plusieurs paramètres physico-chimiques. Le Tableau 5 présente la matrice de corrélation, et la Figure 37 fournit un nuage de points correspondant. Les valeurs de +1 (corrélation positive) ou -1 (corrélation négative) indiquent une forte corrélation entre les paramètres, tandis qu'une valeur de zéro indique l'absence de lien. Les coefficients de corrélation compris entre 0,5 et 0,7 indiquent des variables modérément corrélées, entre 0,7 et 0,9 des variables fortement corrélées, tandis que celles dont la valeur est égale ou supérieure à 0,9 sont très fortement corrélées. Ces trois catégories de coefficients de corrélation ont été mises en gras dans le tableau de la matrice de corrélation.

Les corrélations positives élevées et très élevées de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , et  $\text{K}^+$  avec la CE et le TDS révèlent que la salinité élevée observée est principalement contrôlée par ces ions majeurs. Ils sont les plus susceptibles de provenir des mêmes sources (Kura et al., 2014) telles que l'intrusion marine (Kim et al., 2003) et la dissolution des sels (Askri et al., 2022 ; Gebeyehu et al., 2022).

La corrélation très élevée entre  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$  ( $r=0.99$ ) souligne les effets de l'altération chimique, du lessivage secondaire des sels et de l'intrusion marine (Abu Al Naeem et al., 2019a; Prasanna et al., 2010; Srinivasamoorthy et al., 2011). La corrélation très élevée entre  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $r=0.92$ ) peut indiquer que la source de ces deux ions est la dissolution du gypse ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) ou de l'anhydrite ( $\text{CaSO}_4$ ) (Abu-alnaeem et al., 2019 ; Askri et al., 2022 ; Dobrzyński, 2007). Cependant, la forte corrélation de  $\text{Mg}^{2+}$  avec  $\text{Ca}^{2+}$  ( $r = 0,74$ ),  $\text{Na}^+$  ( $r = 0,84$ ) et  $\text{Cl}^-$  ( $r=0,85$ ) suggère fortement les mêmes sources pour ces éléments, principalement l'intrusion marine et la dissolution de carbonates (Abu Al Naeem et al., 2019a). Les fortes corrélations de  $\text{K}^+$  avec  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$  indiquent une source partagée, d'autant plus que ces ions se trouvent en grande quantité près du littoral, ce qui suggère que l'intrusion marine peut être une cause potentielle de salinisation en bord de mer (Gebeyehu et al., 2022). Le  $\text{SiO}_2$  est fortement corrélé avec le  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $r= 0.94$ ) et les deux sont modérément corrélés avec le  $\text{NO}_3^-$  ( $r=0.60$  et  $r=0.61$ , respectivement).  $\text{SiO}_2$  est géogénique, cependant, l'occurrence de  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{NO}_3^-$  est principalement anthropique et peut provenir des systèmes septiques, de l'utilisation de fumier et des engrais commerciaux (Ator et Denis, 1997). Cette forte corrélation entre  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{NO}_3^-$  peut s'expliquer par le fait que l'altération des silicates peut être renforcée par le processus de nitrification (Batsaikhan et al., 2021). Les corrélations faibles à très faibles entre  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et la plupart des variables (CE, TDS,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ) peuvent être expliquées par les sources

différentes de ces ions et indiquent que les activités humaines, y compris les fuites d'eaux usées et les activités agricoles, ont eu un impact sur la chimie des eaux souterraines (Abu Al Naeem et al., 2019a). Une très faible corrélation négative entre le pH et tous les autres paramètres ( $-0,37 < r < 0,05$ ) implique que la fluctuation du pH a peu d'impact sur la salinité des eaux souterraines (Gebeyehu et al., 2022).

L'examen de la matrice de corrélation montre une forte probabilité d'intrusion marine ainsi que d'autres sources de salinité dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

Tableau 5 : Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques mesurés dans la présente étude

Ions	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SiO <sub>2</sub>	CE	TDS	pH
Na <sup>+</sup>	1,00														
K <sup>+</sup>	<b>0,79</b>	1,00													
Mg <sup>2+</sup>	<b>0,84</b>	<b>0,56</b>	1,00												
Ca <sup>2+</sup>	0,49	0,20	<b>0,74</b>	1,00											
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,14	0,24	0,23	0,18	1,00										
Cl <sup>-</sup>	<b>0,99</b>	<b>0,77</b>	<b>0,85</b>	<b>0,50</b>	0,16	1,00									
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,38	0,14	<b>0,69</b>	<b>0,92</b>	0,20	0,36	1,00								
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,19	0,02	0,26	-0,01	-0,09	0,14	0,02	1,00							
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,21	0,17	0,04	-0,15	0,03	0,19	-0,16	0,11	1,00						
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,14	0,04	0,13	0,10	-0,10	0,14	0,04	0,06	0,39	1,00					
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,18	0,25	-0,06	-0,29	-0,03	0,16	-0,36	0,16	<b>0,61</b>	0,03	1,00				
SiO <sub>2</sub>	0,18	0,22	-0,08	-0,26	-0,04	0,16	-0,37	0,14	<b>0,60</b>	0,05	<b>0,94</b>	1,00			
CE	<b>0,99</b>	<b>0,75</b>	<b>0,91</b>	<b>0,60</b>	0,18	<b>0,99</b>	0,49	0,19	0,19	0,14	0,12	0,12	1,00		
TDS	<b>0,97</b>	<b>0,71</b>	<b>0,93</b>	<b>0,68</b>	0,18	<b>0,96</b>	<b>0,58</b>	0,21	0,15	0,14	0,07	0,07	<b>0,99</b>	1,00	
pH	-0,22	-0,04	-0,18	-0,26	0,32	-0,19	-0,18	-0,37	-0,03	0,05	-0,18	-0,23	-0,22	-0,25	1,00
Ions	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SiO <sub>2</sub>	CE	TDS	pH

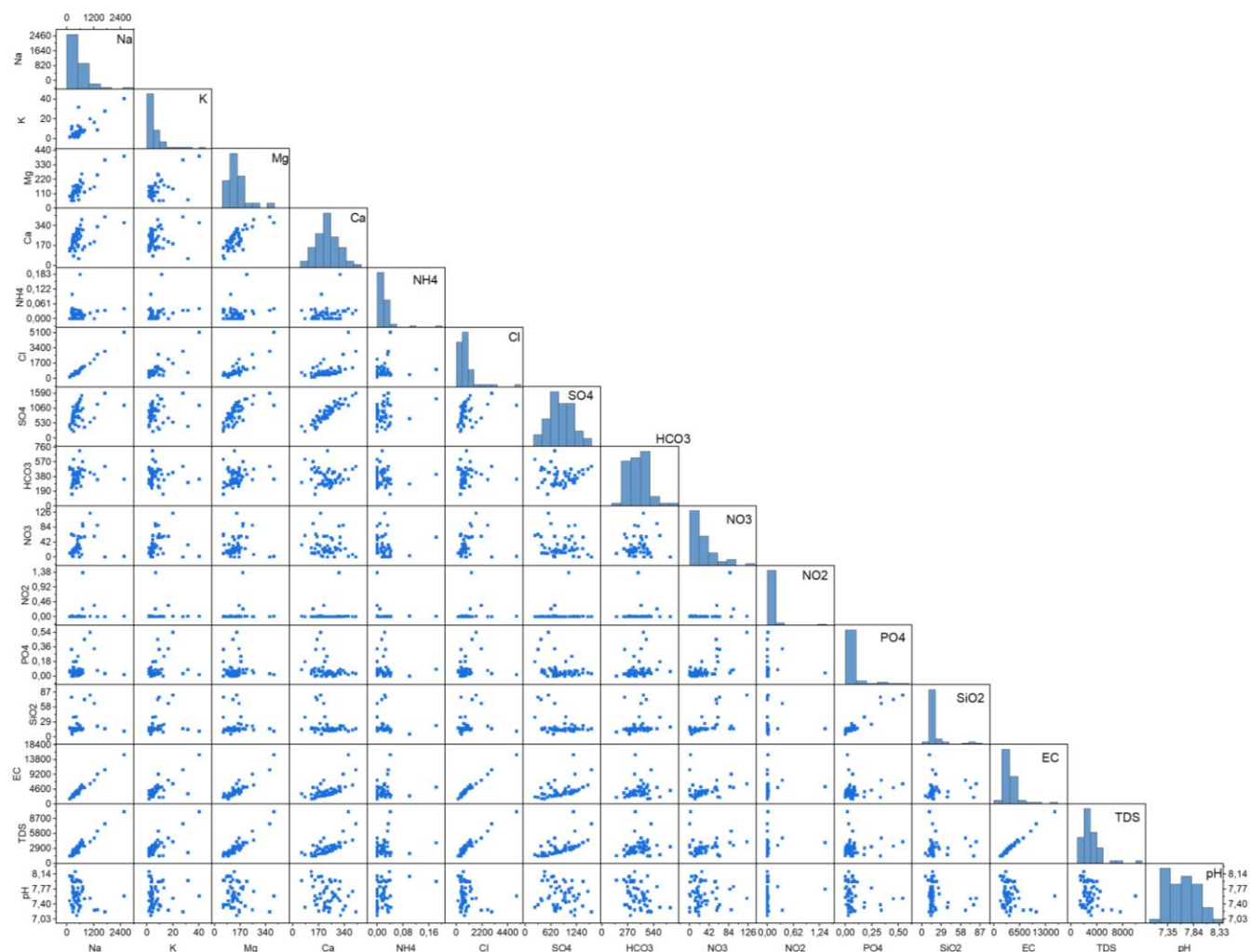


Figure 37. Diagramme de dispersion de la matrice de corrélation avec les histogrammes qui décrivent la distribution de chaque variable numérique

### 3.1.4. Analyse en composantes principales (ACP)

Dans la présente étude, l'analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée en vue d'étudier les sources de variation des variables hydrochimiques. L'ACP permet de réduire un grand nombre de paramètres indépendants à un ensemble plus petit tout en conservant leurs propriétés originales (Sarker et al., 2022). Par conséquent, les variables primaires influençant la chimie des eaux souterraines peuvent être mises en évidence. Dans cette étude, l'ACP a été appliquée en utilisant la rotation orthogonale varimax avec normalisation de Kaiser. Cette méthode de rotation est la plus souvent utilisée dans la littérature et peut réduire l'impact des paramètres moins significatifs de la qualité des eaux souterraines trouvés par l'ACP (Said et Salman, 2021 ; Sarker et al., 2022). L'analyse

a été effectuée sur un sous-ensemble de 13 variables sélectionnées qui représentent le cadre géochimique. Afin de déterminer la pertinence de l'ensemble des données pour l'ACP, les tests de Kaiser Meyer Olkin (KMO) et de Bartlett ont été utilisés, et les résultats calculés sont présentés dans le Tableau 6. Une valeur de KMO supérieure à 0,5 et un seuil de signification du test de Bartlett inférieur à 0,05 indiquent qu'il existe une corrélation substantielle dans les données. Dans la présente étude, la valeur d'adéquation KMO est de 0,642 et le seuil de signification est égal à 0,000.

Tableau 6 : Évaluation de la pertinence de l'ACP avec rotation varimax en utilisant les tests de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) et de Bartlett

Tests	Valeur mesurée
<b>Mesure de Kaiser-Meyer-Olkin d'adéquation de prélèvement</b>	0,642
Chi-carré approximatif	987,711
<b>Test de sphéricité de Bartlett</b>	Degrés de liberté (df)
	78
	Signification
	0,000

Dans cette étude, nous avons pu déterminer les composantes les plus significatives en traçant leurs valeurs propres (Figure 38a). Un point d'inflexion a été identifié en utilisant la valeur propre comme mesure. Le point d'inflexion est délimité par les valeurs propres supérieures à 1. Ainsi, quatre composantes ont été sélectionnées et considérées comme significatives car elles ont expliqué une quantité importante de variance dans les données. Ce diagramme d'ébouillis (Scree plot) nous permet d'avoir une bonne vue d'ensemble des composantes qui ont le plus d'impact sur la salinisation dans la zone d'étude (Abu Al Naeem et al., 2019b). Ces quatre composantes expliquent 81,05 % de la variance totale (Figure 38b) : 40,12 % pour la première composante, 23,21 % pour la deuxième composante, 9,60 % pour la troisième composante et 8,12 % pour la quatrième composante. Le Tableau 7 présente la liste des poids (loadings) correspondants à chacune de ces composantes. Les poids dont les valeurs dépassent 0,65 sont mis en gras dans le tableau et sont utilisés pour évaluer les relations entre les composantes et les paramètres hydrochimiques (Sarker et al., 2022). La composante 1 peut être appelée "la composante de salinisation" car les éléments majeurs qu'elle contient sont caractéristiques de l'eau de mer. Elle présente des poids positifs élevés pour CE (0,984), Na<sup>+</sup> (0,943), Cl<sup>-</sup> (0,959), Mg<sup>2+</sup> (0,923), ainsi que des poids modérément positifs pour K<sup>+</sup> (0,778), Ca<sup>2+</sup> (0,627), et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (0,537), ce qui indique une influence potentielle de l'intrusion marine (Abu Al Naeem et al., 2019b; Badmus et al., 2020; Balasubramanian et al., 2022; Kumar et al., 2020; Tiwari et al., 2019; H. Wang et al., 2022). Cette inférence est renforcée par les concentrations élevées de Cl<sup>-</sup> et de K<sup>+</sup> trouvées

près du littoral. Cependant, l'évaporation peut être l'une des principales sources de minéralisation dans la zone d'étude car, selon Said et Salman (2021), l'évaporation est favorisée dans des conditions sèches et non confinées, comme c'est le cas dans notre zone d'étude. De plus, l'altération des minéraux feldspathiques tels que l'albite libère du sodium et peut être une source importante de concentrations de  $\text{Na}^+$  (Kaur et al., 2019). La dissolution du gypse et de l'anhydrite dans la zone de recharge en amont de la plaine de Ghiss-Nekor peut également expliquer le poids modérément positif de  $\text{Ca}^{2+}$  et de  $\text{SO}_4^{2-}$  dans la première composante (Ghalit et al., 2017b; Kumar et al., 2020). En résumé, la composante de salinisation dans notre zone d'étude peut provenir de processus géogéniques tels que l'évaporation, les interactions eau-roche et l'intrusion marine.

La composante 2 présente des poids positifs élevés de  $\text{PO}_4^{3-}$  (0,905),  $\text{SiO}_2$  (0,895) et  $\text{NO}_3^-$  (0,667). L'association de  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{PO}_4^{3-}$  indique une source anthropique telle que les eaux usées domestiques contenant des détergents, ainsi que les écoulements agricoles contenant des engrais azotés et phosphorés (Batsaikhan et al., 2021 ; Kaur et al., 2019 ; Kundu et al., 2015 ; Tiwari et al., 2019 ; Wang et al., 2022). Les interactions eau-roche sont la source la plus importante de  $\text{SiO}_2$ , cependant, la forte corrélation entre cet élément et les deux contaminants anthropiques ( $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{NO}_3^-$ ) peut s'expliquer par l'altération des silicates médiée par la nitrification (Batsaikhan et al., 2021). Comme la plupart des variables liées à la composante 2 sont corrélées aux apports d'eaux usées domestiques et d'engrais, cette composante peut être appelée "composante de contamination anthropique".

Un poids élevé et positif de  $\text{NO}_2^-$  est décrit par la composante 3. Les niveaux élevés de  $\text{NO}_2^-$  dans les eaux souterraines font référence à la pollution causée par les activités humaines. De plus, une forte concentration de cet élément est observée dans la zone entourant la ville urbaine d'Imzouren, ce qui suggère fortement qu'il provient de lixiviats d'eaux usées. Il convient de noter que les latrines traditionnelles à fosse sont plus couramment utilisées dans les zones rurales et semi-rurales du Maroc (Mchiouer et al., 2022).

La composante 4 décrit le poids modérément positif de  $\text{NH}_4^+$ . Sa présence dans les eaux souterraines peut être attribuée à des activités anthropiques telles que l'utilisation excessive d'engrais ou l'infiltration d'égouts (H. Wang et al., 2022). Cependant, le fait que cet élément se retrouve en quantité importante dans les endroits où l'agriculture est pratiquée activement nous amène à penser

que cette quatrième composante a une origine agricole.  $\text{HCO}_3^-$  est négativement corrélé avec l'élément susmentionné, ce qui peut s'expliquer par son apparition naturelle plutôt que par des activités anthropiques. Ce processus naturel peut typiquement être la dissolution des minéraux carbonatés dans les formations rocheuses que traverse la rivière Nekor, étant donné que la lithologie de la région environnante est principalement composée de schiste et de calcaire (Badmus et al., 2020 ; Salhi et Benabdelouahab, 2017).

D'après les résultats de l'ACP, des processus hydrogéochimiques complexes ont été mis en évidence, notamment l'altération des matériaux de la zone d'alimentation (y compris la dissolution du gypse, l'altération des silicates et l'altération des feldspaths contenant du sodium), le processus d'évaporation, l'intrusion marine ainsi que des effets anthropiques tels que l'agriculture et l'infiltration des eaux usées résidentielles. Ces mêmes conclusions ont été rapportées par plusieurs auteurs (Chafouq et al., 2017; Ghalit et al., 2017b; Nouayti et al., 2022; Vroey, 2012), et Chafouq et al. (2017) ont identifié l'intrusion marine comme contribuant légèrement à la salinité de l'aquifère de Ghiss-Nekor.

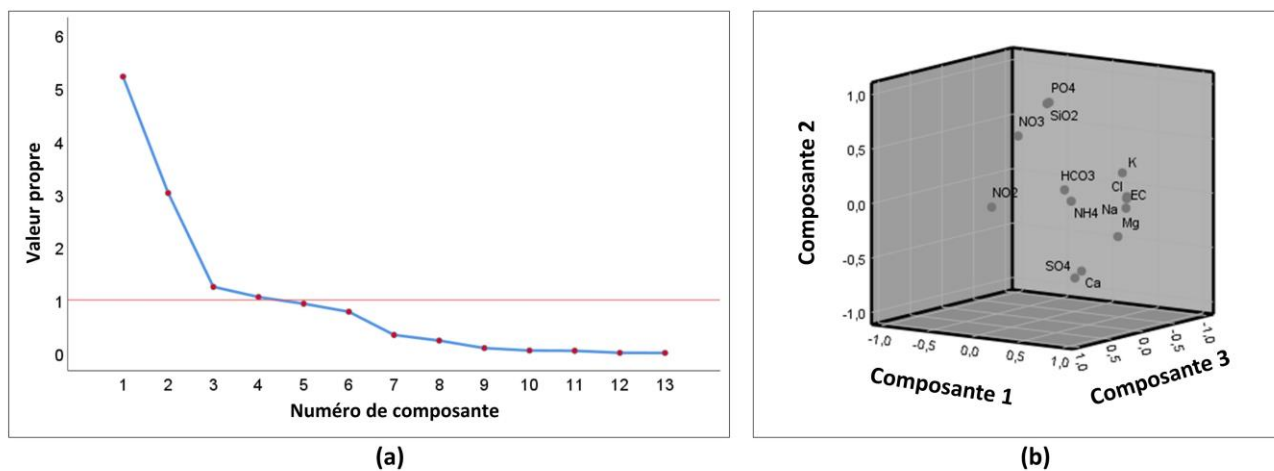


Figure 38. (a) Diagramme d'éboulis des valeurs propres, et (b) Diagramme des composantes dans l'espace de rotation



Tableau 7 : Matrice des composantes rotées pour les paramètres physico-chimiques

Variable	Composante 1	Composante 2	Composante 3	Composante 4
Nom	Salinisation	Anthropique	Source eaux usées	Source agricole
CE	<b>0,984</b>	0,022	0,088	-0,020
Na <sup>+</sup>	<b>0,966</b>	0,120	0,044	-0,041
Cl <sup>-</sup>	<b>0,959</b>	0,101	0,041	0,001
Mg <sup>2+</sup>	<b>0,923</b>	-0,239	0,128	-0,062
K <sup>+</sup>	<b>0,778</b>	0,291	-0,149	0,194
Ca <sup>2+</sup>	0,627	-0,564	0,280	0,100
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,125	<b>0,905</b>	0,074	-0,053
SiO <sub>2</sub>	0,116	<b>0,895</b>	0,095	-0,050
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,126	<b>0,667</b>	0,567	0,032
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,537	-0,641	0,256	0,100
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,049	0,050	<b>0,873</b>	-0,083
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,224	0,096	-0,029	-0,778
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,247	-0,016	-0,100	<b>0,679</b>
Valeur propre	5,215	3,018	1,248	1,056
Variance (%)	40,118	23,214	9,598	8,120
Cumulatif (%)	40,118	63,332	72,930	81,051

Les valeurs en gras représentent les poids positifs des variables liées dans les composantes extraites.

### 3.1.5. Diagramme de Piper

Le diagramme de Piper a été utilisé pour déterminer les faciès hydrochimiques dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor. L'objectif principal de ce diagramme est de distinguer visuellement les différents types d'eau, car les eaux d'origines similaires tracent généralement ensemble. Le diagramme se compose d'un losange central et de deux triangles, l'un pour les cations (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, et Mg<sup>2+</sup>), et l'autre pour les anions (Cl<sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Pour générer les points de données dans le graphique, les concentrations d'ions ont été exprimées en meq/l, puis les résultats pour les cations et les anions ont été additionnés individuellement. Ces sommes ont ensuite été utilisées pour calculer le pourcentage de contribution de chaque ion au total. Les points ont d'abord été tracés dans les diagrammes triangulaires de cations et d'anions, puis projetés sur le diamant en localisant l'intersection de deux lignes parallèles aux côtés extérieurs du diagramme. C'est là que les faciès hydrochimiques ont été définis. Après la classification du diagramme de Piper, les groupes d'échantillons peuvent être divisés en fonction de la géographie, de la formation géologique ou de la source d'eau (Jiao et Post, 2019).

Deux faciès d'eau souterraine différents ont été distingués dans l'aquifère non confiné de Ghiss-Nekor : le type potassique sodique chloré (type Na-Cl) qui représente 38 % de l'ensemble des échantillons et le faciès sulfaté chloré calcique et magnésien (mixte Ca-Mg-Cl-SO<sub>4</sub>) qui représente 62 % du total des échantillons (Figure 39).

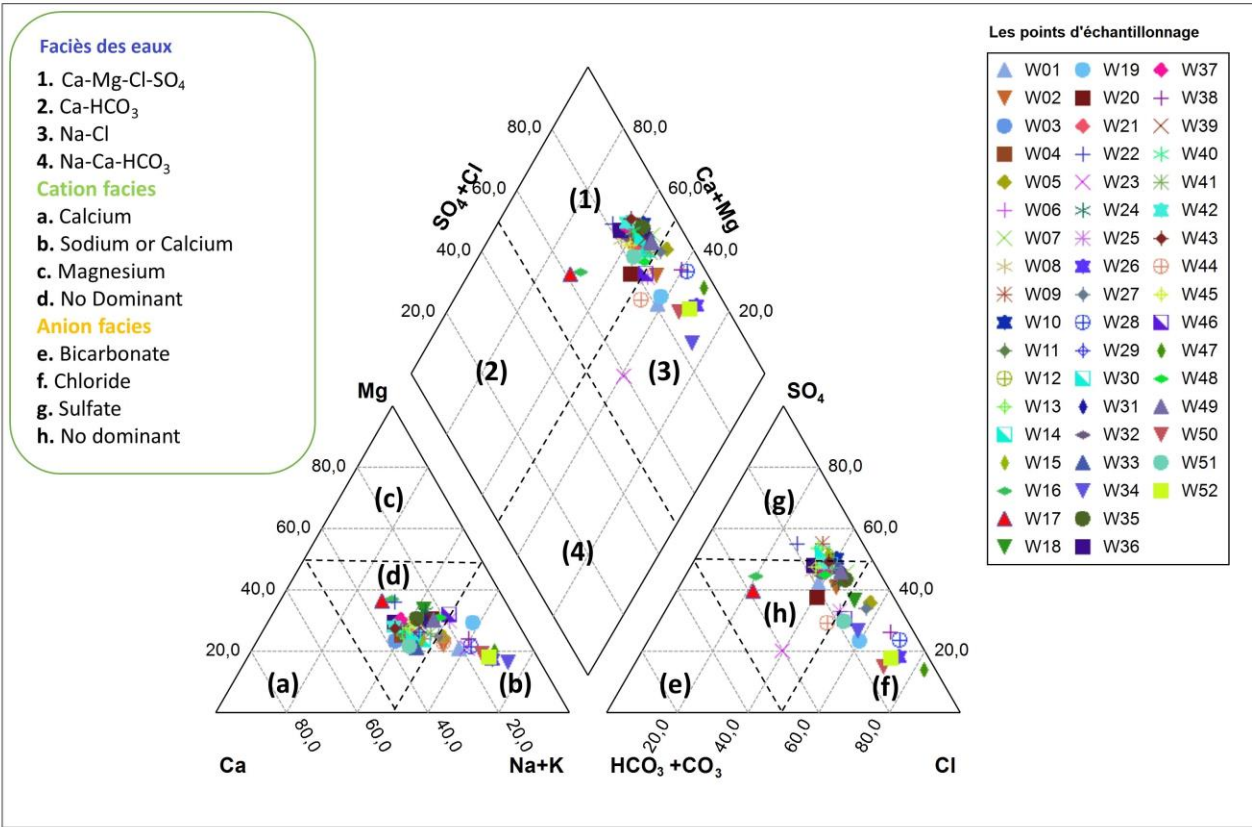


Figure 39. Diagramme de Piper

### 3.1.6. Distribution spatiale des types d'eau (faciès)

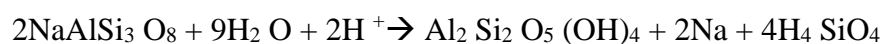
Le faciès chimique d'un échantillon d'eau est déterminé par ses composants ioniques primaires. L'interaction de l'eau avec les minéraux environnants influence le faciès chimique spécifique de l'échantillon. Cette interaction peut être le résultat de différents phénomènes tels que la précipitation, la dissolution, l'échange d'ions, la structure géologique et la minéralogie du bassin versant / aquifère.

Pour identifier le faciès chimique de l'eau, on calcule la contribution en équivalents par litre de chaque cation et anion à la concentration globale des ions en solution. Dans notre étude, nous avons calculé le faciès chimique "court" en combinant le cation et l'anion ayant les plus grandes concentrations équivalentes, en utilisant le logiciel AquaChem. Nous avons ensuite utilisé un environnement SIG pour cartographier les résultats. La Figure 40 présente la distribution géographique des faciès chimiques courts dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

Nos calculs ont permis d'identifier deux grands groupes d'eaux souterraines : le Na-SO<sub>4</sub> et le Na-Cl, qui représentent respectivement 56 % et 38 % du nombre total d'échantillons d'eau examinés. La plupart de la zone examinée est caractérisée par une eau de type Na-SO<sub>4</sub>, tandis que les types Mg-SO<sub>4</sub> ne représentent que 6 % de l'ensemble.

Selon une étude menée par Ghalit et al. (2017b), le type d'eau souterraine prédominant trouvé en amont de la zone d'étude est le faciès Ca-SO<sub>4</sub> et Mg-SO<sub>4</sub>, qui ont été formés par la dissolution de l'anhydrite ou du gypse. La transition du faciès amont (Ca-SO<sub>4</sub>) au faciès aval (Na-SO<sub>4</sub>) peut s'expliquer par l'enrichissement continu des eaux souterraines en cations sodium, qui peut être causé par les mécanismes suivants :

*i)* L'hydrolyse des silicates riches en sodium, tels que l'albite, suivant la réaction suivante (Earle, 2015):



Albite + eau → kaolinite + sodium dissous + acide silicique

*ii)* Lorsque l'eau contenant du gypse entre en contact avec des argiles sodiques, une réaction se produit où une partie du calcium remplace le sodium de l'échangeur d'ions. Ceci résulte en la formation de Na-SO<sub>4</sub> (E. Garrett, 2001).

*iii)* La précipitation de CaCO<sub>3</sub> produit des ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, tandis que l'eau de plagioclase sodique libère des ions Na<sup>+</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Si les eaux Na-HCO<sub>3</sub> se mélangent avec les eaux Ca-SO<sub>4</sub>, cela peut conduire à une sursaturation en Ca-CO<sub>3</sub>, qui à son tour peut produire le faciès Na-SO<sub>4</sub>.

Ces trois processus pourraient expliquer l'abondance des faciès Na-SO<sub>4</sub> dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

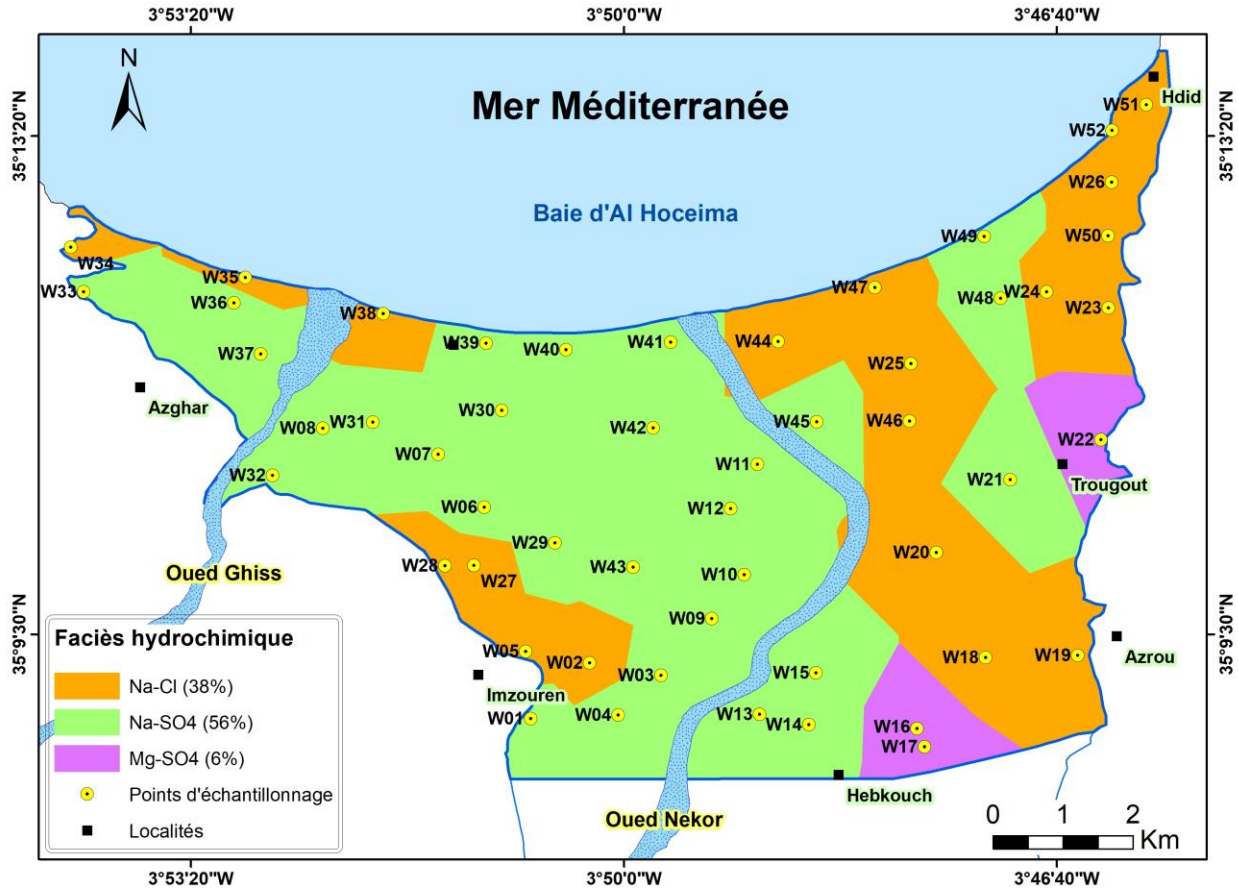


Figure 40. Carte de distribution des faciès des eaux souterraines dans l'aquifère de Ghiss-Nekor (janvier 2022)

### 3.1.7. Le diagramme de Chadha

Le diagramme de Chadha a également été utilisé pour identifier les processus hydrochimiques et les faciès des eaux souterraines. Les échantillons d'eau souterraine, étant répartis sur les deux champs 6 et 7 du diagramme (Figure 41), montrent un processus d'échange ionique inverse dû à l'échange cationique dans le système aquifère avec un faciès d'eau (type Ca-Mg-Cl) généralement distingué par une dureté permanente sur la rive ouest de la rivière Nekor, et mélangée avec de l'eau salée (type Na-Cl) sur le côté est de la même rivière, près de l'embouchure de la rivière Ghiss, ainsi que dans les zones environnantes de la ville d'Imzouren. Les résultats suggèrent que l'échange cationique (se produisant dans 71% des échantillons) et l'intrusion marine (affectant 29% des échantillons) sont les principales causes de la salinisation des eaux souterraines dans la zone d'étude. Cependant, les zones de recharge de type Ca-Mg-HCO<sub>3</sub> (champ 5) et les zones d'eaux douces de type Na-HCO<sub>3</sub> (champ 8) n'ont pas pu être identifiées.

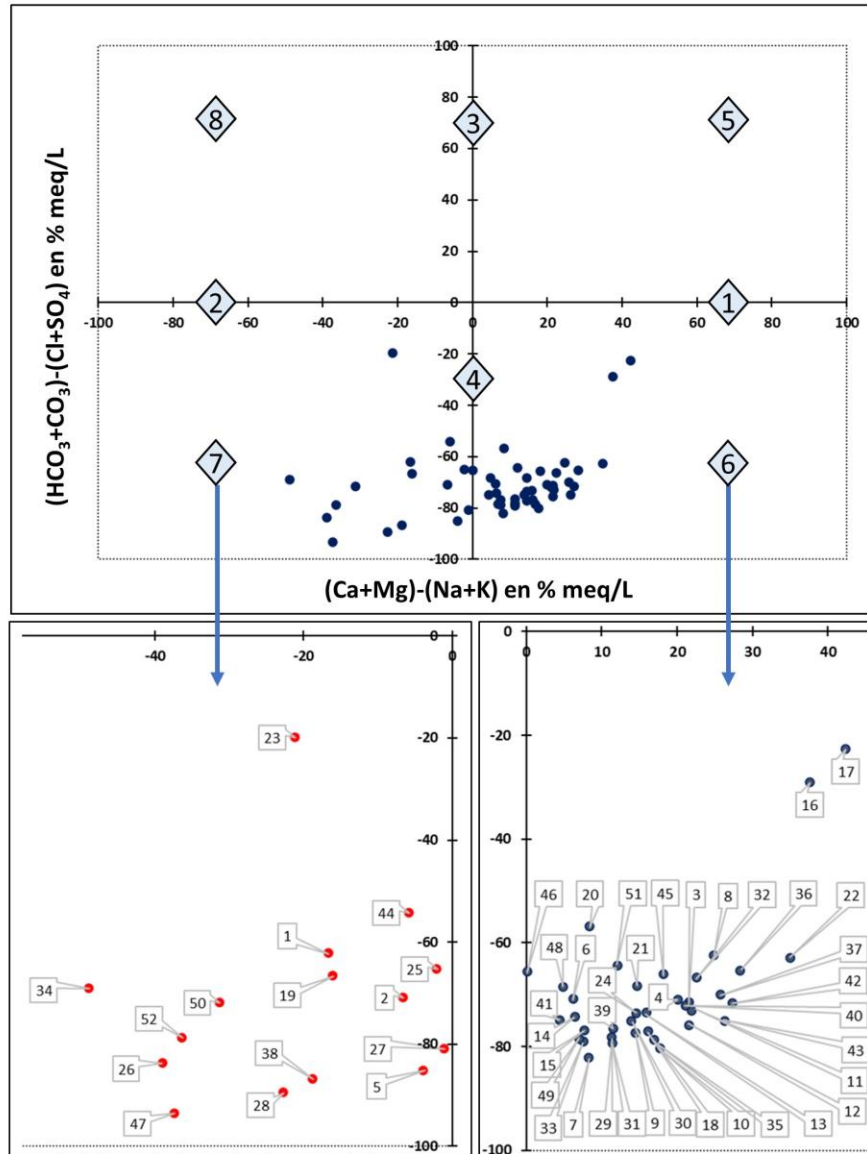


Figure 41. Le diagramme de Chadha : (1) Les métaux alcalino-terreux dépassent les métaux alcalins ; (2) Les métaux alcalins dépassent les métaux alcalino-terreux ; (3) Les anions acides faibles dépassent les anions acides forts ; (4) Les anions acides forts dépassent les anions acides faibles ; (5) Eau de recharge (type Ca-Mg-HCO<sub>3</sub>) ; (6) Eau d'échange ionique inverse (type Ca-Mg-Cl) ; (7) Eau de mer (type Na-Cl) ; (8) Eau d'échange ionique de base (type Na-HCO<sub>3</sub>)

### 3.1.8. Diagramme de Gibbs

Afin d'identifier les sources probables de salinisation dans la région d'étude, nous avons tracé le TDS en fonction de  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Cl}^-)$  et le TDS en fonction de  $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$  dans le diagramme de Gibbs (Gibbs, 1970). Les deux graphiques (Figure 42a et b) révèlent que tous les échantillons

analysés appartiennent aux catégories d'eau de mer et d'eau dominée par l'évaporation. Ces résultats témoignent du rôle crucial joué par ces deux processus dans le contrôle de la composition des eaux souterraines dans l'aquifère de Ghiss-Nekor. Ces mêmes conclusions ont été obtenues dans une étude antérieure menée par El Yousfi et al. (2022), qui ont examiné des données remontant à 2018.

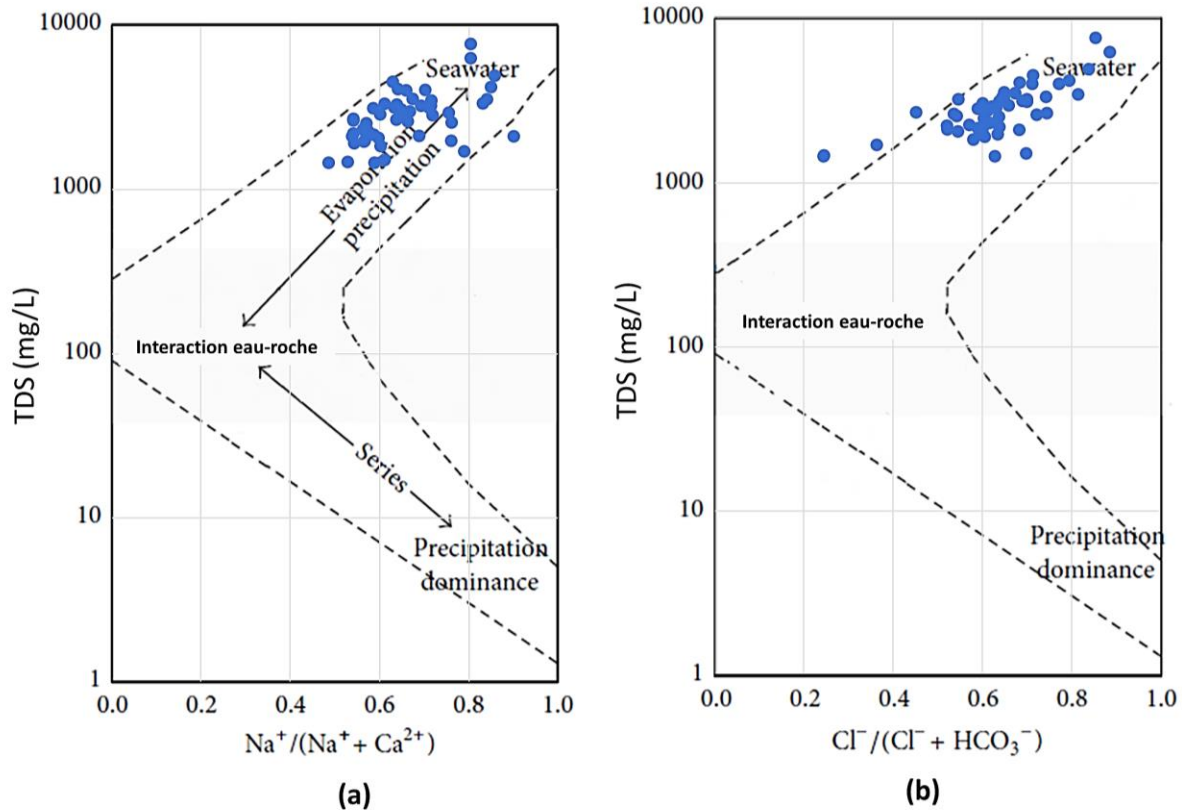


Figure 42. (a) diagramme de Gibbs pour les cations, (b) diagramme de Gibbs pour les anions

### 3.1.9. Diagrammes de Stiff

Stiff (1951) a créé un diagramme pour distinguer les types d'eaux souterraines en utilisant un polygone. Les ions majeurs sont affichés sous forme de trois axes horizontaux en meq/l, avec les cations tracés à gauche et les anions tracés à droite. Les paires cation-anion sont présentées de haut en bas du diagramme comme suit : Na-Cl, Ca-HCO<sub>3</sub>, et Mg-SO<sub>4</sub>. Les concentrations d'ions sont reliées pour créer un polygone, et chaque type d'eau génère une forme différente. La distance par rapport à l'axe vertical représente l'augmentation de la concentration en ions, et plus le polygone est grand, plus l'eau est minéralisée.

La Figure 43 montre les diagrammes pour chaque puits analysé. Les diagrammes de Stiff des échantillons prélevés dans les puits W26, W28, W38 et W47 sont les plus grands, ce qui indique que ces échantillons sont les plus minéralisés.

Parmi les différentes formes de ces polygones, un type est similaire à celui que produirait un échantillon d'eau de mer. Ce type est caractérisé par des pics forts dans les concentrations de  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  et  $\text{Cl}^-$ , des pics plus faibles dans les concentrations de  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$ , et des pics très faibles dans les concentrations de  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ . Ce type de polygone a été observé dans les échantillons prélevés dans les puits W5, W18, W19, W25, W26, W27, W28, W34, W38, W44, W46, W47, W50, W51, et W52, la plupart étant situés près du bord de mer. Selon la classification des eaux souterraines basée sur les formes du diagramme de Stiff rapportées par Hounslow (1995), la plupart des autres échantillons ont des formes indiquant une salinisation provenant du schiste.

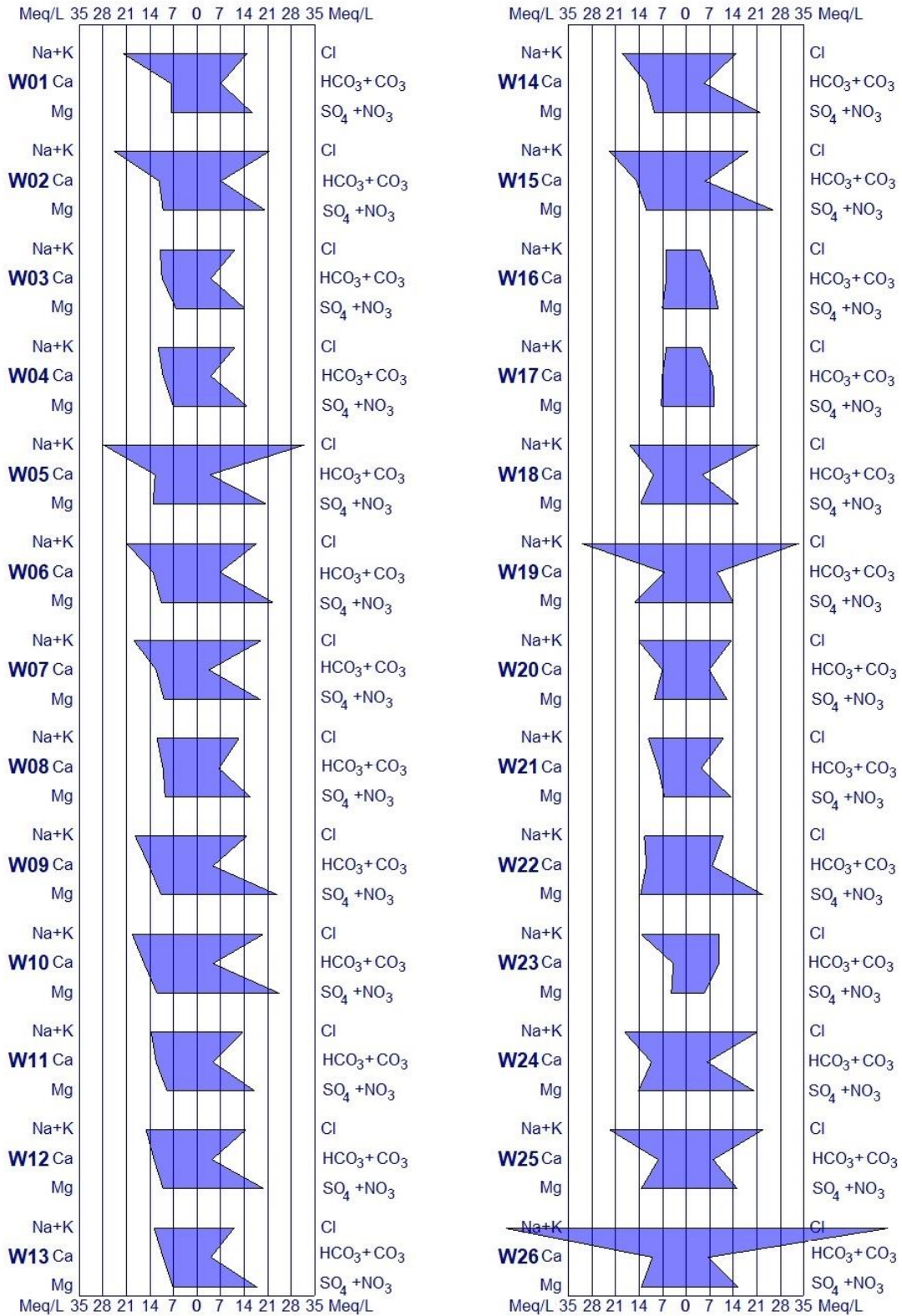


Figure 43. Diagrammes de Stiff



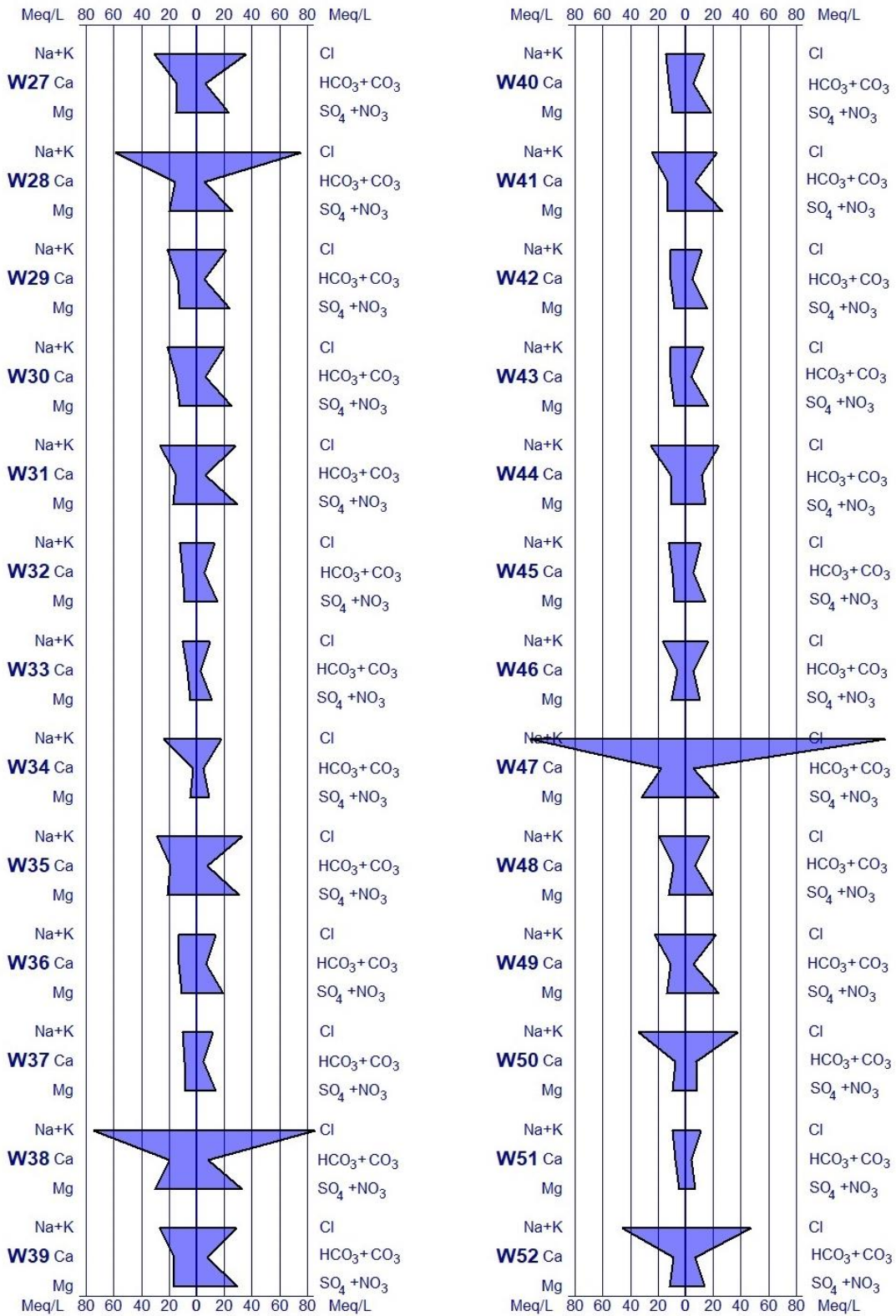


Figure 43. Suite

### 3.1.10. Ratios ioniques

Les méthodes et techniques susmentionnées démontrent l'influence significative de l'intrusion marine dans la salinisation de l'aquifère Ghiss-Nekor. Étant donné que la proportion relative des ions individuels dans l'eau de mer diffère considérablement de celle des eaux terrestres (Jiao et Post, 2019), les ratios ioniques  $Cl/HCO_3$ ,  $SO_4/Cl$ ,  $Na/Cl$  et  $Mg/Mg+Ca$  (en meq/l) ont été calculés pour évaluer l'impact de l'eau salée sur l'aquifère d'eau douce de la zone d'étude (Abdalla, 2015 ; Slama et al., 2022). À partir de ces calculs, des graphiques de dispersion et des cartes de distribution spatiale correspondantes ont été élaborés.

#### 3.1.10.1. Le ratio ionique $Cl/HCO_3$

$Cl^-$  est l'ion prédominant dans l'eau de mer, mais il est présent en quantités extrêmement faibles dans les eaux souterraines. En revanche,  $HCO_3^-$ , qui est présent en grandes quantités dans les eaux souterraines, se trouve en très petites quantités dans l'eau de mer. Le ratio  $Cl/HCO_3$  est un indicateur clé de l'intrusion marine dans l'aquifère d'eau douce. Il est souvent appelé ratio de Simpson (H. Wang et al., 2022). L'analyse hydrochimique révèle que le ratio  $Cl/HCO_3$  des échantillons d'eau souterraine varie de 0,57 à 25,77. En utilisant ce ratio, six catégories d'effets d'intrusion marine peuvent être identifiées (Tableau 8) (Todd et Mays, 2004). Les résultats de l'étude sont présentés dans la Figure 44 et montrent que six points d'eau dépassent le seuil de 6,6, ce qui indique une forte et sévère contamination.

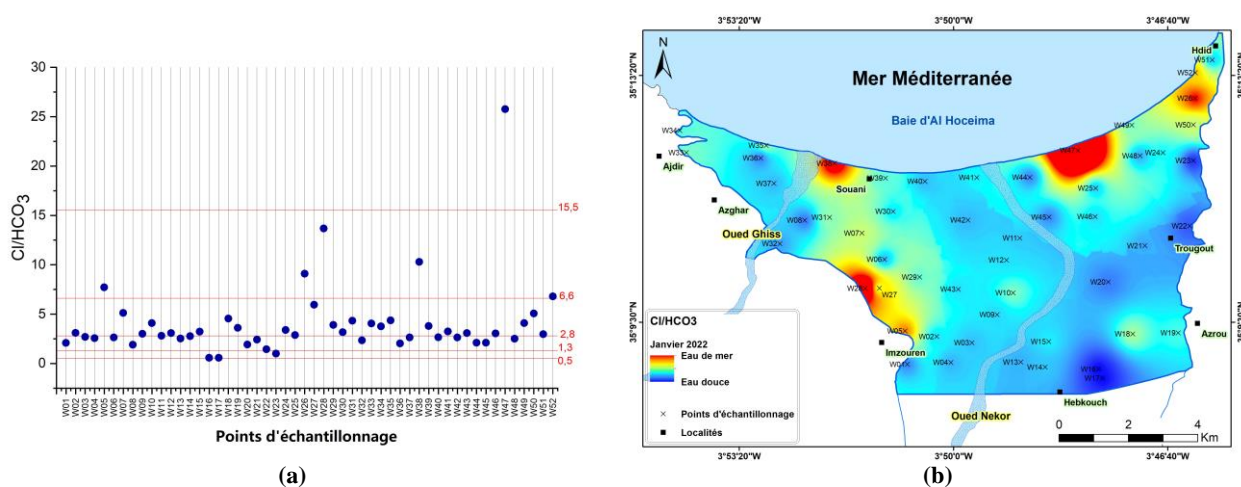


Figure 44. (a) Diagramme de dispersion du ratio de Simpson ( $Cl/HCO_3$ ), et (b) sa distribution spatiale

Tableau 8 : Le degré de pollution par l'eau de mer basée sur le ratio de Simpson

Ratio Simpson	Degré de contamination	Pourcentage (nombre d'échantillons)
$\leq 0.5$	Non pollué	0 % (0)
0.5 - 1.3	Légèrement pollué	6 % (3)
1.3 - 2.8	Modérément pollué	34 % (18)
2.8 - 6.6	Pollué de manière préjudiciable	48 % (25)
6.6 - 15.5	Très affecté	10 % (5)
$> 15.5$	Gravement affecté	2 % (1)

### 3.1.10.2. Le ratio ionique $SO_4/Cl$

Les ratios molaires de  $SO_4/Cl$  ont été calculés pour les eaux des 52 puits pour évaluer l'extension de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor (Figure 45). Les résultats montrent que les ratios calculés varient de 0,17 pour le puits numéro 47, qui est situé plus près de la plage, à 2,19 pour le puits numéro 16, qui se trouve à 6 km du littoral. Environ 42 % des échantillons présentent un ratio  $SO_4/Cl$  inférieur à 1, ce qui confirme la contamination de l'aquifère par l'intrusion marine. Cette observation est cohérente avec la prédominance du  $Cl^-$  par rapport au  $SO_4^{2-}$  (Abdalla, 2015).

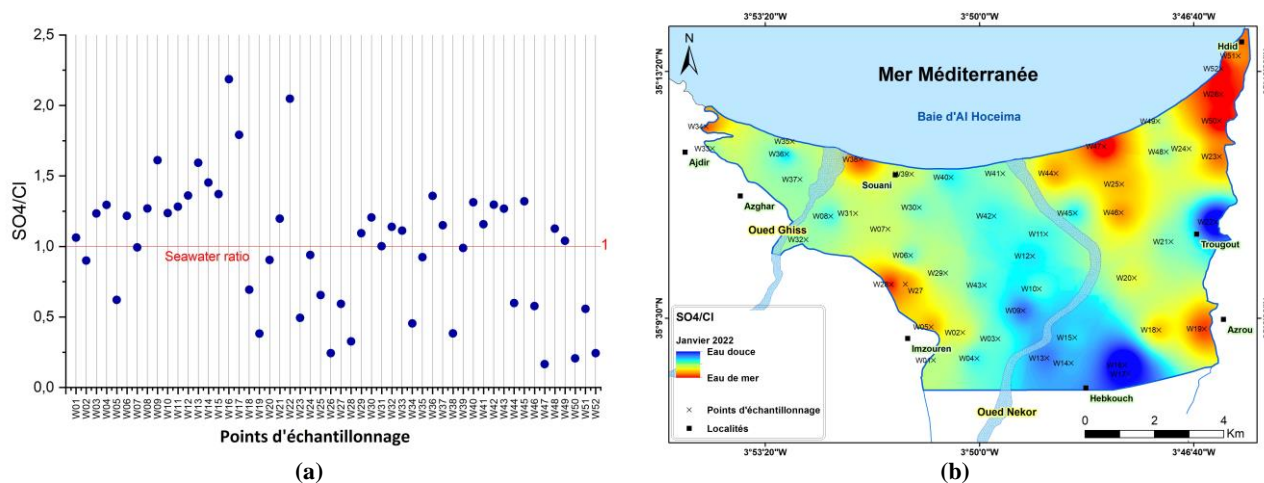


Figure 45. (a) Le diagramme de dispersion du ratio ionique ( $SO_4/Cl$ ), et (b) sa distribution spatiale

### 3.1.10.3. Le ratio ionique Na/Cl

Le ratio molaire Na/Cl est souvent utilisé pour déterminer l'origine de la salinité dans les eaux souterraines (Aladejana et al., 2021 ; Telahigue et al., 2020). Dans notre étude, le ratio molaire Na/Cl des échantillons d'eau souterraine varie de 0,76 à 1,46. Lorsque le ratio est inférieur au ratio théorique de l'eau de mer, qui est de 0,86, cela indique une contamination de l'eau douce souterraine par l'intrusion marine. Ceci est dû à un échange de cations inverse, où  $\text{Na}^+$  est remplacé par les ions de l'échangeur d'eau de mer (Abdalla, 2015 ; Schoeller, 1956). Nous avons observé des ratios Na/Cl inférieurs à 0,86 dans 19 % des échantillons d'eau souterraine, ce qui confirme l'impact de l'environnement marin sur la salinité de l'eau (Figure 46).

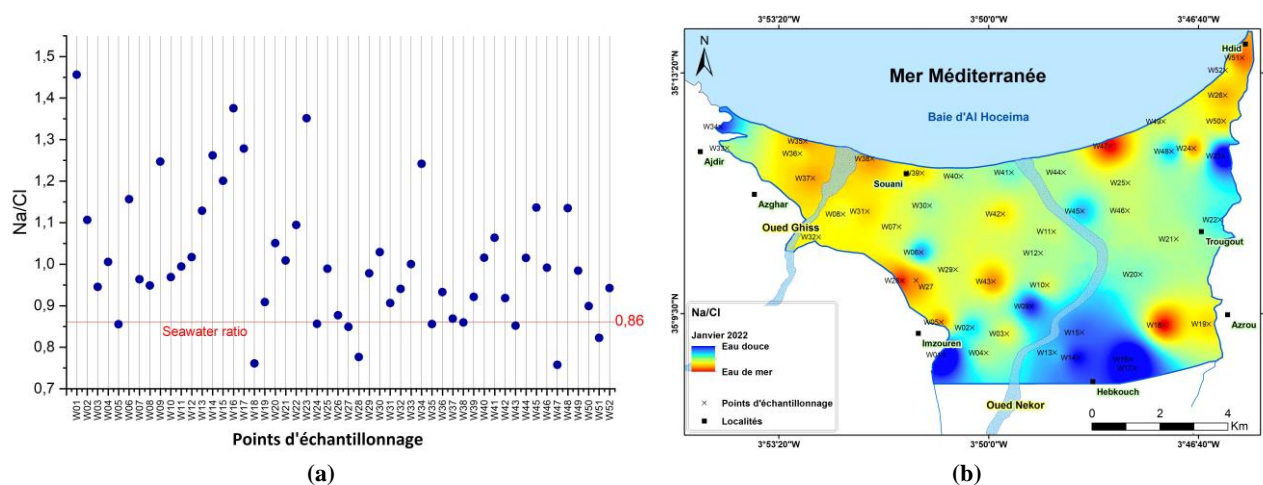


Figure 46. (a) Le diagramme de dispersion du ratio ionique (Na/Cl), et (b) sa distribution spatiale

### 3.1.10.4. Le ratio ionique Mg/Mg+Ca

En utilisant le ratio ionique Mg/Mg+Ca (Hounslow, 1995 ; Kura et al., 2014), nous avons évalué l'impact de l'intrusion marine sur l'aquifère de Ghiss-Nekor. Ce ratio est présent dans l'eau de mer avec une valeur supérieure à 0,5. S'il est inférieur à 0,5, la salinité de l'aquifère est supposée provenir de l'altération de la dolomite ou du carbonate. En nous basant sur cette classification, nous avons constaté que l'intrusion marine affecte 50 % des points d'échantillonnage, tandis que l'altération se produit dans le reste des puits (Figure 47).

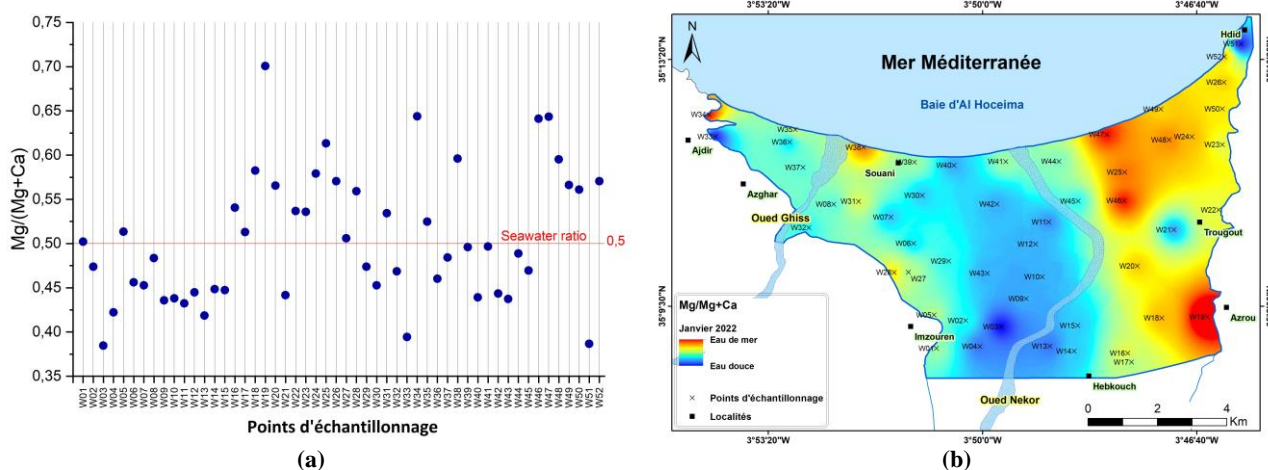


Figure 47. (a) Le diagramme de dispersion du ratio ionique (Mg/Mg+Ca), et (b) sa distribution spatiale

### 3.1.11. Indices d'intrusion marine

#### 3.1.11.1. Indice de qualité des eaux souterraines pour l'intrusion marine (GQI<sub>swi</sub>)

De nombreux chercheurs ont utilisé la fraction d'eau de mer ( $f_{sea}$ ) (Equation (5)) pour évaluer l'intrusion marine (Daniele et al., 2022 ; El Yousfi et al., 2022 ; Slama et al., 2022 ; Sonkamble et al., 2014). Cependant, cet indice peut être insuffisant en raison de ses imperfections (Tomaszkiewicz et al., 2014). En revanche, Tomasziewicz et al. (2014) ont développé l'indice de qualité de l'eau souterraine spécifique à l'intrusion marine (GQI<sub>swi</sub>) (Equation (6)), qui se base à la fois sur la fraction d'eau de mer ( $f_{sea}$ ) (Equation (5)) et sur l'indice de qualité de l'eau de Piper mélangé (GQI<sub>Piper (mix)</sub>) (Equation (8)). Les décideurs peuvent utiliser le GQI<sub>swi</sub> pour compiler des données dans un format facilement transférable pour une analyse spatiale ultérieure dans un cadre SIG (Amiri et al., 2016 ; Rachid et al., 2017 ; Tomasziewicz et al., 2014). Aladejana et al. (2021), Amiri et al. (2016), et Trabelsi et al. (2016) ont tous obtenu des résultats probants en utilisant cette approche. Les valeurs de GQI<sub>swi</sub> varient de 0 à 100, où 0 représente l'eau de mer et 100 l'eau douce. Les valeurs de l'indice sont

généralement supérieures à 75 pour l'eau douce et inférieures à 50 pour l'eau de mer et les eaux souterraines salines (Amiri et al., 2016). Le calcul de  $GQI_{swi}$  a été effectué à l'aide d'une feuille de calcul Excel téléchargeable fournie par Tomasziewicz et al. (2014) et Aladejana et al. (2021). Le Tableau 9 montre les étapes de calcul de l'indice  $GQI_{swi}$ , et La Figure 48 montre sa distribution spatiale dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

Les valeurs de  $GQI_{swi}$  obtenues varient de 45 à 77 (Tableau 9). Les valeurs les plus faibles ont été principalement trouvées près de la côte pour les puits W26, W38, W47 et W52. Des valeurs faibles ont également été observées dans certaines zones éloignées de la côte, notamment dans le puits 28. Ces indices bas sont liés à l'intrusion marine. Les valeurs les plus élevées ont été observées dans la région du sud-est, en particulier dans les puits W16 et W17, qui correspondent à la présence d'eau moins salée. La carte  $GQI_{swi}$  est cohérente avec la carte de TDS, car les puits ayant les valeurs les plus faibles de  $GQI_{swi}$  avaient également des niveaux de salinité élevés.

$$f_{sea} = \frac{Cl_{sample}^- - Cl_{freshwater}^-}{Cl_{seawater}^- - Cl_{freshwater}^-} \quad (5)$$

$$GQI_{SWI} = \frac{GQI_{piper(mix)} + GQI_{f_{sea}}}{2} \quad (6)$$

où  $Cl_{sample}^-$  est la concentration en  $Cl^-$  de l'eau échantillonnée,  $Cl_{freshwater}^-$  correspond à la teneur en  $Cl^-$  de l'échantillon d'eau douce, et  $Cl_{seawater}^-$  est la concentration en  $Cl^-$  de l'eau de mer méditerranéenne.

$$GQI_{f_{sea}} = (1 - f_{sea}) \times 100 \quad (7)$$

$$GQI_{piper(mix)} = \left[ \frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{Total\ cations} + \frac{HCO_3^-}{Total\ anions} \right] \times 50 \quad (8)$$

Tableau 9 : Calcul de GQI spécifique à l'intrusion marine ( $GQI_{swi}$ )

Échantillons	$GQI_{Piper(mix)}$	$f_{sea}$	$GQI_{fsea}$	$GQI_{swi}$	Échantillons	$GQI_{Piper(mix)}$	$f_{sea}$	$GQI_{fsea}$	$GQI_{swi}$
<b>W01</b>	30,2	2,7 %	97,35	63,80	<b>W27</b>	29,4	6,4 %	93,56	61,51
<b>W02</b>	30,6	3,9 %	96,11	63,34	<b>W28</b>	21,9	13,4 %	86,63	54,25
<b>W03</b>	37,5	2,0 %	97,98	67,74	<b>W29</b>	33,2	3,7 %	96,25	64,74
<b>W04</b>	37,2	2,0 %	97,98	67,61	<b>W30</b>	34,7	3,6 %	96,39	65,53
<b>W05</b>	27,7	5,7 %	94,34	61,00	<b>W31</b>	33,0	5,1 %	94,94	63,95
<b>W06</b>	33,8	3,2 %	96,82	65,31	<b>W32</b>	38,9	2,4 %	97,60	68,27
<b>W07</b>	31,5	3,4 %	96,61	64,04	<b>W33</b>	32,1	1,8 %	98,23	65,16
<b>W08</b>	40,6	2,2 %	97,81	69,19	<b>W34</b>	20,5	3,3 %	96,71	58,60
<b>W09</b>	34,2	2,6 %	97,38	65,81	<b>W35</b>	34,5	5,9 %	94,06	64,28
<b>W10</b>	34,3	3,5 %	96,50	65,40	<b>W36</b>	40,7	2,5 %	97,45	69,07
<b>W11</b>	37,2	2,4 %	97,60	67,38	<b>W37</b>	38,9	2,2 %	97,84	68,38
<b>W12</b>	36,4	2,6 %	97,42	66,90	<b>W38</b>	23,5	15,1 %	84,90	54,21
<b>W13</b>	35,6	2,0 %	98,02	66,79	<b>W39</b>	33,7	5,1 %	94,91	64,29
<b>W14</b>	33,0	2,7 %	97,35	65,17	<b>W40</b>	37,2	2,5 %	97,49	67,35
<b>W15</b>	32,6	3,3 %	96,68	64,66	<b>W41</b>	32,3	4,1 %	95,93	64,13
<b>W16</b>	52,1	0,8 %	99,22	75,65	<b>W42</b>	38,9	2,2 %	97,84	68,37
<b>W17</b>	54,9	0,8 %	99,19	77,04	<b>W43</b>	37,8	2,4 %	97,63	67,70
<b>W18</b>	34,7	3,9 %	96,11	65,41	<b>W44</b>	34,9	4,3 %	95,69	65,31
<b>W19</b>	29,3	5,9 %	94,06	61,66	<b>W45</b>	38,0	2,0 %	98,02	68,01
<b>W20</b>	37,8	2,4 %	97,63	67,73	<b>W46</b>	33,6	3,0 %	97,03	65,32
<b>W21</b>	36,5	1,9 %	98,06	67,29	<b>W47</b>	17,2	25,6 %	74,36	45,78
<b>W22</b>	43,0	2,0 %	98,04	70,50	<b>W48</b>	34,0	3,1 %	96,92	65,47
<b>W23</b>	39,7	1,7 %	98,27	69,00	<b>W49</b>	32,0	3,9 %	96,08	64,06
<b>W24</b>	35,2	3,8 %	96,22	65,70	<b>W50</b>	24,2	6,7 %	93,28	58,74
<b>W25</b>	33,1	4,1 %	95,93	64,53	<b>W51</b>	36,9	2,0 %	97,98	67,44
<b>W26</b>	19,3	10,6 %	89,36	54,32	<b>W52</b>	21,2	8,4 %	91,58	56,38

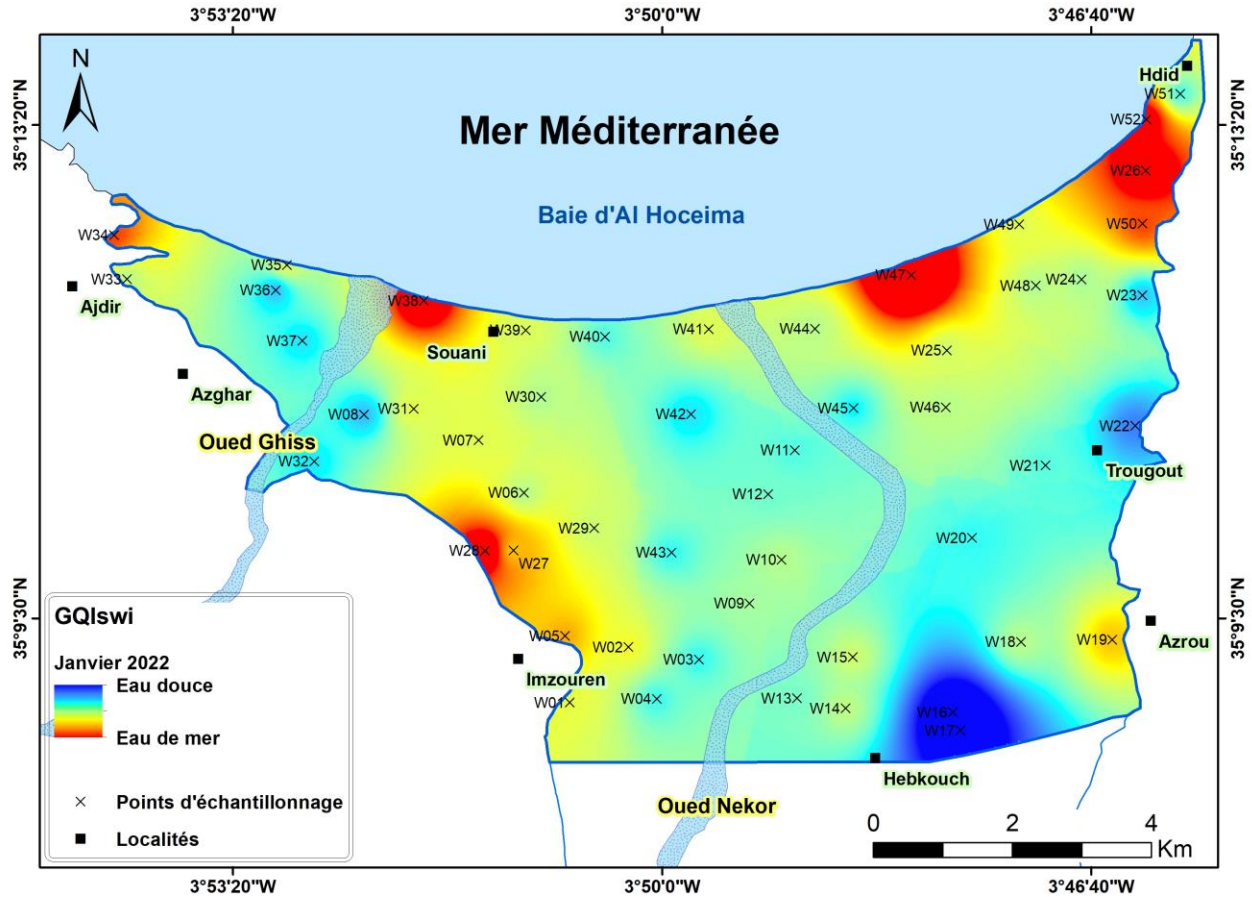


Figure 48. Distribution spatiale de l'indice de qualité des eaux souterraines spécifique à l'intrusion marine ( $GQI_{swi}$ ) dans l'aquifère de Ghiss-Nekor

### 3.1.11.2. Indice de mélange de l'eau de mer (SMI)

L'indice de mélange de l'eau de mer (SMI) est utilisé pour mesurer le niveau relatif de mélange entre l'eau de mer et l'eau douce (Abu Salem et al., 2022; Aladejana et al., 2021; Boumaiza et al., 2020; Khan et al., 2021). L'indice est calculé en utilisant les principaux éléments de l'eau de mer, à savoir  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Na^+$  et  $Mg^{2+}$ . L'équation (9) est utilisée pour effectuer ce calcul.

$$SMI = \left( a \times \frac{C_{Na}}{T_{Na}} \right) + \left( b \times \frac{C_{Mg}}{T_{Mg}} \right) + \left( c \times \frac{C_{Cl}}{T_{Cl}} \right) + \left( d \times \frac{C_{SO_4}}{T_{SO_4}} \right) \quad (9)$$

où C indique la concentration du paramètre mesuré en mg/l. Les lettres a, b, c et d correspondent aux proportions de concentration en degré relatif de sodium, magnésium, chlore et soufre dans l'eau de mer, avec des valeurs respectives de  $a = 0,31$ ,  $b = 0,04$ ,  $c = 0,57$  et  $d = 0,08$ . La lettre T représente les valeurs seuils régionales, extrapolées à partir de l'interprétation des courbes de probabilité (Edet,



2017), qui sont utilisées pour différencier les échantillons en fonction des effets du mélange avec l'eau de mer (Park et al., 2005). Les valeurs seuils obtenues ( $T_{Na} = 741$  mg/l,  $T_{Mg} = 182$  mg/l,  $T_{Cl} = 912$  mg/l,  $T_{SO_4} = 676$  mg/l) (Figure 49) ont été utilisées pour calculer le SMI pour chaque échantillon, qui ont ensuite été interpolées géospaialement (Figure 50). L'eau est supposée être affectée par le mélange d'eau salée si le SMI est supérieur à 1, tandis que les valeurs de SMI inférieures à 1 indiquent de l'eau douce (Abu Salem et al., 2022 ; Aladejana et al., 2021 ; Edet, 2017). Les calculs ont révélé que douze sites (W05, W19, W26, W27, W28, W31, W35, W38, W39, W50 et W52) avaient des valeurs SMI supérieures à 1, indiquant que l'eau salée a pu affecter ces puits.

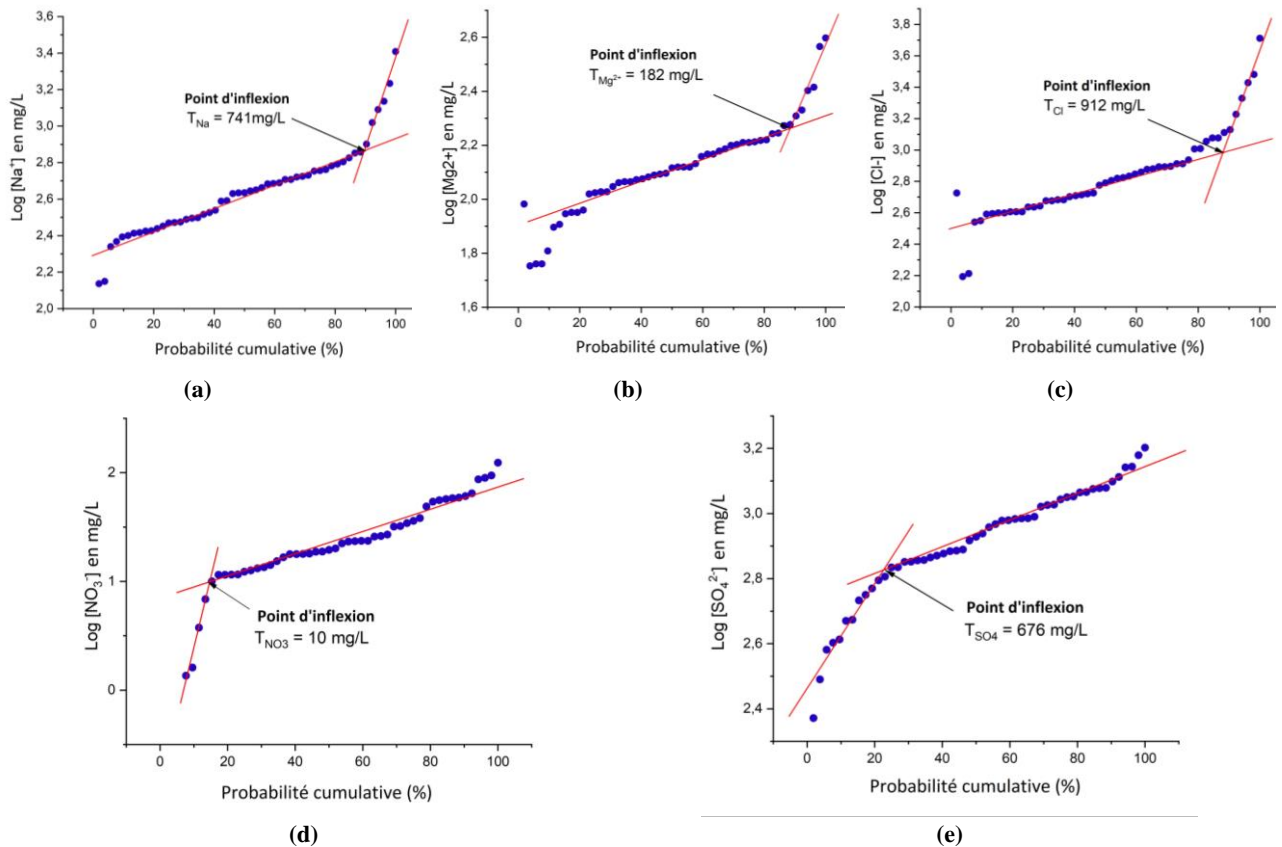


Figure 49. Détermination des concentrations seuils régionales (points d'inflexion) de (a)  $Na^{2+}$ , (b)  $Cl$ , (c)  $Mg^{2+}$ , (d)  $NO_3^-$ , et (e)  $SO_4^{2-}$  dans des échantillons d'eau souterraine en utilisant l'interprétation des courbes de probabilité cumulatives

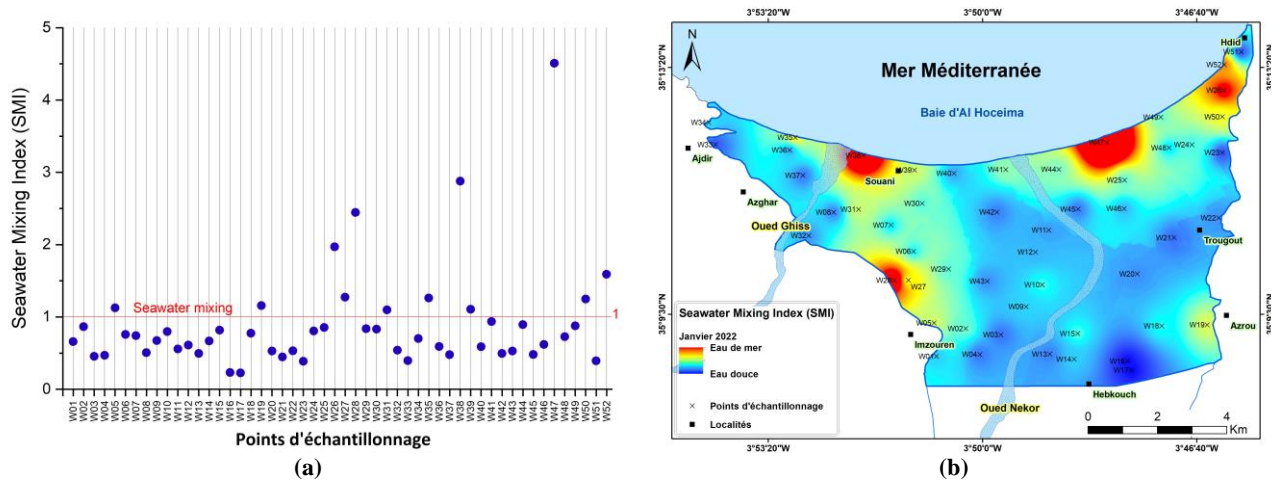


Figure 50 . (a) Diagramme de dispersion de l'indice de mélange de l'eau de mer (SMI), et (b) sa distribution spatiale dans l'aquifère de Ghiss-Nekor

### 3.2. L'analyse de superposition basée sur le SIG

Les cartes de ratio ionique ( $Cl/HCO_3$ ,  $SO_4/Cl$ ,  $Na/Cl$ , and  $Mg/Mg+Ca$ ) ainsi que les cartes de  $GQI_{swi}$  et SMI ont été superposées en utilisant l'outil de somme pondérée (weighted sum) dans ArcGIS (Figure 51a), pour produire une cartographie des zones affectées par les eaux marines (Figure 51b). Pour ce faire, nous avons appliqué la technique de reclassification à l'aide de l'outil Reclassify de la licence Spatial Analyst d'ArcGIS. Les valeurs de 1 et 0 ont été respectivement assignées pour représenter la présence ou l'absence d'intrusion marine. Ensuite, nous avons sommé les valeurs de chaque pixel dans les six cartes pour obtenir une carte finale avec des valeurs comprises entre 0 et 6. Une valeur de 0 indique la présence d'eau douce, tandis qu'une valeur de 6 indique la présence d'eau marine. Afin de garantir une pondération équitable des différentes couches, nous avons attribué le même poids à chaque carte (Kura et al., 2014).

La carte finale, obtenue grâce à l'analyse de superposition, met en évidence avec clarté la zone où la pollution causée par l'intrusion marine est la plus élevée, couvrant près de 20 % de la zone d'étude. L'analyse a principalement identifié des signes de l'intrusion marine dans les zones côtières, notamment près de l'embouchure de la rivière Ghiss (puits W38 et W39) et le long de la côte entre la rivière Nekor et le village de Hdid (puits W47, W26, et W52). Ces zones, dont l'eau présente un type Na-Cl (comme illustré dans la Figure 40), ont affiché des valeurs de  $Cl/HCO_3$  supérieures à 6,6 (Figure 44), des valeurs  $SO_4/Cl$  inférieures à 1 (Figure 45), des valeurs  $Na/Cl$  inférieures à 0,86 (Figure 46), des valeurs  $Mg/Mg+Ca$  inférieures à 0,5 (Figure 47), ainsi que les valeurs les plus faibles de  $GQI_{swi}$

(Figure 48) et les valeurs les plus élevées de SMI (Figure 50). Toutes ces données indiquent que ces zones sont gravement contaminées par l'intrusion marine.

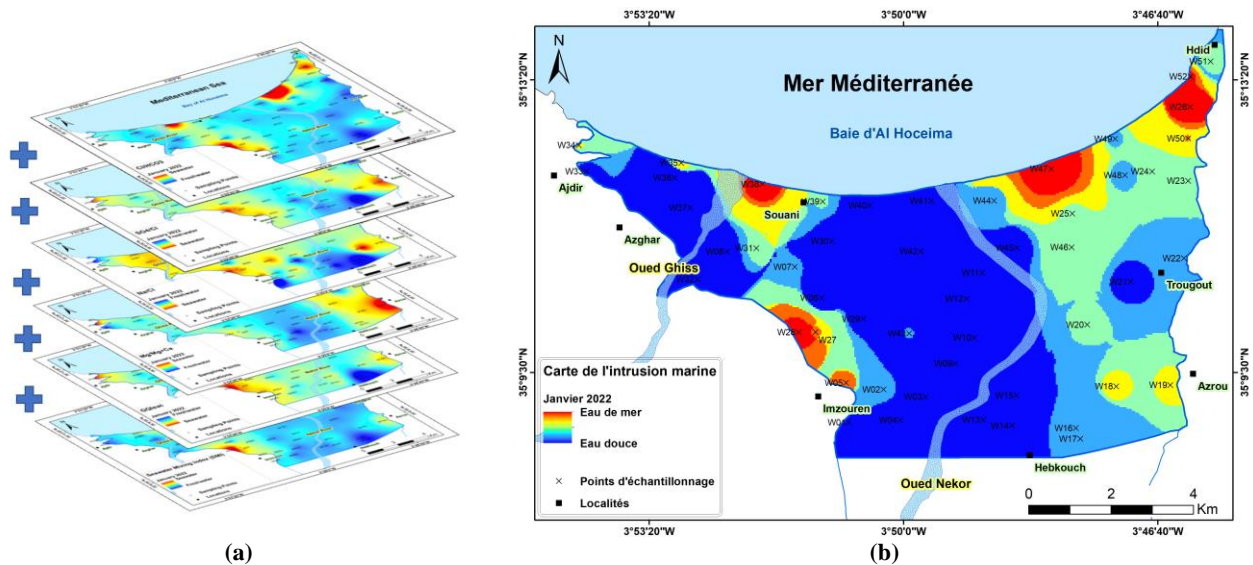


Figure 51 . (a) Analyse de superposition de la somme pondérée basée sur le SIG et (b) la carte d'intrusion marine résultante de l'aquifère non confiné de Ghiss-Nekor

Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Salhi (2008), Vroey (2012), Chafouq et al. (2017), Ghalit et al. (2017b), Benabdelouahab et al. (2019), and El Yousfi et al. (2022), qui ont également constaté une intrusion marine dans les zones situées à l'est de la rivière Nekor, s'étendant jusqu'à 2 kilomètres à l'intérieur des terres. Les dépôts le long du littoral sont généralement constitués de couches imperméables de limons et d'argile (Figure 21). Par conséquent, il est possible que l'intrusion marine a lieu dans cette zone en raison de la faille normale de Trougout, qui traverse le système aquifère (Chafouq et al., 2017, 2016).

Une empreinte de l'intrusion marine a également été détectée dans des zones contenant des dépôts perméables comme c'est le cas à l'embouchure de la rivière Ghiss. Aucune étude n'a signalé auparavant la présence de l'intrusion marine dans cette zone. Benabdelouahab et al. (2019) ont attribué l'absence de preuves d'une intrusion à cet endroit lors de leur campagne géophysique au débit important de la rivière Ghiss, qui a contribué à maintenir l'équilibre entre l'eau douce et l'eau salée dans cette région. Cependant, ces dernières années, la région a connu une grave pénurie de

précipitations, un pompage intensif pour l'irrigation et une forte baisse du débit d'eau dans la rivière Ghiss, ce qui peut expliquer les signes de l'intrusion marine dans cette zone.

Dans d'autres sites plus éloignés des côtes, de l'eau salée a également été trouvée, y compris dans la zone urbaine d'Imzouren (W05, W27 et W28) (à une distance de 3,5 à 5 km de la côte) et dans la zone rurale d'Azrou (W19) (à environ 6 km de la côte). Pour interpréter l'apparition d'eau salée dans ces deux régions, un nuage de points de  $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$  par rapport à  $\text{Cl}^-$  (Figure 52) a été créé pour aider à déterminer si la salinisation est causée par l'intrusion marine ou par la pollution anthropique (Wang et al., 2022). Cette technique a démontré que trois quarts des puits mentionnés précédemment (W05, W19 et W27) étaient susceptibles d'être contaminés par des activités anthropiques telles que les eaux usées domestiques et les opérations agricoles (apports d'irrigation en eau et utilisation excessive d'engrais), plutôt que par l'intrusion marine. Par conséquent, la zone exposée à l'intrusion marine n'a pas dépassé les deux premiers kilomètres du rivage, à l'exception du puits W28 (à 3,4 km de la côte), qui a démontré un faciès d'eaux souterraines polluées par l'eau de mer. Vroey (2012) refuse d'établir directement un lien entre la forte salinité dans les puits situés à plus de 3 km de la côte et l'intrusion marine, surtout si les puits environnants présentent des faciès différents. À la place, Vroey suppose que les niveaux élevés de nitrate observés dans ces zones proviennent d'autres causes de salinité, telles que les rejets d'eaux usées liés à la pollution anthropique, qui peuvent être déduites. Cependant, sur la base de notre modèle stratigraphique simplifié de l'aquifère Ghiss-Nekor (Figure 53), la haute salinité dans la zone entourant la ville urbaine d'Imzouren (W28) peut être liée à l'eau de mer qui a envahi depuis la région de Souani et s'est retrouvée piégée là où le substratum argilo-marneux est profond, augmentant considérablement la salinité des eaux souterraines. L'absence d'eaux souterraines présentant des faciès d'eau de mer entourant les puits contaminés peut être due à la nature hétérogène de l'aquifère, qui présente différentes profondeurs de couches imperméables (Salhi, 2008). La campagne de prospection géophysique (tomographie de résistivité électrique) menée par Salhi (2008) et l'utilisation d'analyses isotopiques réalisées par Chafouq et al. (2017) n'ont révélé aucun signe d'intrusion marine dans cette zone, bien que des campagnes supplémentaires et intensifiées dans la zone entourant Imzouren seraient d'un grand intérêt pour corroborer nos hypothèses.

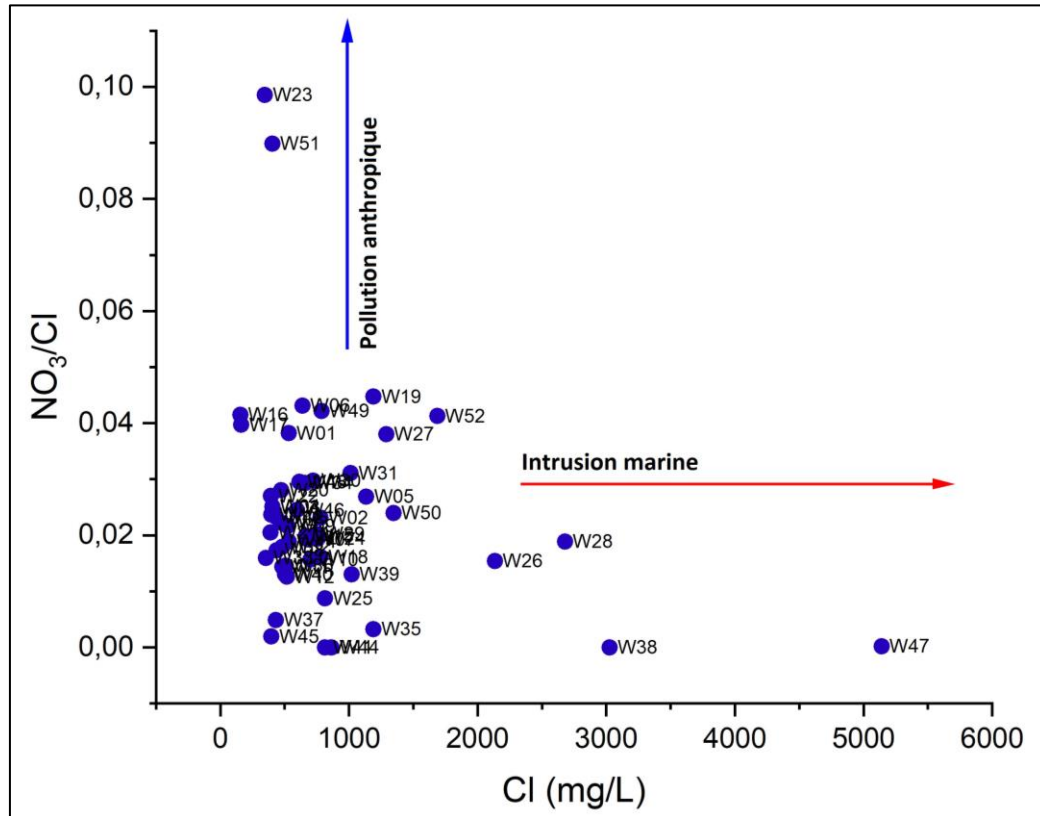


Figure 52 . Diagramme de dispersion de  $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$  par rapport à  $\text{Cl}^-$

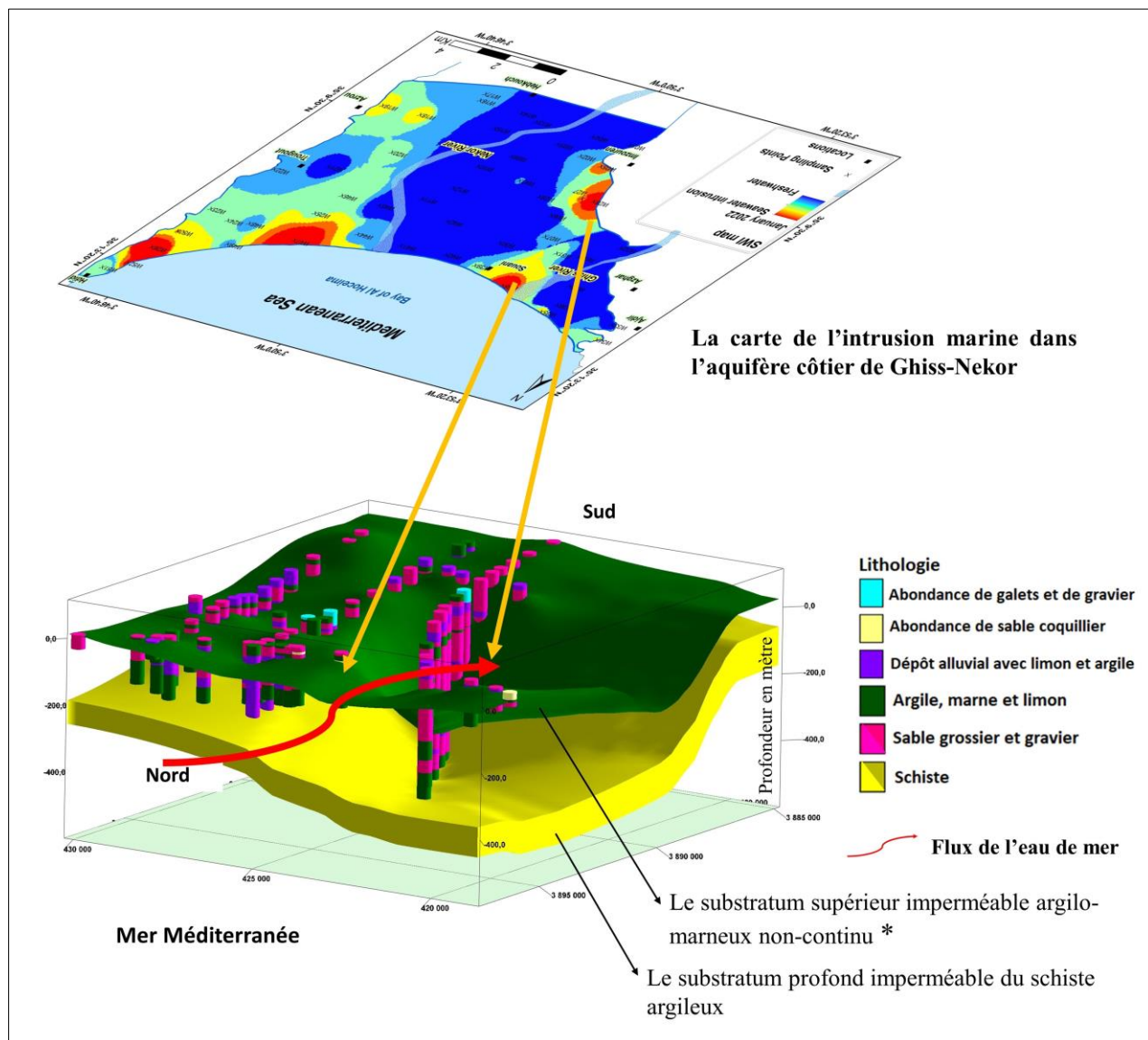


Figure 53 . L'interprétation de l'occurrence de l'intrusion marine dans la zone entourant la ville urbaine d'Imzouren en utilisant le modèle stratigraphique simplifié de l'aquifère de Ghiss-Nekor. \* Par simplification, le substratum argilo-marneux a été représenté comme une couche continue alors qu'il est en réalité non continu en raison de l'hétérogénéité des sédiments de l'aquifère

La faible étendue de l'intrusion saline dans notre zone d'étude, située à seulement 2 à 5 kilomètres de la côte, est attribuée aux dépôts le long du littoral composés de couches imperméables de limon et d'argile. En revanche, l'intrusion saline affecte de nombreuses régions du monde sur de longues distances à l'intérieur des terres, telles que les communautés côtières de la région centrale du

Ghana, où Asare et al. (2021) ont utilisé la même méthodologie que la nôtre, ils ont observé une intrusion marine jusqu'à 20 Km de la côte. De même, Senthilkumar et al. (2019) ont signalé que l'eau de mer atteignait des zones situées jusqu'à 35 kilomètres de la côte dans la région côtière du district de Thiruvallur, dans le sud de l'Inde. Ces zones se caractérisent par des sédiments perméables le long du littoral, ce qui contribue à la présence généralisée de l'intrusion marine.

L'utilisation des ratios ioniques ou des indices d'intrusion marine de manière indépendante pour évaluer l'intrusion marine dans un aquifère côtier n'est pas praticable car chaque mesure produit des résultats quelque peu trompeurs ou erronés (Kura et al., 2014; Trabelsi et al., 2016; Vroey, 2012; Werner et al., 2013). Par conséquent, en combinant les indices suggérés à l'aide de l'approche de superposition, nous avons pu éliminer partiellement les résultats biaisés. Ainsi, cette étude souligne la nécessité d'utiliser plusieurs techniques intégrées pour examiner la possible contamination des eaux souterraines par l'intrusion marine et obtenir des résultats précis. Nos résultats appuient également l'application d'outils géospatiaux pour gérer les ressources en eaux souterraines dans les zones où l'eau est rare, telles que l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor et d'autres systèmes aquifères dans le monde entier. Ces résultats aideront les décideurs à adopter des stratégies, à planifier et à gérer l'utilisation de l'eau souterraine de manière appropriée. Les stratégies potentielles pour ralentir la progression de l'eau de mer dans l'aquifère de Ghiss-Nekor comprennent la recharge artificielle ainsi que la recherche d'alternatives à l'eau souterraine de cet aquifère. Cette dernière stratégie est abordée comme sujet de la troisième partie de cette thèse, dans laquelle est étudiée la recherche des zones potentielles des eaux souterraines dans les bassins versants de Nekor et Ghiss.

Malgré les résultats encourageants de la méthode appliquée dans cette étude et les résultats d'études antérieures menées dans la plaine de Ghiss-Nekor, il est nécessaire d'évaluer les variations spatio-temporelles de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor. Le chapitre suivant porte sur l'étude de la variation spatio-temporelle, visant à mieux comprendre la dynamique de salinisation dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

## 4. Conclusion

Une approche intégrée de techniques hydrogéochimiques, statistiques et géospatiales a été utilisée dans ce chapitre pour mieux comprendre la contribution des sources géogéniques et anthropiques dans le contrôle de la salinisation des eaux souterraines et pour évaluer l'étendue de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor.

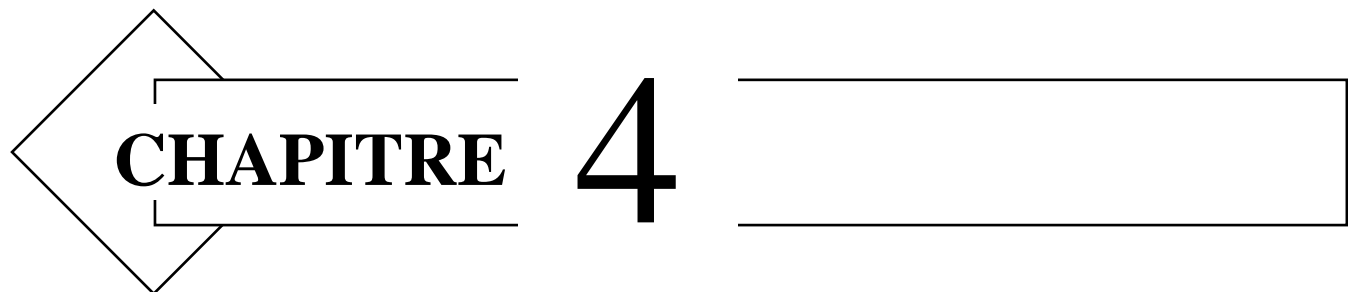
Selon l'interprétation de la matrice de corrélation des variables étudiées et de l'analyse en composantes principales (ACP) utilisant la rotation varimax orthogonale, le phénomène de salinisation élevée dans l'aquifère de Ghiss-Nekor est causé à la fois par des facteurs géogéniques, tels que la dissolution du sel, l'altération chimique, le processus d'évaporation et l'intrusion marine, ainsi que par des facteurs anthropiques, tels que les fuites d'eaux usées domestiques et l'utilisation excessive d'engrais dans l'agriculture et le retour d'eau d'irrigation.

En utilisant le diagramme de Piper, les eaux souterraines de l'aquifère de Ghiss-Nekor ont été divisées en deux types : 1) chloruré-sodique (Na-Cl) et 2) sulfaté chloré de calcium et de magnésium (mixte Ca-Mg-Cl-SO<sub>4</sub>), qui représentaient respectivement 38 % et 62 % du total des échantillons d'eau. La présence d'un mélange potentiel avec de l'eau salée dans le système aquifère analysé a été prouvée par le diagramme de Chadha, le diagramme de Gibbs et les formes géométriques des diagrammes de Stiff.

L'étendue de l'intrusion marine a été évaluée en combinant différents indices à l'aide d'outils géospatiaux. Selon les différents indices utilisés dans cette étude, une plage de 11 % à 50 % des puits ont été trouvés affectés par l'intrusion marine. Parmi ceux-ci, 70 % étaient situés dans un rayon de deux kilomètres de la côte, y compris les zones à l'est de l'embouchure de la rivière Nekor et à proximité de l'embouchure de la rivière Ghiss. La superposition de multiples ratios ioniques et indices d'intrusion marine a permis la production d'une carte finale qui met en évidence les zones affectées par l'intrusion marine dans l'aquifère côtier Ghiss-Nekor. En conséquence, il est estimé que 20 % de la zone d'étude est impactée par l'intrusion marine. L'eau salée détectée dans la zone entourant la ville urbaine d'Imzouren a été comprise comme l'empiètement de l'eau de mer de la zone de Souani étant piégée là où le substrat argilo-marneux est profond.



L'étude actuelle représente la première tentative de cartographier l'étendue de l'intrusion marine à travers l'analyse hydrogéochimique. Les résultats obtenus fournissent des informations cruciales sur l'ampleur de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor, ce qui est essentiel pour tout projet visant à gérer efficacement les ressources en eau dans la zone d'étude. Auparavant, de telles informations étaient absentes. Ces résultats démontrent l'efficacité de l'utilisation d'une approche hydrochimique intégrée et économique. Ainsi, ces résultats montrent l'efficacité de l'utilisation d'une approche hydrochimique intégrée et abordable, ce qui fait de cette étude une contribution précieuse aux études précédentes qui ne se fiaient qu'à l'approche hydrochimique et ne prenaient pas en compte les méthodes coûteuses qui pourraient ne pas être réalisables dans certains pays en développement.



**CHAPITRE 4**

**Chapitre 4 : L'évolution Spatio-Temporelle De L'intrusion Marine  
Dans L'aquifère Côtier Marocain De Ghiss-Nekor En Utilisant La  
Modélisation Basée Sur Les SIG**

# 1. Introduction

La détérioration des eaux souterraines due à l'intrusion marine affecte négativement l'approvisionnement en eau des zones côtières (Panthi et al., 2022) et entraîne des problèmes environnementaux tels que la salinisation des sols qui réduit la production agricole (Liu et al., 2017). Par conséquent, une gestion efficace des aquifères côtiers est nécessaire pour éviter l'aggravation du phénomène de l'intrusion marine (Abdalla, 2015; Abu Al Naeem et al., 2019b; El-Fadel et al., 2014; Kallioras et al., 2006; Shi and Jiao, 2014; Singh, 2012; Werner et al., 2012). Le diagnostic de l'état actuel ainsi que son évolution dans le temps et l'espace est essentiel pour élaborer des plans efficaces de gestion des ressources en eau dans les zones côtières (Huang et al., 2013). La variation spatio-temporelle de la salinisation offre des informations cruciales sur les processus hydrochimiques à l'origine de la salinisation des aquifères et aide à estimer le taux de détérioration des eaux souterraines (Karabulut et al., 2021; Yin et al., 2021).

Plusieurs études ont été menées pour évaluer l'occurrence de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor, notamment celles de Salhi (2008), Iouzzi et al. (2011), Vroey (2012), Khouakhi et al. (2015), Chafouq et al. (2016), Chafouq et al. (2017), Ghalit et al. (2017b), Kouz et al. (2018), Nouayti et al. (2022), El Yousfi et al. (2022), Bourjila et al. (2022). Cependant, la variation spatio-temporelle de l'intrusion marine, qui est essentielle pour fournir des cartographies utiles pour une gestion durable de l'eau, n'a pas été évaluée dans notre zone d'étude.

En raison de l'importance de suivre la variation spatio-temporelle de la salinité dans les aquifères côtiers, plusieurs études ont été menées dans différentes régions pour comprendre ces processus, notamment au Maroc (Bahir et al., 2020), en Tunisie (Slama and Sebei, 2020), en Turquie (Karabulut et al., 2021), en Espagne (Giménez-Forcada, 2019), en Chine (Yin et al., 2021; Zhang et al., 2022), en Iran (Amiri et al., 2016), en Inde (Sridharan and Senthil Nathan, 2017), au Vietnam (Le et al., 2020), au Nigeria (Aladejana et al., 2021), en Corée (Kwon et al., 2020) et en Égypte (Salem and Hasan, 2021). De nombreuses études ont utilisé les diagrammes d'évolution des faciès hydrochimiques (HFE-D) pour détecter l'intrusion d'eau salée et les phases d'adoucissement. Cet outil a été établi pour la première fois par Giménez-Forcada (2010) et a ensuite été appliqué pour caractériser la salinité dans la plaine de Vinaroz, en Espagne (Giménez-Forcada, 2014), suivi d'une étude comparative entre deux plaines espagnoles, Vinaroz et Oropesa (Giménez-Forcada, 2019). Par la suite, les auteurs

Giménez-Forcada and Sánchez San Román (2015) ont également publié une note méthodologique dans laquelle ils ont présenté une macro Excel pour aider à l'utilisation du HFE-D dans l'identification des phases d'intrusion marine. Le HFE-D sépare les sous-phases de l'intrusion et de désalinisation, ce qui facilite l'interprétation de l'hydrochimie des phases salinisation et d'adoucissement associées à l'intrusion marine dans les aquifères côtiers (Giménez-Forcada, 2019). Lorsque les résultats du HFE-D sont utilisés pour générer des cartes thermiques (heatmaps), le HFE-D devient encore plus utile. Les cartes thermiques sont des représentations colorées des différents faciès hydrochimiques identifiés par le HFE-D et sont un outil efficace pour repérer les variations d'intrusion marine dans les systèmes aquifères (Ghiglieri et al., 2012; Giménez-Forcada, 2019; Liu et al., 2014; Najib et al., 2017; Naseem et al., 2018; Sadeghfam et al., 2022; Sae-Ju et al., 2018; Yang et al., 2021; Yin et al., 2021).

En outre, l'évolution spatio-temporelle de la salinité peut être détectée en analysant la distribution spatiale des données hydrochimiques à l'aide d'un SIG en comparant deux cartes pour deux périodes différentes (Mosaffa et al., 2021; Slama and Sebei, 2020). Cependant, cette méthode s'est révélée inefficace pour détecter de légères variations dans certains contextes, ce qui la rend inadaptée pour étudier les variations temporelles et spatiales (Slama and Sebei, 2020). Pour remédier à ce problème, Slama and Sebei (2020) suggèrent d'utiliser la technique de cartographie différentielle (DMT) basée sur les SIG pour étudier et quantifier de légères variations de salinité entre différentes campagnes d'étude.

La technique de cartographie différentielle (DMT) est une méthode qui utilise un logiciel SIG pour identifier les régions qui ont subi des changements entre deux périodes. Cela se fait généralement en comparant des images satellites ou des images matricielles de la même zone prises à des moments différents. La DMT est utilisée également pour détecter et cartographier les changements d'utilisation des terres (Asuquo Enoh et al., 2022), de la végétation (Nasser Mohamed Eid et al., 2020), de l'érosion des sols (Hudson and Soar, 2023), et d'autres caractéristiques physiques du paysage.

Les objectifs principaux de cette partie d'étude étaient : *i*) de vérifier l'hypothèse selon laquelle des années successives de sécheresse et d'extraction excessive des eaux souterraines ont conduit à une augmentation de l'étendue de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor, et *ii*) de cartographier l'évolution spatio-temporelle de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor en analysant les données de 2015 et 2022 à l'aide d'approches géochimiques appropriées. Pour ce faire, des cartes de

variation des ions majeurs, des diagrammes d'évolution des faciès hydrochimiques ont été utilisés pour évaluer l'évolution de l'intrusion marine.

Les résultats de l'étude visent à guider et à améliorer la gestion des eaux souterraines dans l'aquifère de Ghiss-Nekor et à fournir une base de connaissances pour mieux comprendre les processus de salinisation liés à l'intrusion marine dans n'importe quel système aquifère côtier complexe.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Sources des données hydrochimiques

Les données hydrochimiques de la campagne de janvier 2022 (voir Chapitre 3) ont été comparées à celles de la période de juin-juillet 2015, obtenues à partir de l'étude publiée par Chafouq et al. (2017). L'échantillonnage de 2015 a été réalisé pendant la saison sèche (juin et juillet), tandis que celui de 2022 a été effectué pendant la saison humide (en janvier). Cependant, il est considéré comme une période sèche car il faisait suite à la dernière période sèche de 2021 (Figure 54).

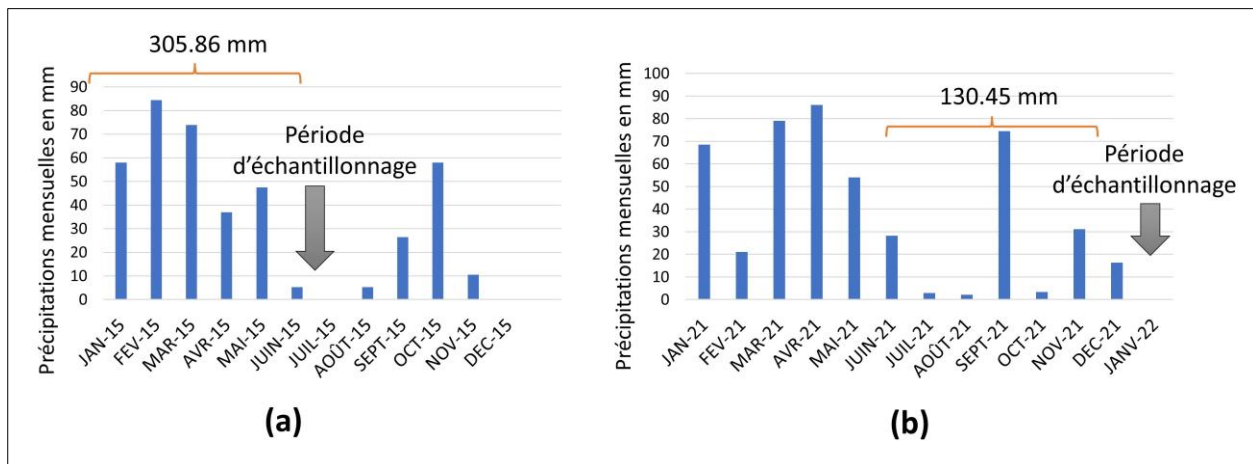


Figure 54. Contexte des précipitations des deux périodes d'échantillonnage : (a) juin et juillet 2015, et (b) janvier 2022

### 2.2. Analyse des données hydrochimiques

Les statistiques descriptives ont été réalisées pour les périodes d'étude de 2015 et de 2022 à l'aide du logiciel IBM SPSS STATISTICS (version 25). Les diagrammes en boîte (box-plots) ont été créés avec le logiciel Origin Pro 2021. Nous avons utilisé une macro Excel téléchargeable à partir de

<https://hidrologia.usal.es/HFE-D.htm> pour créer les diagrammes HFE. Cette macro a été fournie par Giménez-Forcada and Sánchez San Román (2015).

Les cartes de variation spatio-temporelle des ions majeurs ont été créées en utilisant la technique de cartographie différentielle (Slama et al., 2015; Slama and Sebei, 2020). Pour produire ces cartes, nous avons utilisé l'outil SIG de la calculatrice raster (Raster calculator), un composant de Map Algebra dans ArcGIS. Cette méthodologie est efficace pour organiser et analyser des données cartographiques numériques (Shirabe, 2012). La technique consiste à soustraire deux couches de raster, c'est-à-dire deux cartes numériques. Nous avons créé une carte pour chaque ion majeur. La première carte montre la distribution des ions majeurs lors de la campagne de 2015, et la deuxième montre la distribution spatiale du même ion majeur lors de la campagne de 2022. La carte finale affiche des valeurs positives et négatives, les positives indiquant une diminution de la concentration ionique et les négatives indiquant une augmentation de la concentration ionique.

Nous avons également tracé les valeurs des différentes sous-phases d'intrusion et d'adoucissement pour créer des cartes thermiques à l'aide d'ArcGIS version 10.8. Nous avons utilisé la technique de pondération par distance inverse (IDW) pour interpoler les données numériques.

### 3. Résultats et discussion

#### 3.1. Variation temporelle de l'hydrochimie entre 2015 et 2022

Les paramètres physico-chimiques des échantillons des deux périodes de prélèvement sont présentés dans le Tableau 10 et la Figure 55. Au cours de la campagne de 2015, le TDS varie de 1548,16 à 6768 mg/l, avec une moyenne de 2899,31 mg/l. Le TDS au cours de la campagne de 2022 s'étale de 1449,47 à 10014,78 mg/l, avec une moyenne de 3043,60 mg/l. La hausse significative du TDS dans les échantillons de 2022 peut être due à une aggravation de l'intrusion marine et/ou à l'effet cumulatif de l'évaporation résultant des années successives de sécheresse dans la région (Aladejana et al., 2021; W. Wang et al., 2022). La conductivité électrique (CE) la plus élevée des eaux souterraines est également bien plus grande dans la campagne de 2022 (15300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) que dans la période de prélèvement de 2015 (10575  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

*Tableau 10 : Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques mesurés lors des deux périodes d'échantillonnage (2015 et 2022)*

Paramètre	Juin & Juillet 2015 N= 48				Janvier 2022 N= 52			
	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	2419,00	10575,00	4530,17	1797,50	1612,00	15300,00	4076,35	2337,80
TDS (mg/l)	1548,16	6768,00	2899,31	1150,40	1449,47	10014,78	3043,60	1520,18
$\text{Ca}^{2+}$ (meq/l)	5,72	18,37	11,13	3,29	2,97	20,76	11,34	3,72
$\text{Mg}^{2+}$ (meq/l)	2,24	30,19	13,62	5,40	4,72	32,96	11,89	5,47
$\text{Na}^+$ (meq/l)	8,88	65,60	24,01	13,16	5,96	111,30	23,03	17,99
$\text{K}^+$ (meq/l)	0,00	2,30	0,20	0,36	0,04	1,04	0,18	0,20
$\text{HCO}_3^-$ (meq/l)	4,80	11,52	7,37	1,58	2,50	11,70	6,19	1,71
$\text{SO}_4^{2-}$ (meq/l)	7,87	45,41	18,31	7,44	4,90	33,17	18,19	6,51
$\text{Cl}^-$ (meq/l)	7,92	85,04	24,13	16,24	4,46	146,88	24,53	23,53
$\text{NO}_3^-$ (meq/l)	0,12	1,99	0,53	0,39	0,00	1,99	0,48	0,43

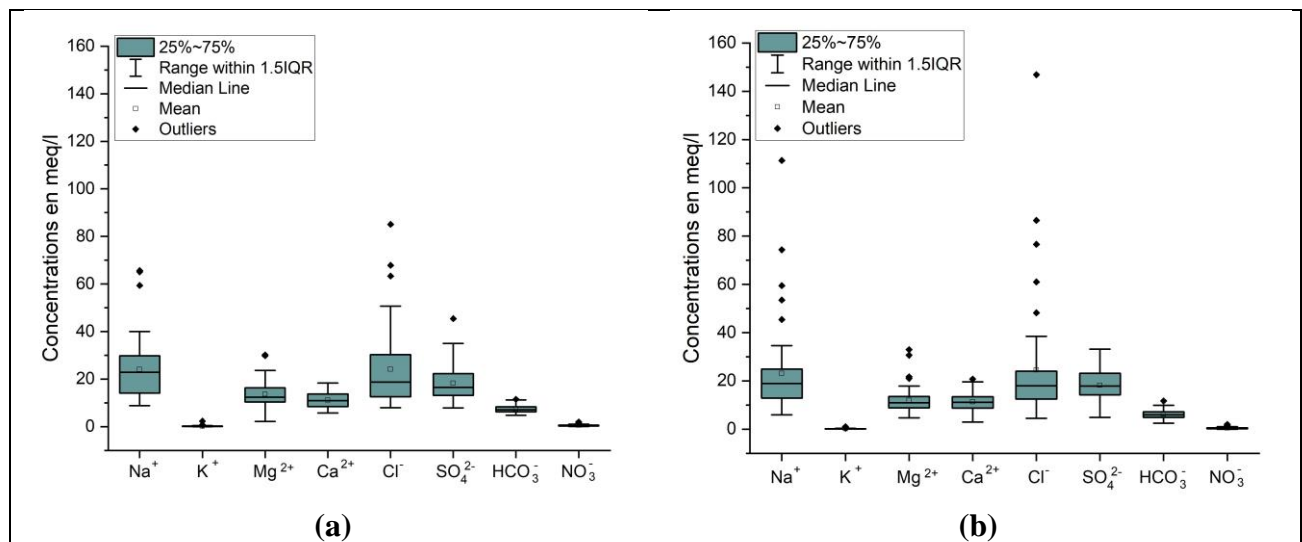


Figure 55. Diagrammes en boîte pour les paramètres hydrochimiques mesurés dans l'aquifère de Ghiss-Nekor pendant les périodes d'échantillonnage : (a) juin et juillet 2015 et (b) janvier 2022

Les ions majeurs, notamment le chlorure, le sodium, le sulfate et le magnésium, sont fréquemment utilisés pour détecter l'interface eau douce-eau salée. La concentration moyenne de  $\text{Cl}^-$  dans les échantillons prélevés lors de la campagne de 2015 varie de 7,92 à 85,04 meq/l, tandis que les échantillons de la campagne de 2022 varient de 4,46 à 146,88 meq/l avec une moyenne de 24,53 meq/l. La concentration de chlorure a légèrement augmenté entre 2015 et 2022, bien qu'elle ait atteint son maximum à 146,88 meq/l en 2022, ce qui peut être lié à une aggravation de l'intrusion marine dans certaines zones côtières. La plage de concentrations de  $\text{Na}^+$  est de 8,88 à 65,60 meq/l et de 5,96 à 111,30 meq/l, avec une moyenne de 24,01 et 23,03 meq/l pour les campagnes 2015 et 2022, respectivement. L'intrusion avancée d'eau de mer peut être un facteur contribuant à l'augmentation significative de la concentration maximale de sodium en 2022. Lors de la campagne de 2015, les concentrations de  $\text{SO}_4^{2-}$  variaient de 7,87 à 45,41 meq/l avec une moyenne de 18,31 mg/l, tandis que

dans les échantillons d'eau souterraine prélevés en 2022, les concentrations variaient de 4,90 à 33,17 meq/l avec une concentration moyenne de 18,19 meq/l, ce qui ne révèle aucune différence significative dans les niveaux de  $\text{SO}_4^{2-}$  entre les deux périodes d'échantillonnage. Par conséquent, la source prédominante de  $\text{SO}_4^{2-}$  au cours des deux périodes peut être la dissolution de gypse ou d'anhydrite (Askri et al., 2022; Bourjila et al., 2022). Lors de la campagne de 2015, la concentration moyenne de  $\text{Mg}^{2+}$  est de 13,62 meq/l, mais en 2022, elle a légèrement baissé à 11,89 mg/l, tandis que la concentration maximale a légèrement augmenté de 30,19 à 32,96 meq/l. Malgré la pertinence des statistiques descriptives pour mettre en évidence les tendances globales de salinisation, les variations ponctuelles des éléments ioniques ne sont toujours pas détectables. Par conséquent, nous avons essayé de fournir une caractérisation plus précise à cet égard en utilisant la méthode de cartographie différentielle décrite dans la section suivante.

### 3.2. Variation spatio-temporelle en utilisant la technique de cartographie différentielle (DMT)

La variation spatiotemporelle des ions majeurs a été étudiée en utilisant l'approche de cartographie différentielle. Cette méthode consiste à créer des cartes en interpolant les concentrations d'ions majeurs de chaque campagne d'échantillonnage en utilisant l'interpolation IDW. Les cartes résultantes représentent avec précision la distribution spatiale des variations de concentration d'ions majeurs entre les deux périodes d'échantillonnage (2015-2022). Les cartes de variation spatiotemporelle ont été créées en soustrayant deux couches raster du même ion pour les deux périodes d'échantillonnage. Les valeurs positives sur les cartes obtenues indiquent une diminution de la concentration en ions, tandis que les valeurs négatives indiquent une augmentation.

Après avoir examiné les cartes (Figure 56), il est apparu que les variations spatiotemporelles témoignent d'une aggravation de l'intrusion marine. La variation temporelle du TDS (Figure 56a) a montré une augmentation significative de la salinité dans les zones proches de la mer. Des augmentations dépassant dans certains cas 7000 mg/l ont été observées principalement sur la rive est de la rivière Nekor et près de l'embouchure de la rivière Ghiss. Le reste de la plaine a montré soit une légère augmentation (0-512 mg/l) soit une diminution de la salinité (0-2614 mg/l).

L'analyse de la tendance des anions chlorure ( $\text{Cl}^-$ ) dans le temps et l'espace (Figure 56b) a révélé une augmentation allant jusqu'à 129 meq/l dans la zone côtière à l'est de la rivière Nekor et autour de



l'embouchure de la rivière Ghiss. De même, les niveaux de divers ions tels que  $\text{Na}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{HCO}_3^-$  ont été observés à avoir augmenté près de la côte jusqu'à 93,74 meq/l, 21,52 meq/l, 17,28 meq/l, 9,88 meq/l, 0,98 meq/l et 4,96 meq/l, respectivement (Figure 56 de c à i). Cela suggère que la salinité élevée observée près de la côte provient principalement de l'eau de mer. À l'inverse, une diminution des valeurs de concentration de ces ions a été observée dans la plupart de la zone d'étude, en particulier dans la partie sud. Pour le  $\text{NO}_3^-$ , des concentrations élevées ont été observées dans l'extrême nord-est de la plaine de Nekor (Lharch et Hdid), les environs de la ville d'Imzouren et à Azrou, avec des valeurs atteignant 1,49 meq/l.

En résumé, les cartes indiquent que la plupart des ions majeurs, et donc le TDS, ont augmenté principalement dans les zones proches de la mer. Ces résultats appuient l'hypothèse selon laquelle l'intrusion marine s'aggrave au fil du temps dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

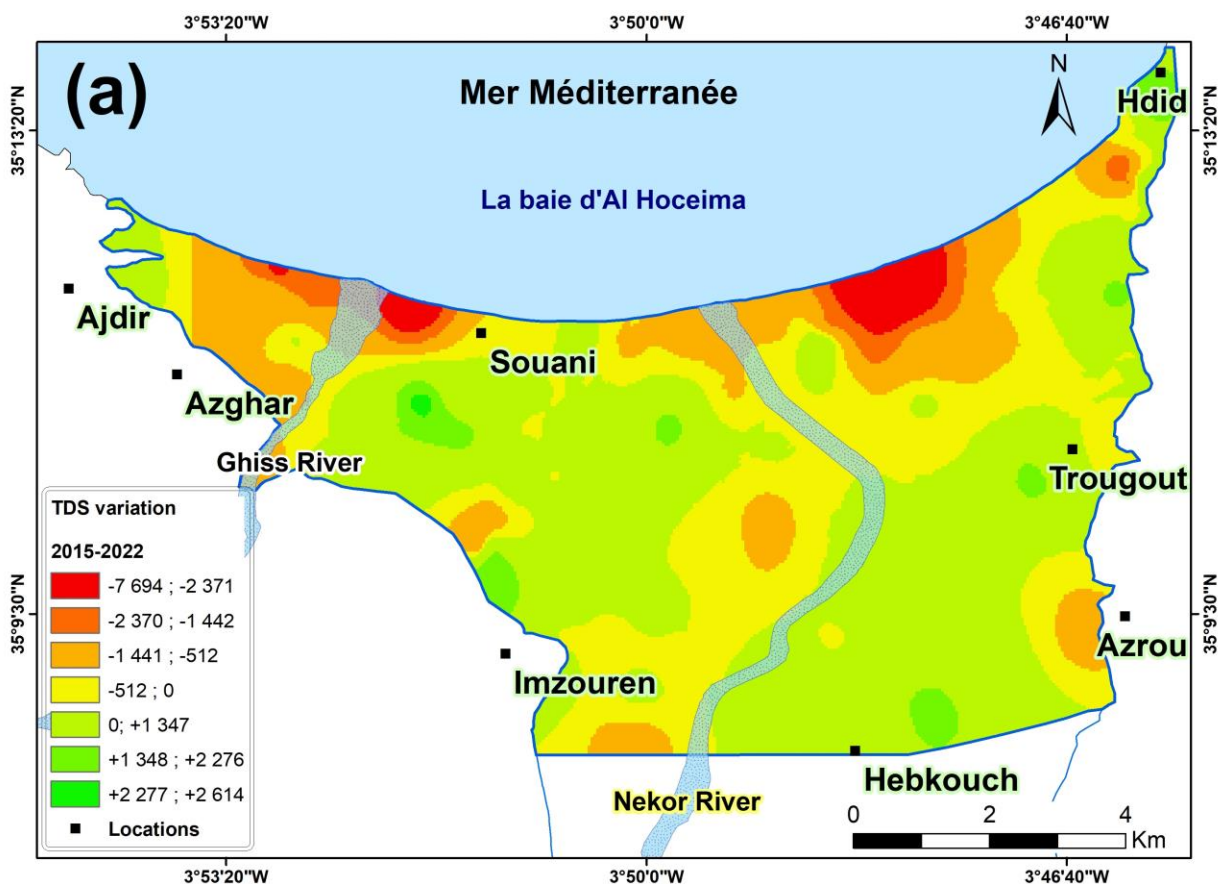


Figure 56. Variations spatiotemporelles des ions majeurs (2015-2022) dans l'aquifère de Ghiss-Nekor : (a) TDS (en mg/l), (b) Cl<sup>-</sup>, (c) Na<sup>+</sup>, (d) SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, (e) Mg<sup>2+</sup>, (f) Ca<sup>2+</sup>, (g) K<sup>+</sup>, (h) HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, et (i) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Les valeurs négatives indiquent

une augmentation de la concentration ionique, tandis que les valeurs positives indiquent une diminution de la concentration ionique

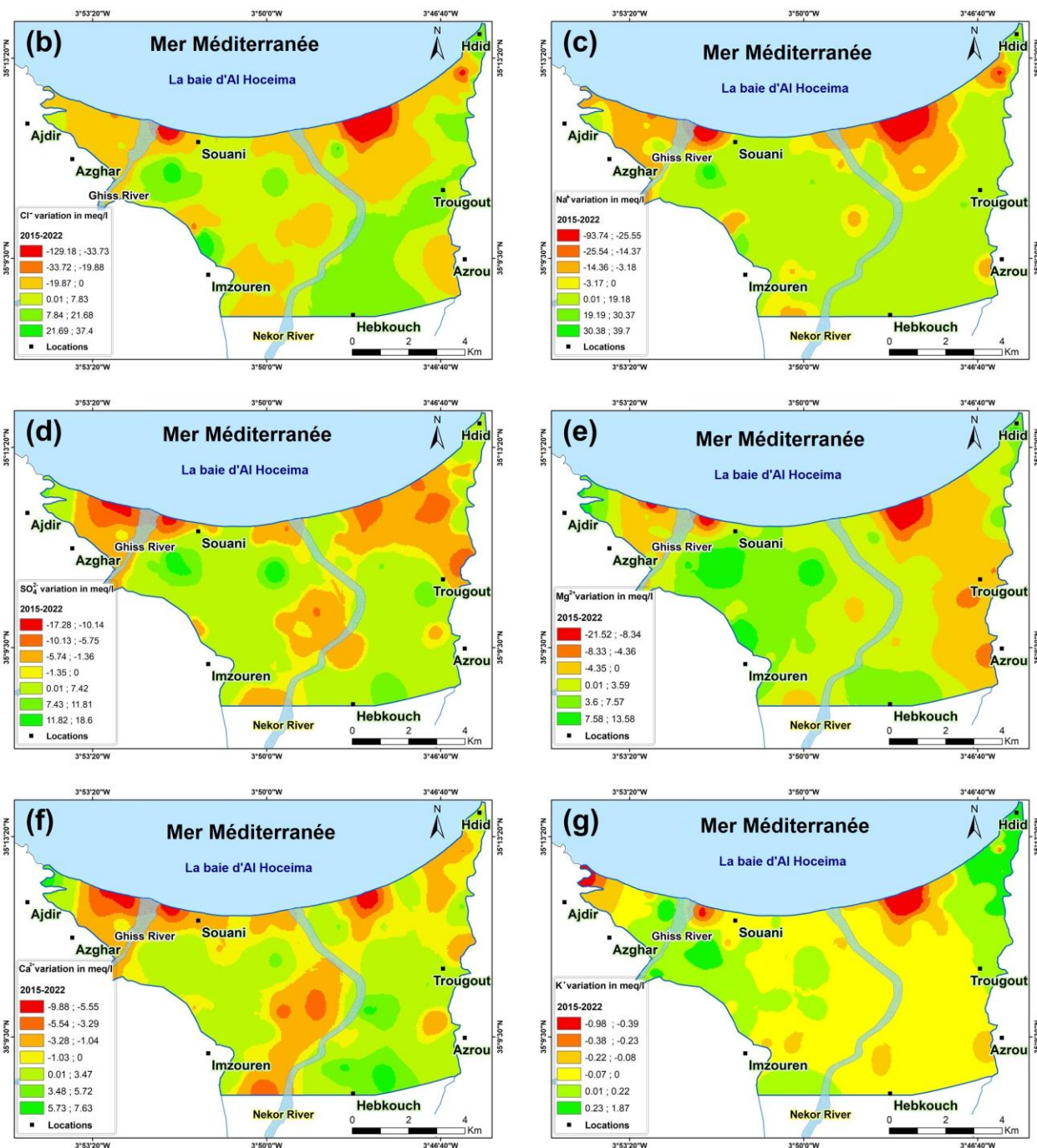


Figure 56. (Suite)

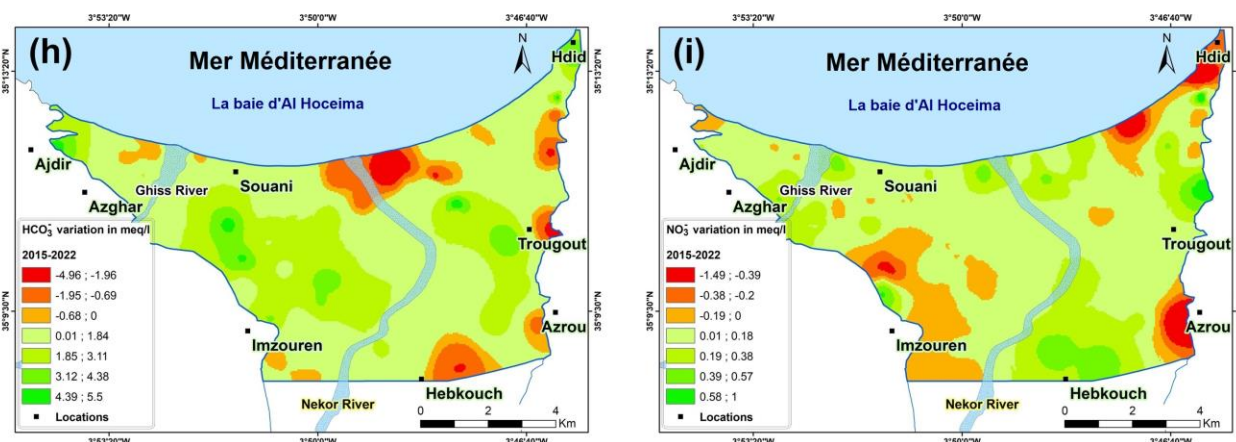


Figure 56. (Suite)

### 3.3. Variation spatio-temporelle de l'intrusion marine en utilisant les diagrammes d'évolution des faciès hydrochimiques (HFE-D)

Le diagramme d'évolution des faciès hydrogéochimiques (HFE-D), proposé par Giménez-Forcada (Giménez-Forcada, 2010), est un outil précieux pour comprendre les changements de la chimie des eaux souterraines au fil du temps. Il est particulièrement utile pour interpréter l'hydrochimie des phases d'intrusion et de récupération dans les aquifères côtiers (Giménez-Forcada, 2019; Parisi et al., 2023). Plusieurs études ont démontré son efficacité pour reconnaître les variations spatiotemporelles de l'intrusion marine, telles que Amiri et al. (2016), Kumar (2016), Liu et al. (2017), Bahir et al. (2020), Khan et al. (2021), Aladejana et al. (2021), Sangadi et al. (2022), Selvakumar et al. (2022), Sadeghfam et al. (2022), Slama et al. (2022), Parisi et al. (2023).

Le HFE-D comprend quatre types principaux de faciès : Na-Cl, Ca-HCO<sub>3</sub>, Ca-Cl<sub>2</sub> et Na-HCO<sub>3</sub>, connus sous le nom de faciès hétéropiques. Le faciès Na-Cl caractérise l'eau de mer, tandis que le faciès Ca-HCO<sub>3</sub> caractérise l'eau douce. Lorsque l'eau de mer s'infiltré, l'échange de Na<sup>+</sup> contre Ca<sup>2+</sup> entraîne la transformation de l'eau Na-Cl en eau de faciès Ca-Cl<sub>2</sub>. À l'inverse, lors de la phase d'adoucissement, l'échange de Ca<sup>2+</sup> contre Na<sup>+</sup> conduit à la formation des eaux Na-HCO<sub>3</sub> (Chandrajith et al., 2022).

Dans le diagramme, les échantillons peuvent être séparés en deux phases distinctes en utilisant la position de la ligne de mélange conservatrice (CML). La CML représente le mélange des deux extrémités : l'eau douce et l'eau de mer (Giménez-Forcada, 2010). Les faciès situés en dessous et à

droite de la CML indiquent une phase d'intrusion, tandis que les faciès situés au-dessus et à gauche de la CML indiquent une phase d'adoucissement (Giménez-Forcada, 2014). L'hydrochimie des eaux échantillonnées peut être utilisée pour identifier diverses sous-étapes liées aux étapes d'adoucissement et d'intrusion. Celles-ci comprennent les sous-phases de salinisation :  $f_1$ ,  $f_2$ ,  $f_3$ ,  $f_4$  et FW, qui couvrent le début à la fin du processus d'adoucissement, et les sous-phases d'intrusion :  $i_1$ ,  $i_2$ ,  $i_3$ ,  $i_4$  et SW, qui couvrent le début à la fin du processus d'intrusion. Ces sous-phases aident à déterminer les processus de salinisation des échantillons d'eau souterraine.

Ainsi, le HFE-D a été utilisé pour identifier la sous-étape de chaque échantillon d'eau de 2015 et de 2022. Les sous-étapes obtenues ont ensuite été interpolées spatialement pour chaque période d'échantillonnage afin de créer des cartes thermiques (Figure 57), suivant la méthode décrite par Giménez-Forcada (2014). Les diagrammes HFE-D et leurs cartes thermiques associées illustrent clairement qu'en 2015, 14 % de la zone d'étude a été impactée par l'intrusion marine, tandis que 86 % présentaient des sous-phases d'adoucissement. Cependant, lors de la période d'échantillonnage de 2022, la zone affectée par l'intrusion marine a augmenté à 20 %, tandis que le pourcentage de la zone présentant des sous-phases d'adoucissement a diminué à 80 %.

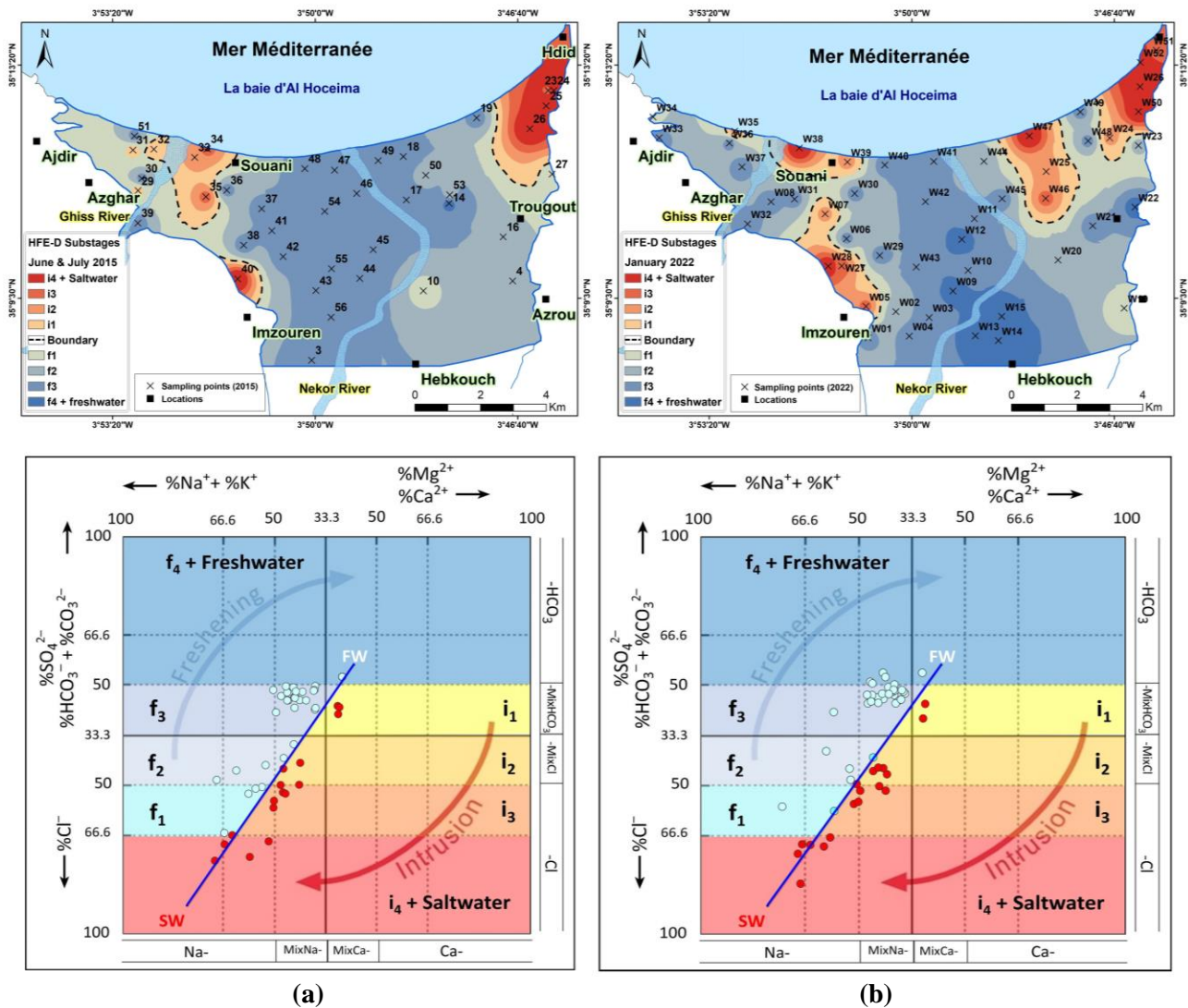


Figure 57. Diagrammes HFE et leurs cartes thermiques associées des sous-phases de faciès hydrochimiques dans l'aquifère de Ghiss-Nekor lors des périodes d'échantillonnage de (a) juin-juillet 2015 et (b) janvier 2022. Les phases sont : freshwater (Eau douce) et saltwater (Eau salée), tandis que les sous-phases sont : les sous-phases d'intrusion ( $i_1$ ,  $i_2$ ,  $i_3$ ,  $i_4$  et SW) et les sous-phases d'adoucissement ( $f_1$ ,  $f_2$ ,  $f_3$ ,  $f_4$  et FW)

### 3.4. Synthèse

En analysant les cartes thermiques HFE-D, l'intrusion marine a été principalement détecté dans les zones entre Imzouren et Souani ainsi que dans le nord-est de la plaine (Hdid). Il a également été observé sur la rive est de la rivière Nekor dans les puits W47, W25 et W46 uniquement pendant la période d'échantillonnage de janvier 2022 (Figure 57). Ces résultats sont conformes à ceux obtenus en utilisant l'approche de cartographie différentielle (Figure 56). Les zones présentant une

augmentation de la salinité près de la côte ont également montré une extension des sous-phases d'intrusion marine, tandis que les zones représentant une constance ou une diminution de la salinité ont montré des phases d'adoucissement des eaux souterraines (Figure 57). Toutes les techniques utilisées confirment la contamination de la région d'Imzouren par l'eau de mer. Cependant, l'impact de la pollution anthropique (eaux usées et engrais) ne devrait pas être ignoré, car il y a eu une augmentation des niveaux de  $\text{NO}_3^-$  entre les deux périodes d'étude (Figure 56i).

Les zones côtières ne présentent pas toutes de signes d'intrusion marine, ce qui peut être dû aux couches imperméables près de la côte agissant comme une barrière contre l'intrusion marine (Chafouq et al., 2016; Hounsinou, 2020). Cependant, il est possible que ces couches ne soient pas présentes dans les zones où l'eau de mer est détectée. Entre les deux périodes d'échantillonnage (2015-2022), la région extrême nord-est de l'aquifère est restée presque inchangée quant à l'évolution spatiale des sous-phases d'intrusion, ce qui suggère que dans cette région, l'aquifère est constamment alimenté en eau de mer. Selon Chafouq et al. (2017), cette alimentation permanente peut être attribuée à l'existence de la faille normale de Trougout dans la barrière lithologique imperméable. Ce type de faille peut créer des fissures et des ouvertures, ce qui peut augmenter la perméabilité de la barrière protectrice et faciliter le processus de l'intrusion marine (Li et al., 2020). De plus, l'intrusion marine est également renforcée dans cette zone par le pompage excessif des eaux souterraines à des fins agricoles ou domestiques. Il est à noter que le puits W26, qui présente un faciès d'eau marine, est utilisé comme source d'eau pour une station de lavage de voitures.

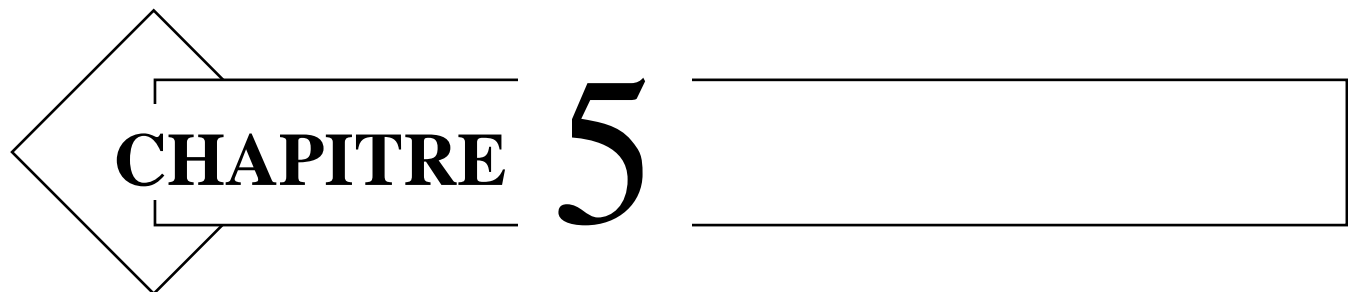
L'approche multi-technique utilisée a confirmé que l'intrusion marine contribue à l'augmentation de la salinité dans l'aquifère Ghiss-Nekor au fil du temps. Elle a également permis de cartographier l'évolution spatio-temporelle de l'intrusion marine dans l'aquifère Ghiss-Nekor entre 2015 et 2022. Les résultats obtenus confirment l'hypothèse selon laquelle l'intrusion marine s'aggrave avec le temps dans la région d'étude. Cette aggravation est particulièrement due à des années consécutives de sécheresse qui ont entraîné une surexploitation des eaux souterraines, qui constituent la principale source d'eau pour les habitants.

Malgré l'impact évident de l'intrusion marine sur la salinisation de l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor, l'étendue de l'intrusion reste limitée à des zones spécifiques par rapport à d'autres régions côtières dans le monde. Par exemple, la salinisation due à l'intrusion marine dans la plaine d'Oropesa

en Espagne est répandue, couvrant presque toute la plaine (Giménez-Forcada, 2019). Un autre exemple est la région côtière de l'est de l'Andhra Pradesh en Inde, où 86 % et 69 % de la zone d'étude ont été contaminées par l'eau de mer pendant les saisons sèches et humides, respectivement (Sangadi et al., 2022). Dans le bassin d'Essaouira au Maroc, Bahir et al. (2020) ont constaté que le pourcentage d'échantillons présentant des sous-phases d'intrusion dans l'aquifère côtier alluvial est passé de 66 % en 1990 à 77 % en 1995.

#### 4. Conclusion

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'évolution spatio-temporelle de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier alluvial de Ghiss-Nekor en utilisant différentes approches géochimiques. La comparaison des statistiques descriptives des deux campagnes étudiées a révélé une augmentation significative des concentrations moyennes de TDS, ainsi que des concentrations maximales de chlorure, de sodium, de sulfate et de magnésium entre 2015 et 2022. Ces paramètres sont souvent utilisés pour détecter l'intrusion marine et cette augmentation peut être liée à une aggravation de l'intrusion marine dans la zone côtière. L'analyse spatio-temporelle en utilisant l'approche de cartographie différentielle a confirmé une augmentation de la salinité, principalement observée près du rivage. Les diagrammes HFE-D ont révélé que la zone affectée par l'intrusion marine est passée de 14 % à 20 % entre 2015 et 2022. Les résultats de cette étude confirment que l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor s'aggrave au fil du temps. Les techniques utilisées dans cette étude se sont révélées efficaces pour étudier l'évolution spatio-temporelle de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor et la quantifier. Les résultats obtenus justifient la mise en place de mesures d'intervention visant à prévenir une aggravation de l'intrusion marine dans la zone d'étude. Dans le chapitre suivant, nous proposerons une étude de prospection des zones potentielles en eaux souterraines dans les bassins de Ghiss et Nekor, afin de réduire la pression sur l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor.

A decorative graphic consisting of a large, hollow, left-pointing arrow. Inside the arrow, the word "CHAPITRE" is written in a bold, serif font. To the right of the arrow, a large, bold, serif number "5" is displayed. Further to the right, there is a long, horizontal, hollow rectangular box.

**CHAPITRE 5**

**Chapitre 5 : Cartographie Des Zones Potentielles Des Eaux  
Souterraines Par Application Des SIG, Télédétection Et Analyse  
Décisionnelle Multicritères Dans Le Bassin Versant De Ghiss Et Le  
Bassin Versant De Nekor**



# 1. Introduction

L'intrusion marine est un problème qui menace l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor, et pour y remédier, il est crucial de mettre en place une bonne gestion de l'aquifère. Une solution efficace pour éviter la surexploitation de cet aquifère est de trouver des alternatives aux eaux souterraines qui en proviennent. Ainsi, les deux bassins Ghiss et Nekor peuvent être explorés pour chercher ces alternatives. Dans cette étude, nous proposons d'identifier les zones potentielles des eaux souterraines (ZPES) dans ces deux bassins. En explorant ces zones, nous pouvons trouver des sources d'eau alternatives qui peuvent être utilisées pour réduire la pression sur l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor. Cela peut être un moyen efficace de protéger cet aquifère et de garantir la durabilité des ressources en eau dans la région.

Différentes méthodes basées sur l'analyse indirecte sont utilisées pour cartographier les ZPES, telles que l'étude géophysique, les enquêtes hydrogéologiques et les forages d'essai (Arulbalaji et al., 2019 ; Shishaye et Abdi, 2016 ; Yeh et al., 2009). Toutefois, ces techniques traditionnelles sont considérées comme coûteuses, chronophages et limitées aux régions facilement accessibles, et sont encore les plus utilisées au Maroc pour les études liées à l'exploration des eaux souterraines (Aykut, 2021). En conséquence, l'hydrogéologie de la zone d'étude n'a pas été bien étudiée et est limitée à une zone restreinte des deux bassins Ghiss et Nekor (Chafouq et al., 2017, 2016 ; Himi et al., 2017 ; Kouz et al., 2018).

La province d'Al Hoceima est une région semi-aride qui souffre d'un manque de sources d'eau de surface conventionnelles. Selon les estimations de l'ONEE (2017), les besoins en eau devraient augmenter de 11,8 Mm<sup>3</sup>/an en 2017 à 15,2 Mm<sup>3</sup>/an en 2040. Par conséquent, le déficit en eau devrait augmenter de 2,8 Mm<sup>3</sup>/an en 2017 à 12,2 Mm<sup>3</sup>/an en 2040 (Tableau 11). Ainsi, une compréhension approfondie de la distribution des eaux souterraines dans la zone d'étude est essentielle pour une gestion plus efficace des ressources en eau (Anantha et al., 2021 ; Singh et al., 2018).

Dans cette optique, l'utilisation d'outils d'analyse spatiale tels que les systèmes d'information géographique (SIG) et la télédétection peut être une étape préliminaire efficace pour aider les décideurs à comprendre la distribution spatiale des eaux souterraines. Ces techniques sont rapides, peu coûteuses et permettent d'analyser une vaste région (Arulbalaji et al., 2019 ; Patra et al., 2018 ; Siddi Raju et al., 2019 ; Tweed et al., 2007 ; Yeh et al., 2009 ; Ziani et al., 2021). Elles peuvent

également prendre en compte une grande quantité de données spatiales lors de l'évaluation des sources potentielles d'eau souterraine (Arulbalaji et al., 2019 ; Singh et al., 2018). De nombreux auteurs ont souligné la grande fiabilité des résultats obtenus par les techniques géospaciales (Arefin, 2020 ; Arulbalaji et al., 2019 ; Rao et Jugran, 2003 ; Sahoo et al., 2015).

En outre, la combinaison de ces techniques avec l'analyse décisionnelle multicritères (MCDA) s'est avérée efficace pour la délimitation des zones potentielles d'eaux souterraines (Alikhanov et al., 2021 ; Arulbalaji et al., 2019 ; Arunbose et al., 2021 ; Bourjila et al., 2020 ; Jesiya et Gopinath, 2020 ; Pathak et al., 2021 ; Singh et al., 2021). Ces techniques peuvent aider à mieux évaluer les différentes sources d'eau souterraine potentielles, ce qui peut contribuer à une gestion plus efficace des ressources en eau dans la région semi-aride de la province d'Al Hoceima.

Ainsi, l'objectif principal de cette étude est de cartographier les ZPES dans les bassins versants de Ghiss et de Nekor en utilisant une combinaison de techniques de SIG, de télédétection et de processus de la hiérarchie analytique (AHP). L'objectif de cette cartographie est de localiser les zones qui pourraient abriter des puits productifs et de créer une base de données numérique. Les décideurs pourront utiliser cette base de données pour élaborer des plans de gestion durable des eaux souterraines, afin de faire face à la pénurie d'eau de surface dans la région et de réduire la pression sur les eaux souterraines de l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor. Cette étape est cruciale pour réduire les effets de l'intrusion marine sur l'aquifère.

*Tableau 11 : Estimation des besoins en eau potable-Bilan des ressources en eau disponibles d'Al Hoceima (ONEE, 2017)*

	2017	2020	2025	2030	2035	2040
<b>Besoins totaux en eau (Mm<sup>3</sup>/an)</b>	11,8	11,7	12,7	13,5	14,3	15,2
<b>Ressources en eau totales disponibles (Mm<sup>3</sup>/an)</b>	9	5,5	3	3	3	3
<b>Bilan des besoins en eau et des ressources en eau disponibles (Mm<sup>3</sup>/an)</b>	-2,8	-6,2	-9,7	-10,5	-11,3	-12,2
<b>Bilan des besoins en eau et des ressources en eau disponibles (l/s)</b>	-88	-196	-309	-333	-359	-388

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Sources des données

Dans cette étude, nous avons utilisé à la fois des images satellites et des cartes conventionnelles pour créer 11 cartes thématiques indispensables à la détermination des ZPES dans les bassins versants du Ghiss et de Nekor. Nous avons employé les données de télédétection Landsat 8-OLI pour générer la carte des linéaments en utilisant le logiciel Geomatica Banff, puis nous avons intégré ces informations dans un environnement SIG (ArcGIS 10.8) pour créer la carte de densité des linéaments. Nous avons également utilisé la même image satellite pour générer la carte d'occupation du sol (LULC) à l'aide d'un outil de classification supervisée dans un SIG.

Les logiciels Geomatica et ArcGIS sont des outils puissants qui sont couramment utilisés dans les études sur la délimitation des eaux souterraines, notamment par Murasingh et al. (2018), Ahirwar et al. (2020), Ghosh et al. (2020), Aykut (2021), Arunbose et al. (2021). Ces outils nous ont permis de réaliser une analyse rapide et précise des données spatiales.

Les données relatives aux limites des deux bassins, à la densité de drainage (DD), à l'élévation (E), à la rugosité (R), à la pente (S), à l'indice de position topographique (TPI), à l'indice d'humidité topographique (TWI) et aux cartes de courbure (C) ont été récupérées à partir des modèles ASTER GDEM (Global Digital Elevation Model), d'une résolution de 30 mètres, téléchargeables depuis le site Web Earthexplorer de l'USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Les cartes de densité de drainage, d'élévation, de rugosité et de pente ont été calculées à l'aide de l'outil SIG Spatial Analyst. Les cartes de courbure ont été réalisées à l'aide d'ArcGIS 3D Analyst, tandis que les cartes TPI ont été préparées à l'aide de l'algorithme de Jenness comme outil topographique SIG (Jenness, 2006). Les cartes TWI ont été générées à l'aide de l'outil SIG Map Algebra (Shukla, 2017). Les cartes des précipitations ont été créées à partir du jeu de données 2019 de l'Unité de Recherche Climatique (CRU) (<https://sites.uea.ac.uk/cru/>) et l'interpolation des ensembles de données pluviométriques a été réalisée à l'aide de la méthode géostatistique « krigage », connue pour garantir une grande précision des surfaces estimées des données interpolées (El Hamidi et al., 2018 ; Ferchichi et al., 2018 ; Karami et al., 2018). La carte lithologique a été obtenue à partir de la numérisation de la carte géologique de la chaîne du Rif à l'échelle 1:500000, publiée en 1980 par le « Ministère de l'Energie et des Mines du

Maroc ». Les données sur la profondeur des niveaux d'eau dans le bassin versant de Ghiss ont été obtenues lors d'une enquête de terrain menée en juin et juillet 2021. Avant l'analyse de superposition pondérée, toutes les couches thématiques produites ont été rééchantillonnées à une résolution cellulaire de 28 mètres.

## 2.2. Analyse SIG & l'analyse décisionnelle multicritères (MCDA)

Le processus de la hiérarchie analytique (AHP) est une méthode d'analyse décisionnelle multicritères développée par Saaty (1980). Cette approche a été largement utilisée par les scientifiques dans des études de mesures qualitatives (Aykut, 2021 ; Shao et al., 2020 ; Arulbalaji et al., 2019 ; Singh et al., 2018). La méthode AHP a été utilisée pour la délimitation des ZPES dans les deux bassins étudiés en intégrant les critères qui affectent le plus la distribution des eaux souterraines. Tout d'abord, des poids appropriés ont été attribués aux onze facteurs en fonction des opinions des experts et de la littérature récente, tels que Alikhanov et al. (2021), Achu et al. (2020), Arefin (2020), Bourjila et al. (2020), Arulbalaji et al. (2019). Deuxièmement, les facteurs ont été comparés à l'aide d'une matrice de comparaison par paire (Tableau 12) dans laquelle l'échelle d'importance relative de Saaty a été appliquée (Tableau 13). La troisième étape a consisté à appliquer des pondérations aux sous-classes de chaque paramètre en utilisant une échelle de 1 à 9, 9 étant le plus approprié. Les résultats de la pondération sont présentés dans le Tableau 14. Enfin, le ratio de cohérence (RC) a été estimé à l'aide de l'équation (10).

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (10)$$

"IC" représente l'indice de cohérence, tandis que "IR" représente l'indice randomisé. Les valeurs de l'IR dépendent d'un certain nombre de facteurs qui ont été utilisés dans cette étude, et ont été déterminées en appliquant le tableau standard de Saaty (1980) (Tableau 15). L'IR pour l'étude actuelle est de 1,51. L'IC a été calculé à l'aide de l'équation (11).

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (11)$$

" $\lambda_{\max}$ ", la valeur propre principale, a été calculée en utilisant la technique des vecteurs propres (Tableau 16) (Khashei-Siuki et al., 2020). Et "n" est le nombre de paramètres (qui est de 11 dans la présente étude).

Pour être acceptable, le RC doit être inférieur ou égal à 0,10. Ainsi, si le RC est supérieur à 0,10, la comparaison par paires doit être révisée.

Dans la présente étude,  $\lambda_{\max}=12,50$ ,  $IC=0,15$  et  $RC=0,099$ . Par conséquent, l'incohérence est acceptable et les poids sont attribués de manière logique aux paramètres.

### 2.3. L'analyse de superposition pondérée (Weighted overlay)

Pour générer la carte des ZPES, nous avons utilisé l'analyse de superposition pondérée dans le SIG. L'équation (12) a été utilisée pour superposer onze cartes thématiques afin de générer un modèle d'adéquation.

$$ZPES = \sum_i^n (X_A \times Y_B) \quad (12)$$

"A" désigne le facteur et "X" est le poids du facteur, tandis que "B" désigne les classes de facteurs et "Y" est le rang des sous-classes de facteurs.

Le modèle d'adéquation divise les bassins de Ghiss et de Nekor en quatre ZPES : zones de faibles, de moyennes, de fortes et de très fortes potentialités en eau souterraines. Le cadre de la méthodologie adoptée dans le présent travail est présenté dans la Figure 58.

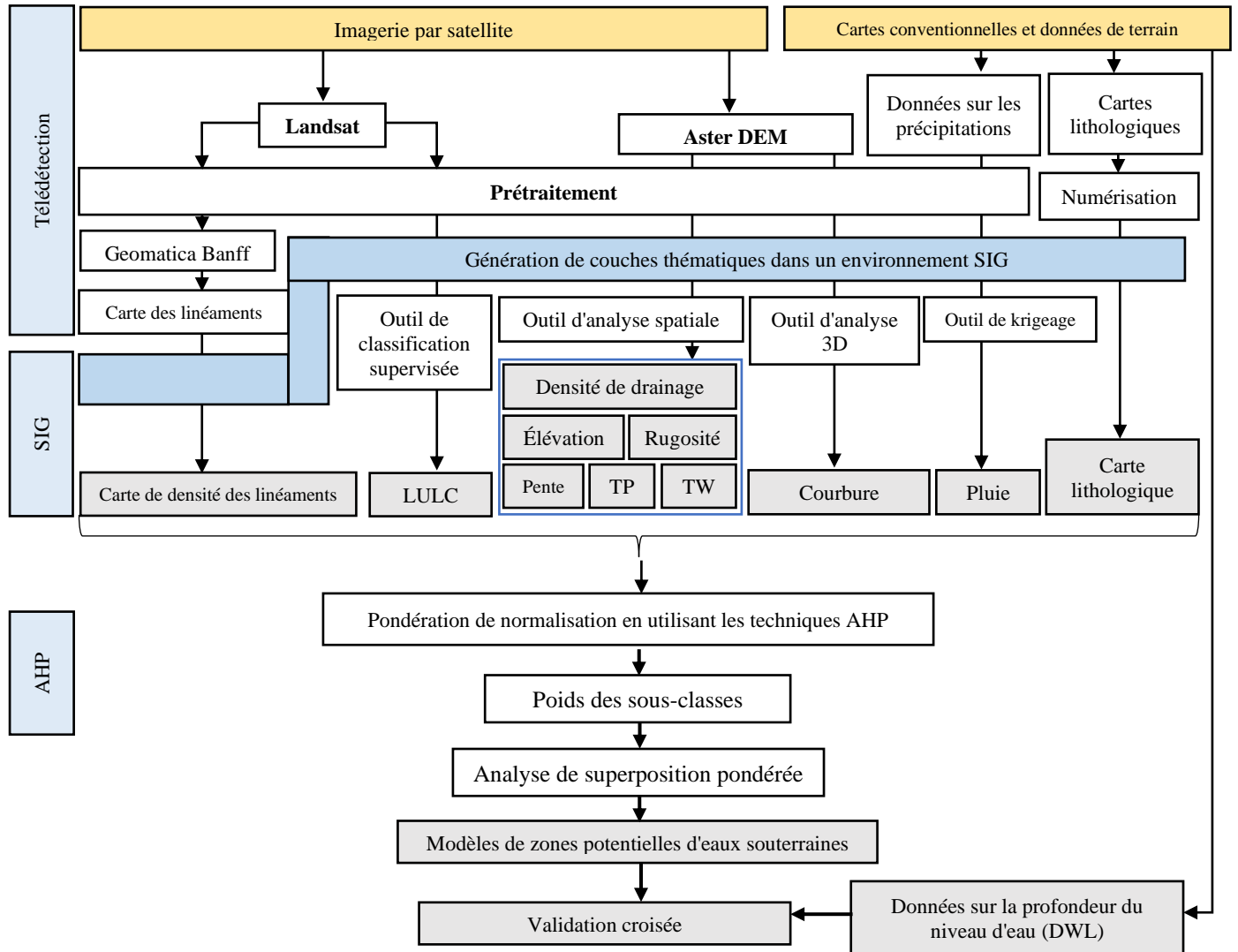


Figure 58. Organigramme de la méthodologie adoptée dans l'étude de la détermination des ZPES

Tableau 12 : Matrice de comparaison par paires pour les 11 facteurs choisis dans le cadre de l'étude actuelle. (E= Élévation, LULC= Occupation du sol, LD= Densité des linéaments, L= Lithologie, DD= Densité de drainage, S= Pente, TWI= Indice d'humidité topographique, RF= Pluie, R= Rugosité, TPI= Indice de position topographique, C= Courbure)

	E	LULC	LD	L	DD	S	TWI	RF	R	TPI	C	Moyenne géométrique	Poids normalisé (%)
<b>E</b>	1	1/2	1/6	1/6	1/3	7	7	9	9	6	2	1,6332	9 %
<b>LULC</b>	2	1	1/3	1/3	1	5	5	7	7	7	4	2,2538	12 %
<b>LD</b>	6	3	1	1	2	8	8	9	9	9	6	4,3318	24 %
<b>L</b>	6	3	1	1	2	8	8	9	9	8	4	4,1306	23 %
<b>DD</b>	3	1	1/2	1/2	1	7	7	8	8	8	5	2,8323	15 %
<b>S</b>	1/7	1/5	1/8	1/8	1/7	1	1	3	2	4	1/2	0,5208	3 %
<b>TWI</b>	1/7	1/5	1/8	1/8	1/7	1	1	1	1	1	1/2	0,3902	2 %
<b>RF</b>	1/9	1/7	1/9	1/9	1/8	1/3	1	1	1	1	1/7	0,2888	2 %
<b>R</b>	1/9	1/7	1/9	1/9	1/8	1/2	1	1	1	1	1/7	0,2997	2 %
<b>TPI</b>	1/6	1/7	1/9	1/8	1/8	1/4	1	1	1	1	1/8	0,2915	2 %
<b>C</b>	1/2	1/4	1/6	1/4	1/5	2	2	7	7	8	1	1,0456	6 %
<b>Total</b>												18,0183	100 %

Tableau 13 : Échelle d'importance relative de Saaty utilisée dans la matrice de comparaison par paires (Saaty, 1980)

Degré d'importance	Signification
1	Même importance
2	D'importance égale à modérée
3	Importance modérée
4	Modérément à très important
5	Forte importance
6	Forte à très forte importance
7	Très forte importance
8	Très forte à extrême importance
9	Extrême importance

Tableau 14 : Catégorisation et classement des 11 facteurs affectant les ZPES dans les bassins de Ghiss et Nekor

Facteur	Poids	Domaine d'effet		Rang		Rang normalisé	
		Ghiss	Nekor	Ghiss	Nekor	Ghiss	Nekor
Densité des linéaments (LD)	24 %	Très faible (0 - 0,2 km/km <sup>2</sup> )	Très faible (0-0,749 km/km <sup>2</sup> )	3		10 %	
		Faible (0,21 - 0,46 km/km <sup>2</sup> )	Faible (0,7491-1,527 km/km <sup>2</sup> )	4		13 %	
		Modérée (0,47 - 0,74 km/km <sup>2</sup> )	Modérée (1,528-2,045 km/km <sup>2</sup> )	6		20 %	
		Élevée (0,75 - 1,07 km/km <sup>2</sup> )	Élevée (2,046-2,521 km/km <sup>2</sup> )	8		27 %	
		Très élevée (1,08 - 1,94 km/km <sup>2</sup> )	Très élevée (2,522-3,673 km/km <sup>2</sup> )	9		30 %	
Lithologie (L)	23 %	Conglomérat, grès et limon	Calcschiste gris	8	4	18 %	8 %
		Limons	Marne	5	7	11 %	15 %
		Calcaires blancs massifs et dolomies secondaires	Calcaires massifs blancs et dolomies secondaires	4		9 %	8 %
		Alluvions modernes (Limes)	Alluvions modernes (Limes)	8		18 %	17 %
		Schiste marneux	Schiste marneux	4		9 %	8 %
		Schiste sériciteux	Schiste sériciteux	2		5 %	4 %
		Flysch ou molasse	Flysch ou molasse	7		16 %	15 %
		Flysch mamo-calcaire-grès	Brèches gypseuse	6	2	14 %	4 %
		-	Mamo-calcaires et bancs calcaires	-	6	-	13 %
-	Calcaires lités en gros bancs	-	4	-	8 %		
Densité de drainage (DD)	15 %	Très bonne (0,03 - 0,54 km/km <sup>2</sup> )	Très bonne (0,0249-0,589 km/km <sup>2</sup> )	8		32 %	
		Bonne (0,55 - 1,05 km/km <sup>2</sup> )	Bonne (0,59 - 1,15 km/km <sup>2</sup> )	7		28 %	
		Modérée (1,06 - 1,56 km/km <sup>2</sup> )	Modérée (1,16 - 1,72 km/km <sup>2</sup> )	5		20 %	
		Faible (1,57 - 2,08 km/km <sup>2</sup> )	Faible (1,73 - 2,28 km/km <sup>2</sup> )	3		12 %	
		Très faible (2,09 - 2,59 km/km <sup>2</sup> )	Très faible (2,29 - 2,85 km/km <sup>2</sup> )	2		8 %	
Occupation du sol (LULC)	12 %	Constructions	Constructions	2		7 %	8 %
		Terres arides	Terres arides	4	6	14 %	25 %
		Culture irriguée	Végétation	7		25 %	29 %
		Cultures en rangs (oliviers et amandiers)	Plans d'eau	5	9	18 %	38 %
		Matorral dense	-	6		21 %	
		Matorral clairsemé	-	4		14 %	
Élévation (E)	9 %	6 - 411 m	6 - 345 m	9		35 %	
		412 - 816 m	345 - 692 m	7		27 %	
		817 - 1 222 m	692 - 1 018 m	5		19 %	
		1 223 - 1 627 m	1 018 - 1 326 m	3		11 %	
		1 628 - 2 032 m	1 326 - 2 012 m	2		8 %	
Courbure (C)	6 %	(-11,42) - (-1,6)	(-20,6) - (-2,12)	2		9 %	
		(-1,59) - (-0,47)	(-2,11) - (-0,811)	3		14 %	
		(-0,46) - (0,57)	(-0,81) - (0,169)	4		18 %	
		(0,58) - (1,81)	(0,17) - (1,64)	5		23 %	
		(1,82) - (14,93)	(1,65) - (21,1)	8		36 %	
Pente (S)	3 %	Plat (0 - 7,66°)	Plat (0°-2°)	8		35 %	
		Doux (7,67° - 14,22°)	Doux (2,01° - 8°)	6		26 %	
		Modéré (14,23° - 20,56°)	Modéré (8,01° - 15°)	4		17 %	
		Raïde (20,57° - 28,44°)	Raïde (15,1° - 30°)	3		13 %	
		Très raïde (28,45° - 55,78°)	Très raïde (30,1° - 63,7°)	2		9 %	
TWI	2 %	2,97 - 5,54	2,63 - 5,32	2		10 %	
		5,55 - 7,28	5,33 - 7,09	3		15 %	
		7,29 - 9,85	7,1 - 9,61	4		20 %	
		9,86 - 13,91	9,62 - 13,57	5		25 %	
		13,92 - 24,11	13,58 - 24,08	6		30 %	
Rugosité (R)	2 %	0,01 - 0,31	0,00999 - 0,312	6		30 %	
		0,32 - 0,42	0,313 - 0,421	5		25 %	



Facteur	Poids	Domaine d'effet		Rang		Rang normalisé	
		Ghiss	Nekor	Ghiss	Nekor	Ghiss	Nekor
		0,43 - 0,50	0,422 - 0,498	4		20 %	
		0,51 - 0,58	0,499 - 0,578	3		15 %	
		0,59 - 0,87	0,579 - 0,938	2		10 %	
TPI	2 %	(-30,90) - (-6,35)	(-43,1) - (-8,073)	6		30 %	29 %
		(-6,34) - (-2,05)	(-8,072) - (-2,835)	5		25 %	24 %
		(-2,04) - (1,49)	(-2,834) - (1,748)	4		20 %	19 %
		(1,50) - (6,04)	(1,749) - (6,986)	3		15 %	14 %
		(6,05) - (33,62)	(6,987) - (40,38)	2		10 %	14 %
Pluie (RF)	2 %	365 - 383 mm	473 - 494 mm	2		10 %	
		384 - 402 mm	495 - 512 mm	3		15 %	
		403 - 420 mm	513 - 528 mm	4		20 %	
		421 - 438 mm	529 - 543 mm	5		25 %	
		439 - 456 mm	544 - 564 mm	6		30 %	

Tableau 15 : Valeurs des indices randomisés (IR) selon Saaty (1980)

Le nombre d'éléments (n)	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Indice randomisé (IR)	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49	1,51	1,54	1,56	1,57	1,58

Tableau 16 : Calcul de  $\lambda_{max}$  en utilisant la technique des vecteurs propres. (E= Élévation, LULC= Occupation du sol, LD= Densité des linéaments, L= Lithologie, DD= Densité de drainage, S= Pente, TWI= Indice d'humidité topographique, RF= Pluie, R= Rugosité, TPI= Indice de position topographique, C= Courbure)

Facteur	E	LULC	LD	L	DD	S	TWI	RF	R	TPI	C	Moyenne par rangée	Moy. *Total de la colonne
E	0,052	0,052	0,044	0,043	0,046	0,175	0,167	0,161	0,164	0,111	0,085	0,10	1,92
LULC	0,104	0,104	0,089	0,087	0,139	0,125	0,119	0,125	0,127	0,130	0,171	0,12	1,15
LD	0,313	0,313	0,267	0,260	0,278	0,200	0,190	0,161	0,164	0,167	0,256	0,23	0,88
L	0,313	0,313	0,267	0,260	0,278	0,200	0,190	0,161	0,164	0,148	0,171	0,22	0,86
DD	0,156	0,104	0,133	0,130	0,139	0,175	0,167	0,143	0,145	0,148	0,214	0,15	1,08
S	0,007	0,021	0,033	0,032	0,020	0,025	0,024	0,054	0,036	0,074	0,021	0,03	1,27
TWI	0,007	0,021	0,033	0,032	0,020	0,025	0,024	0,018	0,018	0,019	0,021	0,02	0,91
RF	0,006	0,015	0,030	0,029	0,017	0,008	0,024	0,018	0,018	0,019	0,006	0,02	0,96
R	0,006	0,015	0,030	0,029	0,017	0,012	0,024	0,018	0,018	0,019	0,006	0,02	0,97
TPI	0,009	0,015	0,030	0,032	0,017	0,006	0,024	0,018	0,018	0,019	0,005	0,02	0,95
C	0,026	0,026	0,044	0,065	0,028	0,050	0,048	0,125	0,127	0,148	0,043	0,07	1,55
												$\lambda_{max}$	12,50

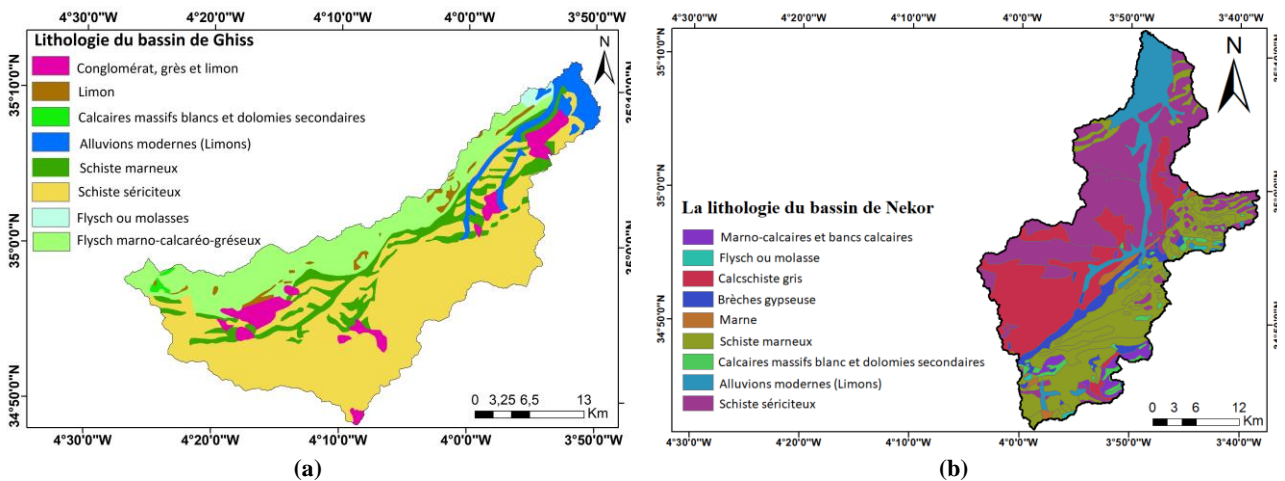
### 3. Résultats et discussion

#### 3.1. Cartes thématiques

##### 3.1.1. Lithologie

La lithologie des deux bassins, telle qu'illustrée dans la Figure 59, a été utilisée pour délimiter le potentiel des eaux souterraines. En effet, elle constitue un facteur déterminant pour la recharge des aquifères (Aykut, 2021 ; Ahirwar et al., 2021). Dans le bassin de Ghiss, trois formations majeures peuvent être distinguées. Au sud et au sud-est de la zone d'étude, on retrouve du schiste sériciteux, tandis qu'au centre, on retrouve du schiste marneux, et dans le nord-est du bassin, des alluvions modernes. De même, le bassin de Nekor comporte également trois formations majeures : des alluvions modernes au nord du bassin, des schistes sériciteux et des calcschistes gris au centre, et des schistes marneux identifiés dans le sud et le sud-est de la zone d'étude.

Afin de déterminer avec précision les zones de potentiel élevé en eau souterraine dans les deux bassins, nous avons étudié les caractéristiques lithologiques qui contrôlent la présence d'eau souterraine. Nous avons attribué des poids appropriés à chaque type de roche en fonction de leur potentiel de stockage d'eau souterraine, comme indiqué dans le Tableau 14.



##### 3.1.2. Densité des linéaments

Les joints, fissures et fractures ont une forte influence sur la percolation et l'émergence des eaux souterraines (Mandal et al., 2016). De plus, les régions présentant une forte densité de linéaments se

caractérisent par une recharge élevée des eaux souterraines (Zhu et al., 2019). Ainsi, des scores faibles ont été attribués aux zones avec une faible densité de linéaments, tandis que les scores élevés ont été attribués aux zones avec une densité de linéaments élevée. Les valeurs de la densité de linéaments dans les deux zones d'étude ont été classées en cinq catégories (Figure 60) : très élevée, élevée, modérée, faible et très faible.

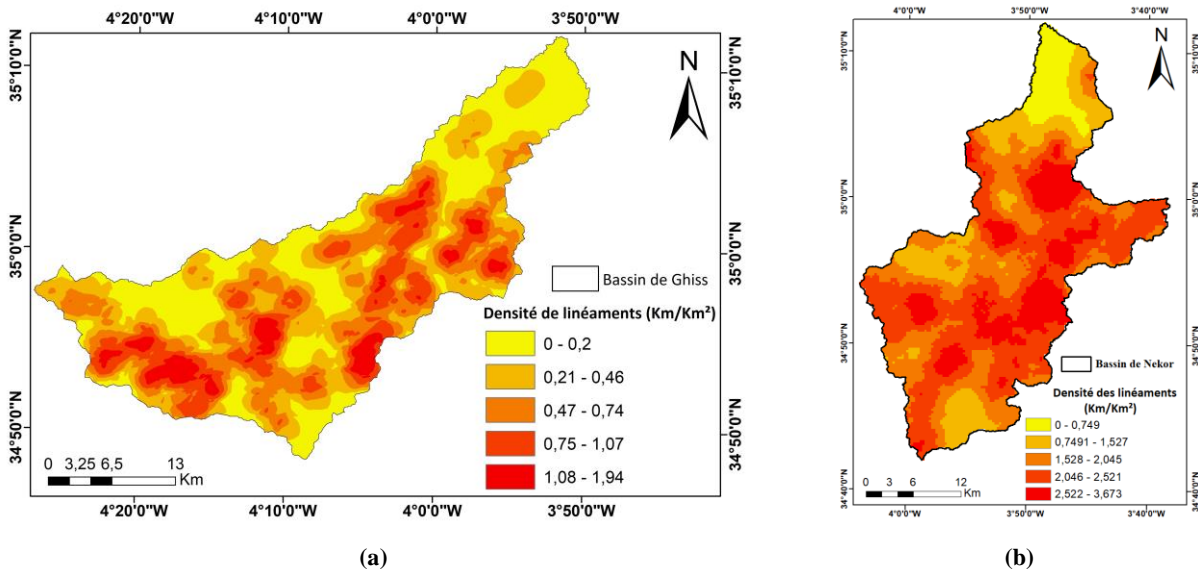


Figure 60. La densité des linéaments de la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor

### 3.1.3. Densité de drainage

Ce facteur est étroitement lié à la perméabilité et au taux d'infiltration dans le sol (Jena et al., 2020). Les faibles valeurs de densité de drainage indiquent une perméabilité élevée, donc un potentiel élevé d'eau souterraine, et vice versa (Patra et al., 2018). Ainsi, des scores faibles ont été attribués aux valeurs élevées de densité de drainage et vice versa. En conséquence, les valeurs de densité de drainage dans les deux bassins versants ont été divisées en cinq classes (Figure 61) : très faible, faible, modérée, bonne et très bonne.

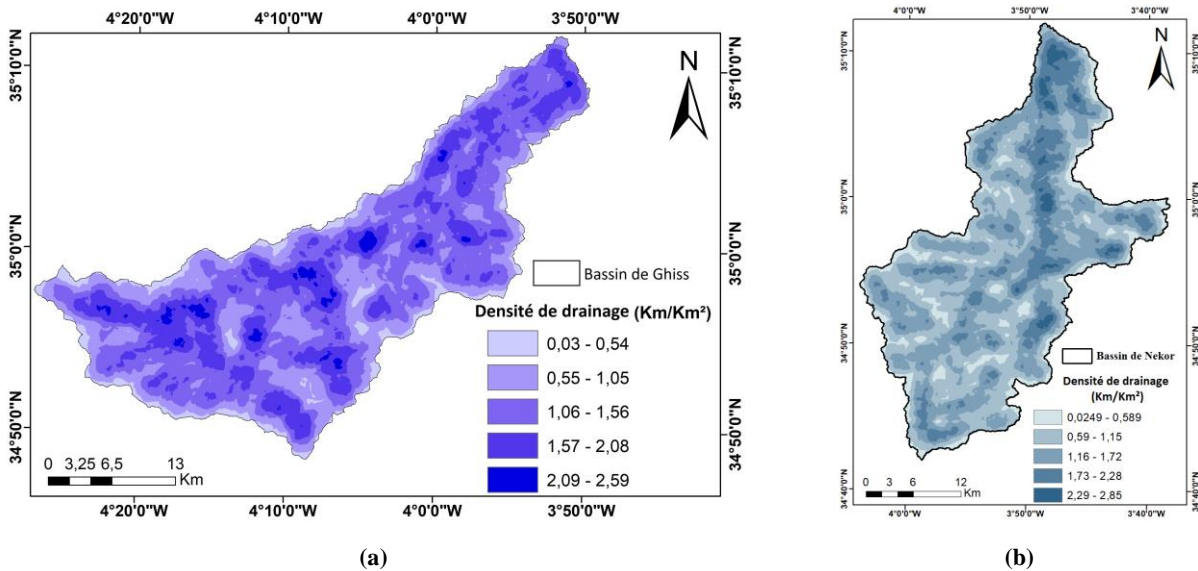


Figure 61. La densité de drainage dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor

### 3.1.4. Occupation du sol (LULC)

Le taux d'infiltration varie selon les différentes catégories de LULC présentes dans les deux bassins étudiés (voir Figure 62). Cette variation a un impact significatif sur les conditions de recharge, comme l'ont souligné Jinno et al. (2009). La densité élevée de végétation ralentit le ruissellement de surface, ce qui favorise l'infiltration (Mandal et al., 2016). En conséquence, les terres cultivées et les plans d'eau ont obtenu un score élevé, tandis que les terres stériles, qui ont un faible taux de recharge, ainsi que les zones bâties, qui présentent une faible infiltration en raison de la présence de surfaces imperméables comme les chaussées (Jinno et al., 2009), ont obtenu des scores plus faibles.

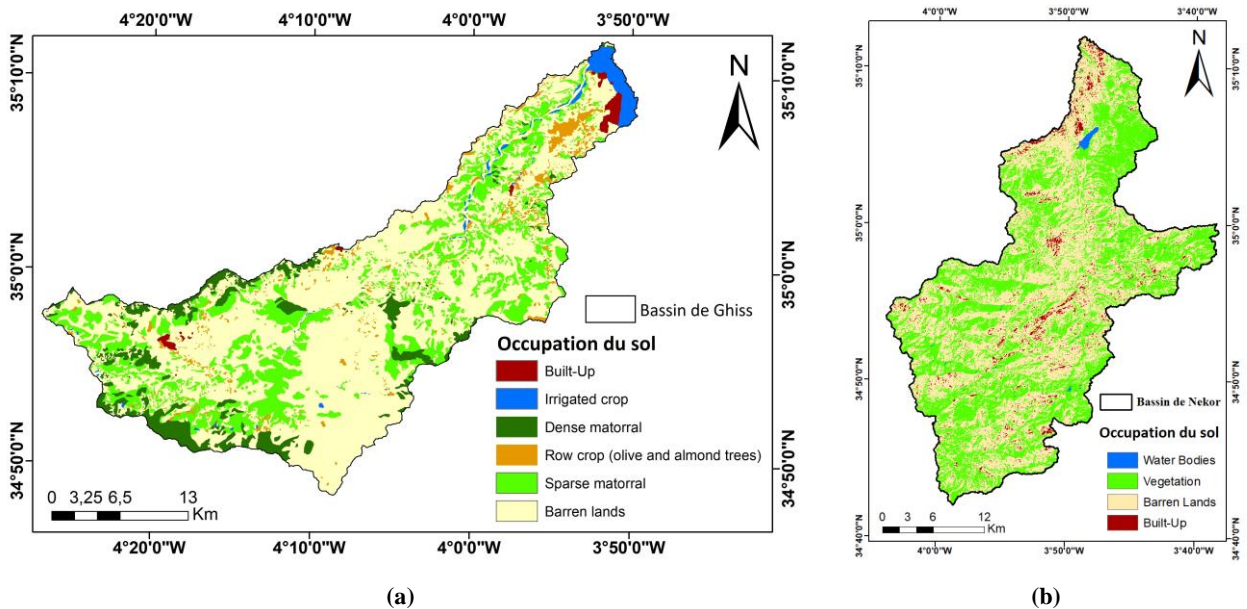


Figure 62. Occupation du sol dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor

### 3.1.5. Élévation

En général, les catégories d'élévation reflètent les unités géomorphologiques présentes dans la zone d'étude. Ces unités géomorphologiques exercent une forte influence sur la disponibilité des eaux souterraines. En conséquence, les zones de faible altitude, comme les plaines d'inondation, présentent un plus grand potentiel en termes d'eaux souterraines (Siddi Raju et al., 2019 ; Thapa et al., 2017). Ainsi, les unités d'élévation élevées ont reçu des scores faibles, et vice versa (voir Figure 63).

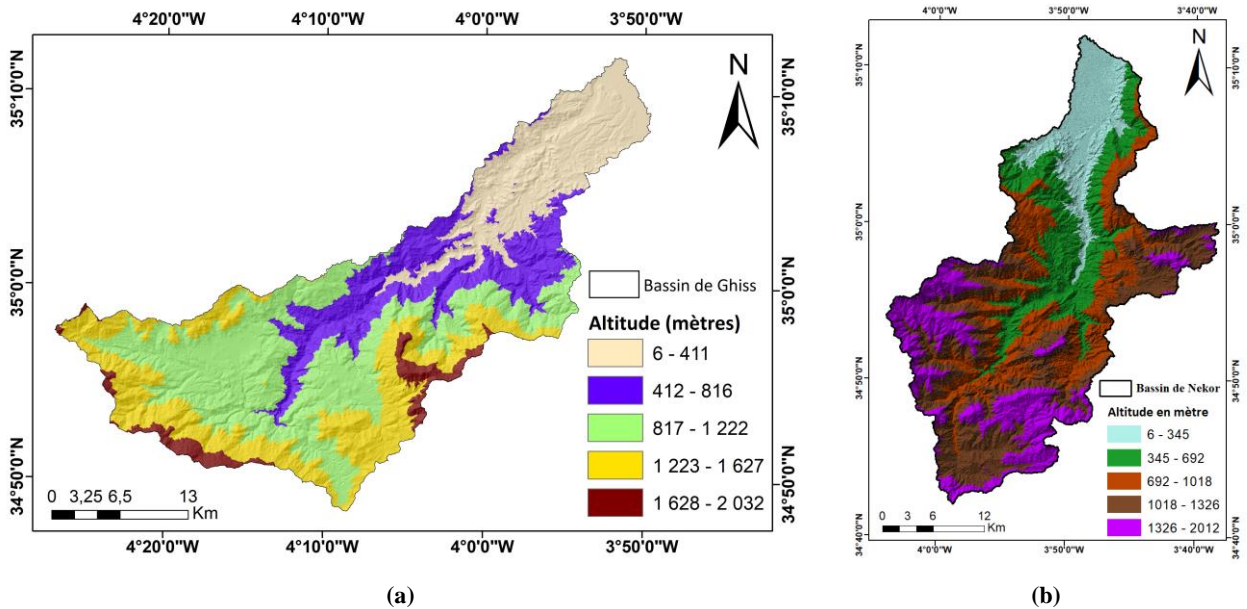


Figure 63. Élévation de la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor

### 3.1.6. Courbure

Pour calculer la courbure dans les deux bassins (Figure 64), nous avons utilisé un modèle numérique d'élévation (MNE). Les valeurs négatives indiquent les zones convexes et de perte, tandis que les valeurs nulles représentent les zones plates et de transition. En revanche, les valeurs positives de la courbure correspondent aux zones concaves et d'accumulation (Arunbose et al., 2021). Les scores bas ont été attribués à des valeurs de courbure faibles, tandis que les scores élevés ont été attribués à des valeurs élevées.

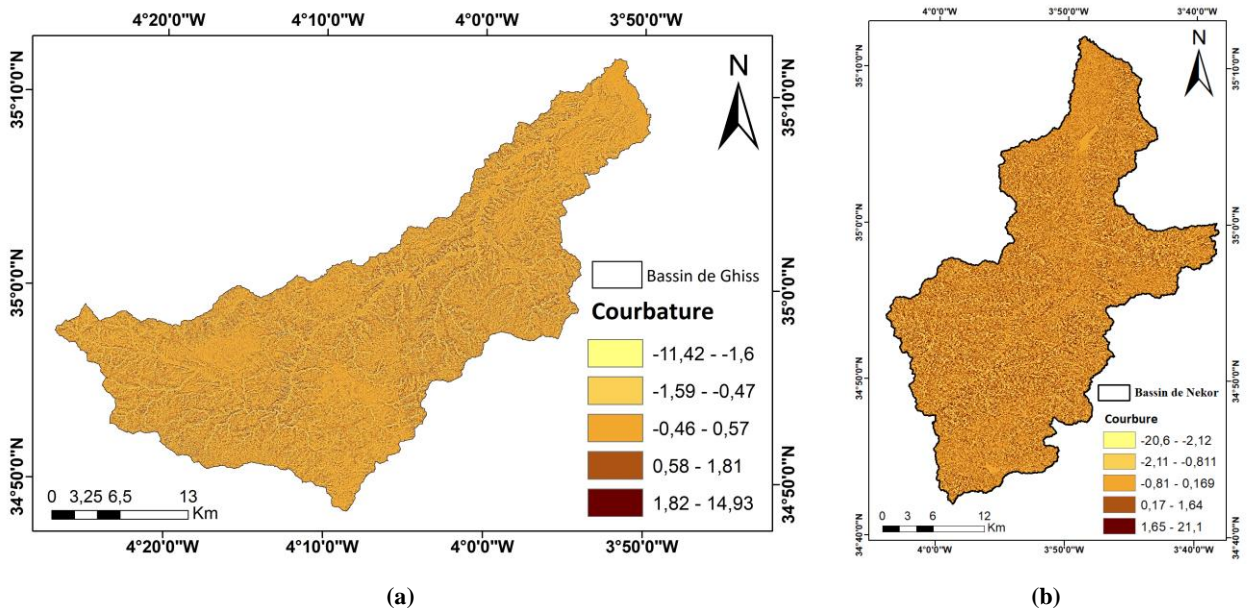


Figure 64. La courbure dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor

### 3.1.7. Pente

La pente est un facteur crucial pour déterminer le potentiel des eaux souterraines. Elle correspond à la raideur de la surface du terrain et peut être classée en cinq catégories : plat, doux, modéré, raide et très raide, selon les valeurs observées dans la zone d'étude. En général, plus la pente est abrupte, plus le potentiel des eaux souterraines est faible (Sutradhar et al., 2021b ; Murmu et al., 2019), ce qui signifie que les pentes douces sont associées à des scores plus élevés, et vice versa (Figure 65).

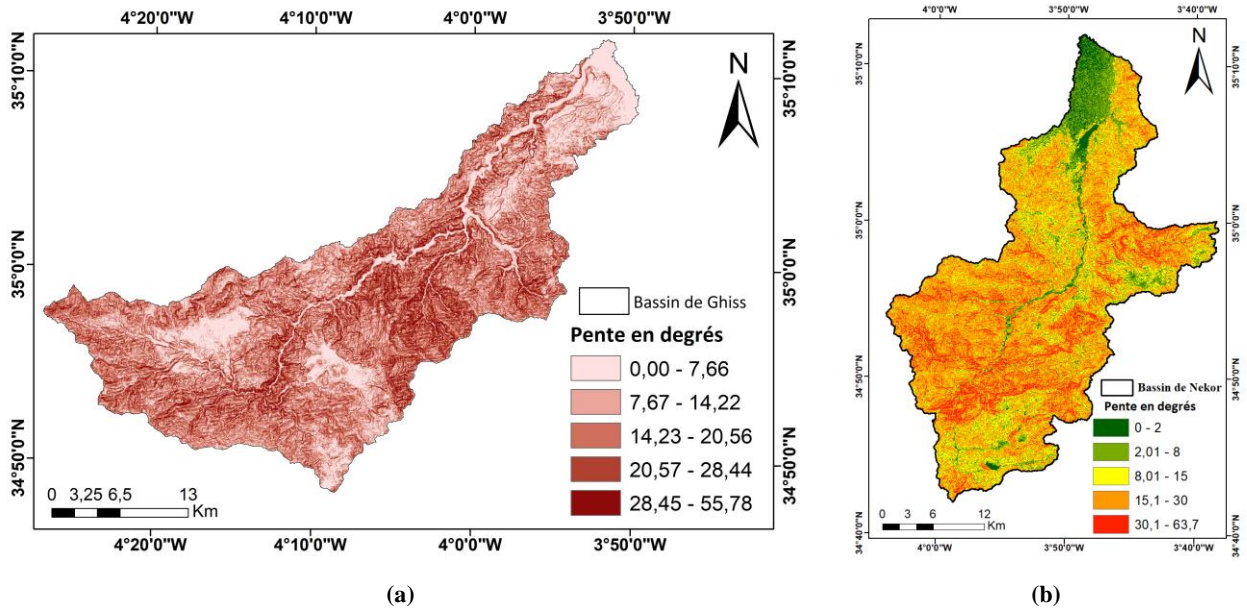


Figure 65. La pente de la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor



### 3.1.8. L'indice d'humidité topographique (TWI)

Le TWI est un indice utilisé pour quantifier les processus de percolation de l'eau à travers le sol et évaluer son influence sur la distribution spatiale de l'eau souterraine (Arunbose et al., 2021 ; Arulbalaji et al., 2019 ; Sørensen et al., 2006). Dans la présente étude, le TWI a été calculé à l'aide de l'équation (13).

$$TWI = \ln \frac{\alpha}{\tan \beta} \quad (13)$$

" $\alpha$ " désigne la zone contributive en amont, tandis que  $\beta$  désigne la pente locale.

Les valeurs locales du TWI dans les deux bassins ont été classées en cinq catégories (Figure 66). Les valeurs élevées ont reçu des scores élevés et vice versa (Figure 66).

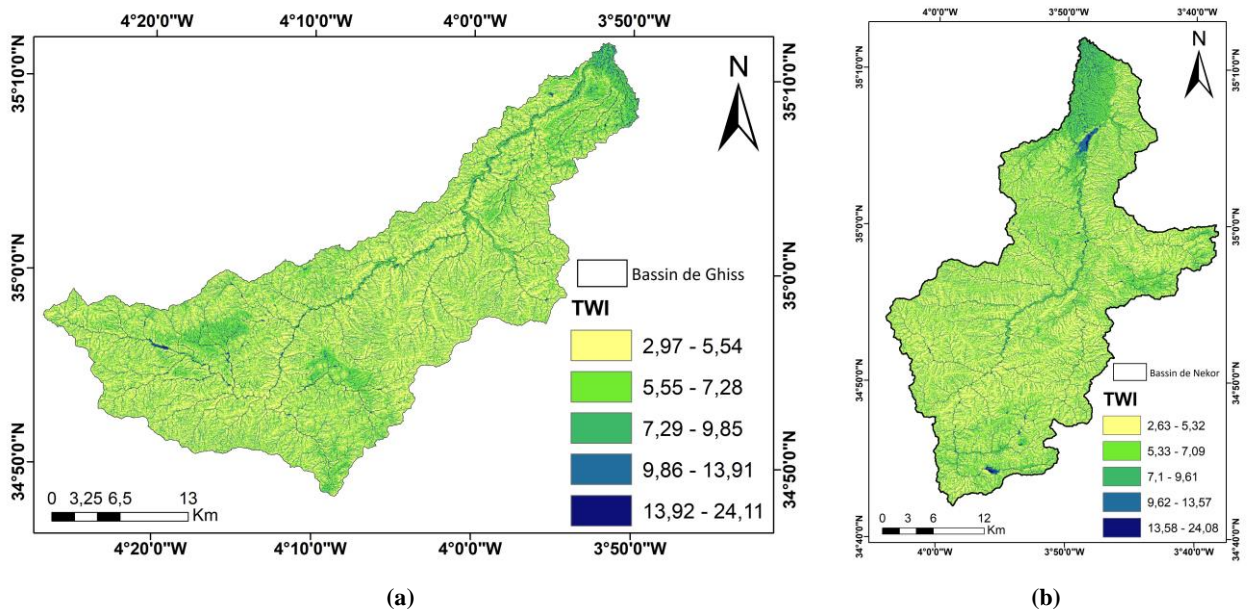


Figure 66. Le TWI dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor

### 3.1.9. L'indice de position topographique (TPI)

Le TPI est un algorithme éminent utilisé pour estimer les positions de pente topographique et pour la classification automatique des formes de terrain (Mieza et al., 2016). Pour estimer le TPI, l'altitude de chaque pixel du MNE est comparée à un voisinage spécifique entourant ce pixel. Ensuite, la valeur d'élévation moyenne est soustraite de la valeur d'élévation à la position centrale (Arabameri et al., 2019). Les valeurs de TPI sont obtenues à l'aide de l'équation (14).

$$TPI = \frac{M_0 - \sum_{n=1}^{n-1} M_n}{n} \quad (14)$$

"M<sub>0</sub>" désigne l'élévation du point évalué, et "M<sub>n</sub>" désigne l'élévation moyenne de la grille locale, tandis que "n" désigne le nombre de points autour du pixel évalué. Les valeurs calculées du TPI ont été regroupées en cinq catégories pour les deux bassins. Des scores élevés ont été attribués pour un TPI plus élevé, et vice versa (Figure 67).

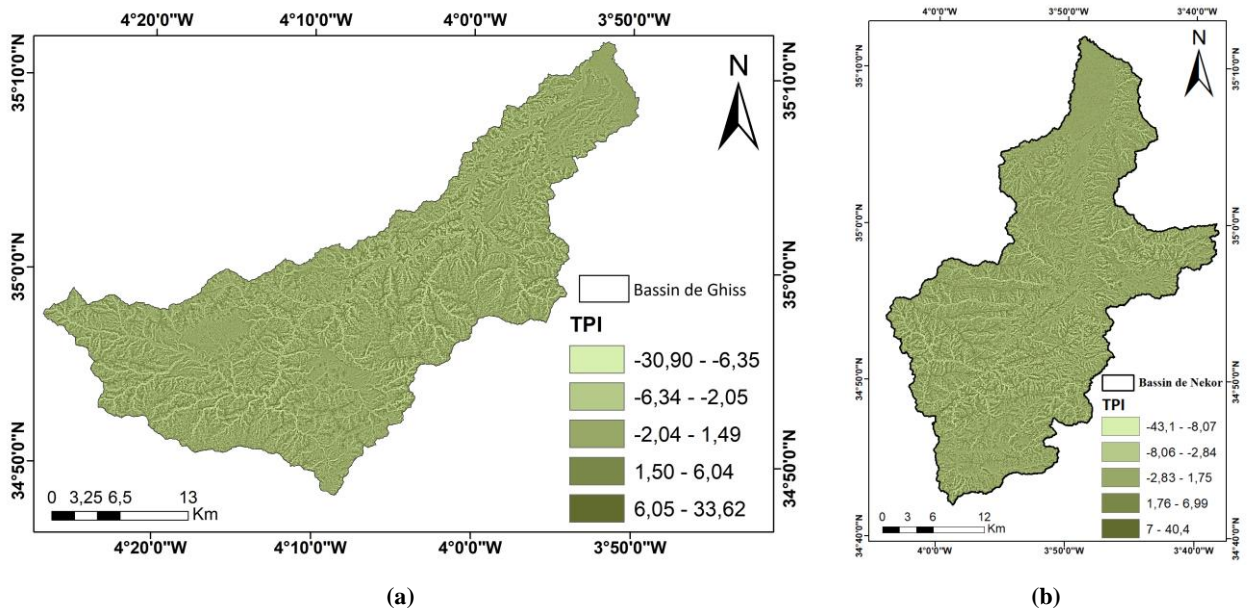


Figure 67. Le TPI dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor

### 3.1.10. Rugosité (Ondulation de la surface)

L'indice de rugosité permet de mesurer la variation topographique dans une zone d'étude. Il indique généralement le degré d'ondulation de la topographie. Pour le calculer, il faut additionner la différence d'élévation entre une cellule de la grille et ses cellules voisines dans un MNE (Arunbose et al., 2021). Les valeurs de cet indice ont été classées en cinq catégories pour les deux bassins versants (voir Figure 68). Les scores élevés correspondent à des valeurs de rugosité plus faibles et inversement.

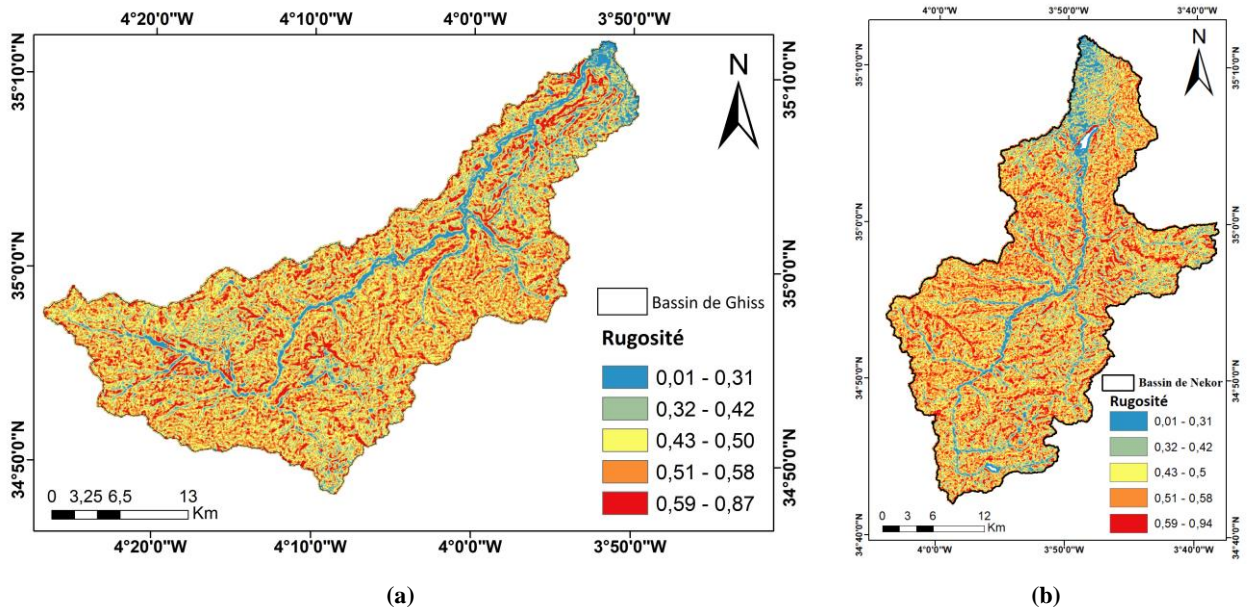
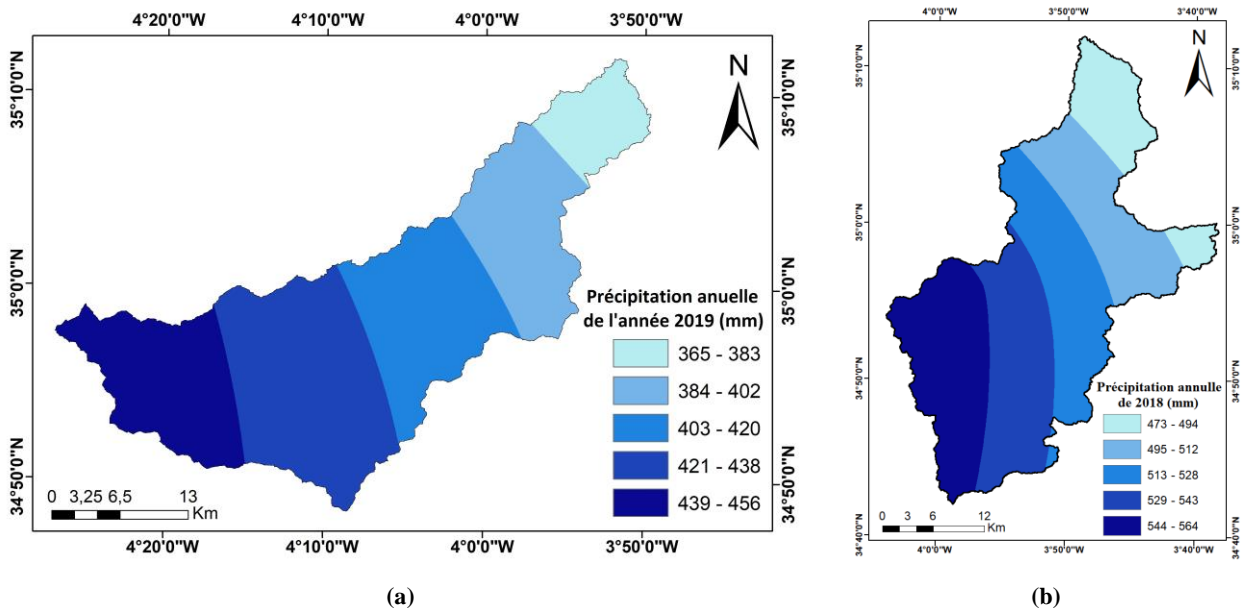


Figure 68. La rugosité dans la zone d'étude : (a) le bassin de Ghiss, (b) le bassin de Nekor

### 3.1.11. Pluie

Les précipitations exercent une influence considérable sur le potentiel des eaux souterraines. En effet, de fortes précipitations peuvent entraîner une recharge importante des eaux souterraines, tandis que de faibles précipitations peuvent entraîner une recharge limitée. Ainsi, les zones ayant connu des précipitations faibles ont été classées avec des scores faibles, et inversement. En se basant sur les valeurs de précipitations dans les zones d'étude, cinq classes ont été définies : très pauvres, pauvres, modérées, bonnes et très bonnes (voir Figure 69).



## 3.2. Détermination des Zones potentielles des eaux souterraines (ZPES)

### 3.2.1. Carte des ZPES

#### 3.2.1.1. Carte des ZPES dans le bassin de Ghiss

Afin de déterminer les zones potentielles des eaux souterraines (ZPES) dans le bassin de Ghiss, nous avons utilisé la technique de superposition pondérée basée sur un SIG. Cette technique consiste à intégrer onze couches thématiques jugées comme ayant l'impact le plus significatif sur le potentiel des eaux souterraines. Selon le modèle final, nous avons pu caractériser quatre classes de ZPES : pauvres, modérées, bonnes et très bonnes. Les ZPES pauvres couvrent une superficie de 58,59 km<sup>2</sup>, soit 7 % de la zone d'étude. Les ZPES modérées couvrent une superficie de 460,35 km<sup>2</sup> (55 %), tandis

que les ZPES bonnes s'étendent sur une superficie de 292,95 km<sup>2</sup> (35 %). Enfin, les ZPES très bonnes couvrent une superficie de 25,11 km<sup>2</sup>, représentant seulement 3 % de la zone d'étude (voir Figure 70).

La carte des ZPES révèle que le potentiel en eau souterraine le plus élevé correspond aux zones caractérisées par une altitude basse et moyenne, ainsi que par des alluvions modernes, du conglomérat, du grès et du limon. Cela correspond également à la partie sud-ouest du bassin, où la densité des linéaments est élevée, le taux d'infiltration est plus important, et les zones de faible pente et de valeurs de rugosité prédominent. Les zones de potentialité moyenne se trouvent dans des régions marquées par des élévations élevées, une pente intermédiaire, des valeurs de densité de linéaments intermédiaires, des terres arides, et sont en corrélation avec une lithologie de schiste sériciteux. Les zones de potentialité faible se trouvent dans des régions caractérisées par des pentes très raides et une altitude élevée. Dans certaines zones, elles coïncident avec une faible densité de linéaments et des valeurs de rugosité élevées.

Comme le montre la carte résultante (Figure 70), la distribution géographique des eaux souterraines est la suivante : les zones potentielles des eaux souterraines "fortes" se trouvent dans la partie nord du bassin, tandis que les zones potentielles des eaux souterraines "moyennes" et "faibles" sont dominantes dans le milieu et le sud du bassin. La potentialité des eaux souterraines "très forte" peut être observée dans l'est et le sud-ouest du bassin, où se trouvent respectivement l'aquifère de Ghiss-Nekor et celui de Targuist.

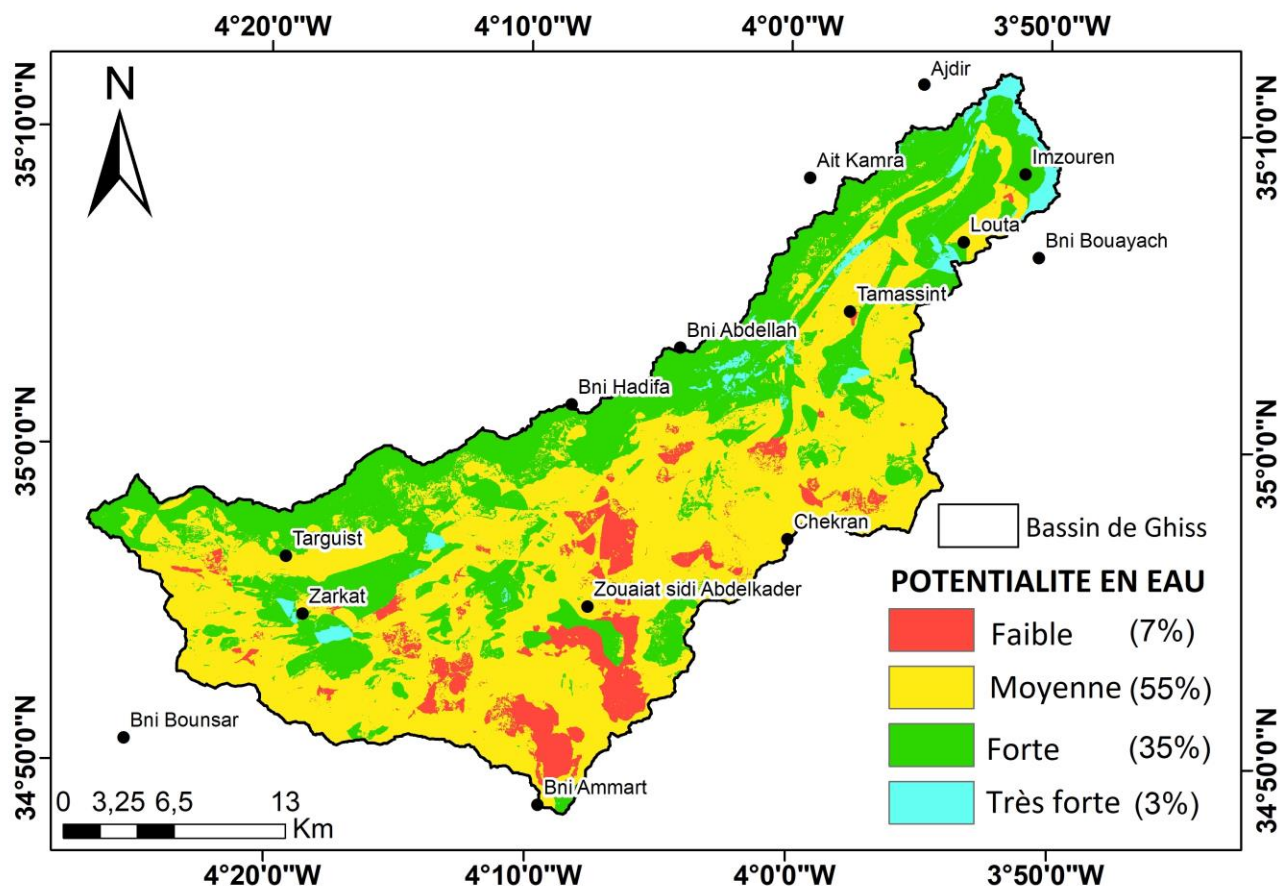


Figure 70. Carte de potentialité en eaux souterraines dans le bassin de Ghiss

### 3.2.1.2. Carte des ZPES dans le bassin de Nekor

L'étude menée sur la détermination des zones de potentiel en eau souterraine dans le bassin versant du Nekor a permis de distinguer quatre classes de potentialités : faible, moyenne, forte et très forte. Environ 16 % du bassin présente un potentiel "faible", tandis que 59 % présente un potentiel "moyen". Les zones de potentiel "fort" et "très fort" représentent quant à elles environ 25 % du bassin (voir Figure 71).

La carte des ZPES montre que les zones présentant la plus haute potentialité en eau souterraine se situent dans des régions de faible et moyenne altitude, constituées d'alluvions modernes, de schiste marneux et de schiste calcaire. Ces zones correspondent également à des régions où la densité de linéaments est élevée, favorisant ainsi l'infiltration de l'eau, et où les valeurs de pente et de rugosité

sont faibles. De plus, elles coïncident avec les zones où les ruisseaux sont de premier et deuxième ordre.

Les zones de potentiel "moyen" se trouvent généralement dans des régions constituées de schiste sériciteux, avec des valeurs de densité de linéaments intermédiaires, des valeurs de pente et de rugosité également intermédiaires, des altitudes élevées et des terres arides.

Quant aux zones de potentiel "faible", elles se trouvent dans des zones de très haute altitude, de forte pente, avec une faible densité de linéaments et des valeurs de rugosité élevées. De plus, l'infiltration de l'eau est favorisée par l'intensité des précipitations, même si son influence n'est pas évidente dans l'étude actuelle, car elle contribue avec un faible poids à l'élaboration de la carte des zones de potentiel en eau souterraine.

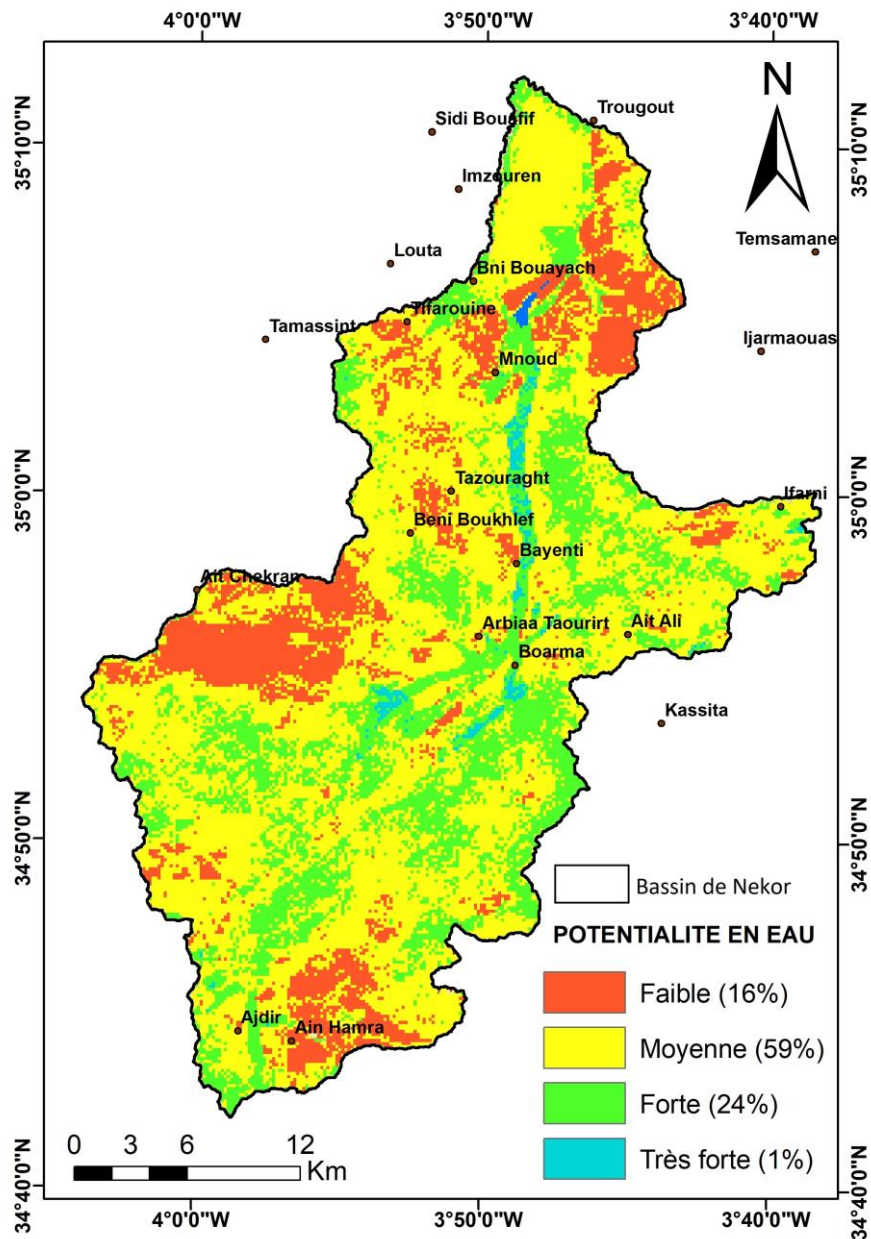


Figure 71. Carte de potentialité en eaux souterraines dans le bassin de Nekor

### 3.2.2. Validation

En raison du manque de données sur le débit des eaux souterraines dans les deux bassins étudiés, les modèles de ZPES ont été validés en utilisant les données de profondeur de la nappe phréatique (DWL) en mètres sous le niveau du sol (mbgl) provenant de 44 puits dans le bassin versant du Ghiss. Ces données reflètent les conditions de recharge et le potentiel des eaux souterraines dans les sites



étudiés. Le même processus de validation a été utilisé par Patra et al. (2018) qui ont montré une conformité de 75 % en utilisant les données de 32 puits creusés dans la plaine alluviale du Gange dans le district de Hooghly en Inde. Dans une autre étude (Ghosh et al., 2020), les données de 89 puits ont été utilisées pour valider les ZPES calculés dans le bassin supérieur de la rivière Kangsabati (Bengale occidental, Inde). L'analyse a révélé une concordance de 79% et 77 % en utilisant respectivement 12 et 7 facteurs. Ces deux études soutiennent la méthodologie de validation utilisée dans notre étude.

Les données de profondeur de la nappe phréatique (DWL) ont été collectées sur le terrain (voir Tableau 17; Figure 72) et ont montré une variation allant de 2 m à 110 m. Pour les classer, nous avons utilisé l'algorithme Seuils naturels (Jenks) qui a permis de diviser les données en cinq classes : "très peu profond" (2-12 m), "peu profond" (13-30 m), "moyen" (31-50 m), "profond" (51-70 m) et "très profond" (71-110 m). Cette méthode de regroupement a déjà été utilisée dans d'autres études, comme celle de (Ghosh et al., 2020). Nous avons ensuite comparé les données de DWL avec chaque modèle de ZPES pour évaluer leur concordance relative (voir Tableau 17).

Le modèle des zones potentielles en eaux souterraines du bassin versant de Ghiss a montré une concordance de 70 % avec les données des puits. Par exemple, les puits W10, W13 et W14, dont les niveaux d'eau souterraine sont respectivement classés comme "très peu profond", "peu profond" et "moyen", sont situés sur la carte principale à l'intérieur des zones potentielles en eaux souterraines "très fortes", "fortes" et "moyennes".

Les résultats de la validation démontrent l'efficacité de cette méthodologie et l'efficacité des facteurs utilisés. Par conséquent, des cartes précises des ZPES ont été générées pour le bassin versant de Ghiss, montrant que 38 % du bassin (soit 318,06 km<sup>2</sup>) a une potentialité "forte" et "très forte" des eaux souterraines. Dans le bassin de Nekor, environ 25 % du bassin est considéré comme ayant une potentialité "forte" et "très forte". Ces cartes peuvent servir de référence aux décideurs pour aider à sélectionner les zones optimales pour la construction de puits et de forages productifs. De plus, la carte peut être incorporée dans des bases de données numériques utilisées pour une gestion durable et efficace des eaux souterraines, afin de faire face à la pénurie d'eau de surface dans les deux bassins et de réduire la pression sur l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor, qui est un défi majeur pour la région, en particulier avec l'avancement du biseau salé mis en évidence dans cette étude.

Tableau 17 : Évaluation de la conformité de la carte ZPES du bassin versant Ghiss générée avec la profondeur à la nappe phréatique. Le degré de concordance a été mesuré en considérant la concordance "Elevée" comme un accord complet (1), "Assez Elevée" comme un demi-accord (0,5) et "nulle" l'absence d'accord (0)

Identification du puits	Élévation	DWL en mbgl	Catégorie de profondeur	Position du puits selon les ZPES	Degré de concordance	Validation
W01	84	60	Profond	Forte	Assez élevée	0,5
W02	62	40	Moyen	Très forte	Assez élevée	0,5
W03	76	30	Peu profond	Très forte	Elevée	1
W04	77	55	Profond	Très forte	Nulle	0
W05	40	38	Moyen	Très forte	Assez élevée	0,5
W06	134	90	Très profond	Forte	Assez élevée	0,5
W07	188	10	Très peu profond	Forte	Elevée	1
W08	28	50	Moyen	Forte	Elevée	1
W09	7	15	Peu profond	Très forte	Elevée	1
W10	4	2	Très peu profond	Très forte	Elevée	1
W11	362	45	Moyen	Forte	Elevée	1
W12	134	65	Profond	Moyenne	Elevée	1
W13	181	15	Peu profond	Forte	Elevée	1
W14	321	50	Moyen	Moyenne	Elevée	1
W15	688	100	Très profond	Moyenne	Elevée	1
W16	860	90	Très profond	Moyenne	Elevée	1
W17	1151	60	Profond	Moyenne	Elevée	1
W18	724	80	Profond	Moyenne	Elevée	1
W19	456	90	Très profond	Forte	Assez élevée	0,5
W20	1731	110	Très profond	Moyenne	Elevée	1
W21	1228	8	Très peu profond	Faible	Nulle	0
W22	1326	18	Peu profond	Faible	Nulle	0
W23	513	16	Peu profond	Forte	Elevée	1
W24	920	45	Moyen	Moyenne	Elevée	1
W25	1023	86	Très profond	Forte	Assez élevée	0,5
W26	746	100	Très profond	Moyenne	Elevée	1
W27	750	16	Peu profond	Moyenne	Assez élevée	0,5
W28	1061	9	Très peu profond	Faible	Nulle	0
W29	1258	44	Moyen	Faible	Nulle	0
W30	663	80	Profond	Forte	Assez élevée	0,5
W31	786	60	Profond	Forte	Assez élevée	0,5
W32	675	5	Très peu profond	Forte	Elevée	1
W33	2645	60	Profond	Forte	Assez élevée	0,5
W34	1090	70	Profond	Forte	Assez élevée	0,5
W35	958	45	Moyen	Moyenne	Elevée	1
W36	1080	45	Moyen	Forte	Elevée	1
W37	999	20	Peu profond	Moyenne	Assez élevée	0,5
W38	1032	18	Peu profond	Moyenne	Assez élevée	0,5
W39	1055	30	Peu profond	Forte	Elevée	1
W40	842	16	Peu profond	Forte	Elevée	1
W41	1202	15	Peu profond	Forte	Elevée	1
W42	957	25	Peu profond	Faible	Nulle	0
W43	750	16	Peu profond	Moyenne	Assez élevée	0,5
W44	940	12	Très peu profond	Forte	Elevée	1
<b>Concordance</b>						<b>70 %</b>

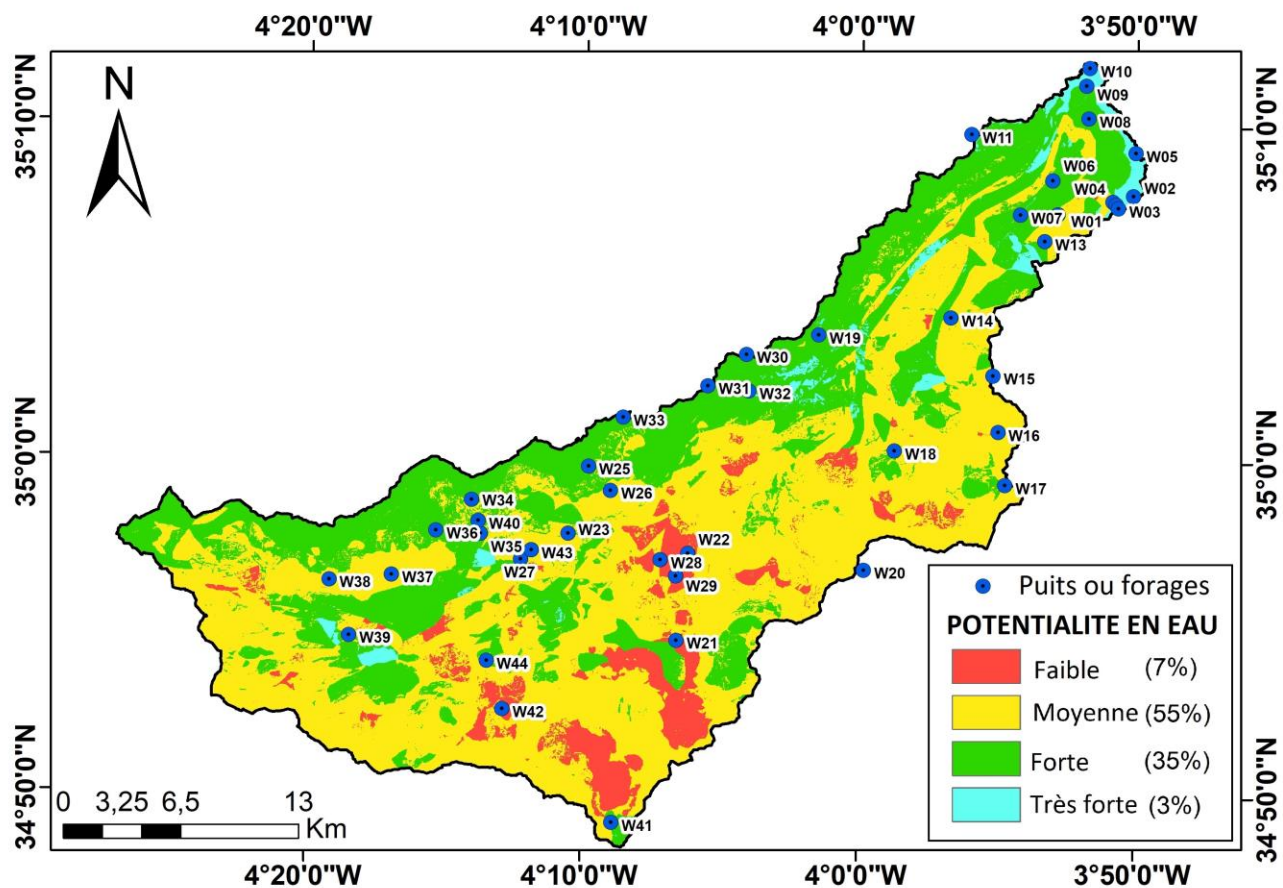


Figure 72. Carte du potentiel des eaux souterraines accompagnée de la localisation de quelques puits dans le bassin de Ghiss

#### 4. Conclusion

L'étude actuelle représente une première tentative d'investigation des Zones Potentielles en Eau Souterraine (ZPES) dans les bassins de Ghiss et de Nekor, en utilisant une approche intégrée basée sur les Systèmes d'Information Géographique (SIG), la télédétection, et le processus de la hiérarchie analytique (AHP). Cette étude a été menée dans le but de trouver d'autres alternatives aux eaux souterraines de l'aquifère de Ghiss-Nekor qui sont surexploitées, ce qui menace l'avancée du biseau salé. Onze paramètres ont été considérés pour évaluer la disponibilité des eaux souterraines, tels que la densité des linéaments, la lithologie, la densité de drainage, l'occupation du sol, l'élévation, la courbure, la pente, l'indice d'humidité topographique (TWI), l'indice de position topographique (TPI), la rugosité et les précipitations. Des pondérations appropriées ont été attribuées à chaque paramètre en utilisant la méthode AHP basée sur la matrice de comparaison par paire. Les couches thématiques

ont été superposées pour produire une carte finale présentant les zones potentielles en eaux souterraines.

Les résultats de l'étude indiquent que 38 % du bassin de Ghiss et 25 % du bassin de Nekor présentent une forte et très forte potentialité en eau souterraine, ce qui est un pourcentage important étant donné la grande superficie des deux bassins, respectivement de 837 km<sup>2</sup> et 905 km<sup>2</sup>. La précision de la carte finale a été évaluée avec un accord acceptable de 70 % grâce à une validation appropriée, confirmant ainsi la fiabilité de la carte finale des ZPES. Ces résultats prometteurs méritent d'être pris en considération pour la gestion future de la zone, en vue de trouver des alternatives aux eaux potables provenant de l'aval des deux bassins de Ghiss et de Nekor. Cela permet de diminuer la pression sur l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor, qui subit une surexploitation et, par conséquent, une aggravation du phénomène d'intrusion marine.

## CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

La ville d'Al Hoceima et ses environs dépendent largement de l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor pour leur approvisionnement en eau, malgré la construction récente d'une station de dessalement. La pression sur cette ressource en eau souterraine est élevée en raison de plusieurs facteurs. Tout d'abord, le barrage MBAK, qui devrait fournir une quantité suffisante d'eau, est affecté par le phénomène d'envasement, réduisant ainsi sa capacité de stockage. De plus, la province connaît des précipitations insuffisantes pour répondre aux besoins en eau. Par ailleurs, la plaine de Ghiss-Nekor est en cours d'aménagement pour promouvoir le secteur touristique, ce qui conduira à une demande accrue en eau potable dans le futur. Face au manque de ressources en eaux de surface, les eaux souterraines de l'aquifère de Ghiss-Nekor seront davantage exploitées pour répondre aux besoins en eau. À la lumière de ces faits, on a supposé que l'intrusion marine ait atteint une extension élevée à l'intérieur des terres, aggravée par les années successives de sécheresse.

Afin de vérifier ces hypothèses, nous avons fixé trois objectifs clés. Tout d'abord, il s'agissait d'évaluer le degré d'implication de l'intrusion marine dans la salinisation des eaux souterraines en analysant les données hydrochimiques recueillies lors de la campagne de janvier 2022. Ensuite, une approche pluridisciplinaire a été adoptée pour évaluer l'étendue de l'intrusion marine dans cet aquifère, en combinant des méthodes hydrochimiques et géospatiales. Enfin, nous nous sommes penchés sur la cartographie de l'évolution spatio-temporelle de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor en analysant les données de 2015 et 2022 à l'aide d'approches géochimiques adaptées.

Afin d'atteindre ces objectifs, nous avons évalué le degré d'implication de l'intrusion marine dans la salinisation des eaux souterraines de l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor en interprétant différentes données d'analyse statistique telles que les statistiques descriptives, la matrice de corrélation des paramètres hydrochimiques, ainsi que l'analyse en composantes principales (ACP) et en utilisant divers diagrammes tels que le diagramme de Piper, le diagramme de Chadha, le diagramme de Gibbs et les diagrammes de Stiff.

Pour déterminer l'étendue de l'intrusion marine, nous avons calculé plusieurs ratios et indices géochimiques tels que les ratios ioniques  $\text{Cl}/\text{HCO}_3$ ,  $\text{SO}_4/\text{Cl}$ ,  $\text{Na}/\text{Cl}$  et  $\text{Mg}/\text{Mg}+\text{Ca}$ , ainsi que les indices de qualité des eaux souterraines spécifiques à l'intrusion marine ( $\text{GQI}_{\text{swi}}$ ) et l'indice de mélange d'eau

salée (SMI). Ces ratios et indices ont ensuite été interpolés à l'aide d'un SIG pour générer des cartes thématiques. En superposant ces cartes, nous avons pu créer un modèle final montrant l'étendue de l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor.

Pour cartographier l'évolution spatio-temporelle, nous avons utilisé les données hydrochimiques de 2015 et de 2022 pour générer des cartes de variation des ions majeurs à l'aide de la technique de cartographie différentielle (DMT) et des cartes thermiques correspondant aux diagrammes d'évolution des faciès hydrochimiques (HFE-D).

L'analyse statistique a fortement indiqué l'intervention de l'eau de mer dans la salinisation de l'aquifère de Ghiss-Nekor. Les diagrammes de Piper, Chadha, Gibbs et Stiff confirment la contamination des eaux souterraines par l'eau de mer, et 38 % des puits présentent un faciès Na-Cl caractéristique de l'eau de mer.

En calculant les ratios ioniques et les indices d'intrusion marine, des pourcentages de puits allant de 11 % à 50 % ont été trouvés pour être affectés par l'intrusion marine. Parmi ceux-ci, 70 % étaient situés dans un rayon de deux kilomètres de la côte, y compris les zones à l'est de l'embouchure de la rivière Nekor et à proximité de l'embouchure de la rivière Ghiss. La superposition de multiples ratios ioniques et indices d'intrusion marine a permis de produire une carte finale montrant que 20 % de la zone d'étude est impactée par l'intrusion marine.

L'analyse spatio-temporelle utilisant l'approche de cartographie différentielle a confirmé une augmentation de la salinité, principalement observée près du rivage. Les diagrammes HFE-D ont révélé que la zone affectée par l'intrusion marine est passée de 14 % à 20 % entre 2015 et 2022. Les résultats de cette étude ont confirmé que l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor s'aggrave au fil du temps.

La contribution de l'intrusion marine à la salinisation des eaux souterraines dans l'aquifère de Ghiss-Nekor est non négligeable, bien que son étendue ne dépasse généralement pas les deux premiers kilomètres de la ligne de rivage. Cependant, la cartographie de l'évolution spatio-temporelle a montré une aggravation de l'intrusion marine au fil du temps. Étant donné que la situation est alarmante, un autre objectif de la présente étude est de contribuer en proposant des alternatives à l'utilisation des eaux souterraines de l'aquifère Ghiss-Nekor, en cartographiant les zones potentielles en eaux souterraines dans les bassins versants de Ghiss et Nekor, afin de réduire la pression sur cet aquifère.

Cette cartographie fournira une base de données exploitable par les décideurs pour des interventions visant la gestion durable des eaux dans la province d'Al Hoceima.

Cette étude de cartographie des zones potentielles en eau souterraine a été réalisée en utilisant une combinaison de méthodes SIG, de télédétection et de processus de la hiérarchie analytique (AHP). Les résultats ont révélé que 38 % du bassin de Ghiss et 25 % du bassin de Nekor présentent une forte et très forte potentialité en eau souterraine, ce qui est un pourcentage important compte tenu de la grande superficie des deux bassins.

L'étude intégrée, qui a couplé des méthodes hydrochimiques et géospatiales, a produit des résultats très prometteurs pour évaluer l'intrusion marine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor. Les techniques utilisées ont été efficaces pour étudier l'évolution spatio-temporelle de cette intrusion. Les résultats ont également montré que les outils géospatiaux peuvent être utilisés pour cartographier les zones potentielles en eaux souterraines dans les zones en stress hydrique. Cette étude fournit ainsi une base solide pour une gestion responsable et durable des ressources en eau dans la province d'Al Hoceima, en fournissant un outil d'aide à la décision destiné aux pouvoirs publics pour ralentir la progression de l'eau de mer dans l'aquifère Ghiss-Nekor.

## **Limites**

- Le manque de données climatiques récentes de la région nous a contraints à utiliser les données du projet POWER du Langley Research Center (LaRC) de la NASA, financé par le programme Earth Science/Applied Science de la NASA. Cela pourrait réduire le degré de précision de certains résultats obtenus.
- Pour l'étude hydrochimique, certaines zones de l'aquifère sont inaccessibles, ce qui rend difficile de garantir une distribution homogène des points d'échantillonnage. Cela pourrait conduire à une représentation incomplète de certaines régions et à une compréhension partielle de l'étendue globale de l'interface eau douce/eau salée dans l'aquifère.
- La recherche sur l'évolution spatio-temporelle de l'intrusion marine dans l'aquifère côtier de Ghiss-Nekor est limitée par un manque de données à long terme. Sans données couvrant une période significative, il est difficile d'évaluer efficacement l'évolution de l'intrusion marine

dans la zone. Ces limites rendent difficile une compréhension complète de la situation et la mise en place de stratégies de gestion et de conservation efficaces.

- Dans l'étude de la cartographie des zones potentielles en eaux souterraines, le manque de données pédologiques nous a contraints à éliminer les facteurs pédologiques, bien qu'il s'agisse d'un facteur très important. De plus, en raison du manque de données sur le débit des puits, la validation a été réalisée à partir des profondeurs à la nappe phréatique. Étant donné la grande superficie du bassin de Ghiss, un nombre limité de puits a été utilisé pour la validation de notre modèle présentant les ZPES.

## **Perspectives & Recommandations**

À la lumière des résultats obtenus et les conclusions tirées, les recommandations suivantes sont transmises :

En conclusion, plusieurs perspectives et recommandations peuvent être émises pour mieux comprendre l'hydrochimie et l'hydrogéologie de l'aquifère de Ghiss-Nekor ainsi que celles des deux bassins versant de Ghiss et Nekor et pour préserver leurs ressources en eau souterraine.

- Étant donné le manque actuel de données disponibles, il est recommandé de mettre à disposition des doctorants et des chercheurs des données climatiques et hydrochimiques sur de longues périodes, et de les rendre facilement accessibles en ligne.
- Pour améliorer l'évaluation de l'évolution de l'intrusion marine dans la zone d'étude, il est recommandé que les futures recherches se concentrent sur la conservation des mêmes points d'échantillonnage utilisés lors de la présente étude pour les futures campagnes. Cela permettra une évaluation plus précise de tout changement survenu au fil du temps.
- Il est recommandé de combiner les méthodes géospatiales, hydrochimiques, isotopiques et géophysiques afin d'obtenir une image plus complète de la dynamique de l'intrusion marine dans notre zone d'étude. Il est également conseillé de mener ces études de manière saisonnière et interannuelle.



- Il pourrait être nécessaire d'inclure une étude géophysique en mer (étude électromagnétique aéroportée) pour délimiter les unités géologiques en mer et aider à modéliser la contamination par l'eau de mer à l'aide d'outils de modélisation numérique tels que MODFLOW, SEAWAT, SUTRA, FEFLOW ou MT3DMS.
- Nous soulignons la nécessité de la mise en place d'un réseau de puits pour surveiller la salinisation de l'aquifère Ghiss-Nekor et évaluer le niveau de pollution de l'eau de mer dans cette région. Cela aidera grandement à élaborer un plan efficace pour atténuer les effets du changement climatique, en particulier la pénurie de ressources en eau causée par la diminution des précipitations.
- D'autres études sont nécessaires pour mettre à jour les cartes des ZPES de la région, et aussi pour valider le modèle de manière plus approfondie, ce qui est d'autant plus probable que des données hydrogéologiques supplémentaires (c'est-à-dire des données sur le rendement des eaux souterraines) pour le bassin sont collectées.
- Nous recommandons la mise en place d'une base de données numérique et cartographique en ligne qui facilite le suivi de l'évolution de la salinisation des eaux souterraine dans l'aquifère de Ghiss-Nekor ainsi que le suivi des zones potentielles en eaux souterraines ce qui encouragera davantage recherches sur la sécurité hydrique dans notre zone d'étude.
- Pour garantir la qualité de l'eau et maintenir un écosystème sain, il est conseillé de restreindre la surexploitation des eaux souterraines dans les zones sensibles à l'intrusion marine et de surveiller rigoureusement toute construction de nouveaux systèmes d'approvisionnement en eau potable.
- Il est conseillé d'exiger une autorisation auprès des instances compétentes qui peuvent exiger l'utilisation de pompes à débit réduit, afin de garantir une utilisation responsable et durable des ressources en eau.
- Nous recommandons de recourir à la technique de pompage-dessalement-recharge, ainsi qu'à la recharge des eaux usées traitées comme barrières contre l'avancement du biseau salé. Ces

solutions sont jugées efficaces pour réduire l'impact de l'intrusion marine tout en étant économiques, durables et ayant des impacts environnementaux minimes.

# Liste bibliographique

---

- Abdalla, F., 2015. Ionic ratios as tracers to assess seawater intrusion and to identify salinity sources in Jazan coastal aquifer, Saudi Arabia. *Arab J Geosci* 9, 40. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2065-3>
- Abd-Elaty, I., Zelenakova, M., 2022. Saltwater intrusion management in shallow and deep coastal aquifers for high aridity regions. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 40, 101026. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101026>
- Abdoulhalik, A., Ahmed, A.A., 2017. The effectiveness of cutoff walls to control saltwater intrusion in multi-layered coastal aquifers: Experimental and numerical study. *Journal of environmental management* 199, 62–73.
- ABHL, 2005. Atouts de la zone et contraintes de gestion de l'eau.
- Abu Al Naeem, M.F., Yusoff, I., Ng, T., Alias, Y., May, R., Haniffa, M., 2019a. An integrated multi-techniques approach for hydrogeochemical evaluation of ion exchange processes and identification of water types based on statistical analysis: Application to the Gaza coastal aquifer, Gaza Strip, Palestine. *Groundwater for Sustainable Development* 9, 100227. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100227>
- Abu Al Naeem, M.F., Yusoff, I., Ng, T.F., Maity, J.P., Alias, Y., May, R., Alborsh, H., 2019b. A study on the impact of anthropogenic and geogenic factors on groundwater salinization and seawater intrusion in Gaza coastal aquifer, Palestine: An integrated multi-techniques approach. *Journal of African Earth Sciences* 156, 75–93. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2019.05.006>
- Abu Salem, H.S., Gemail, K.S., Junakova, N., Ibrahim, A., Nosair, A.M., 2022. An Integrated Approach for Deciphering Hydrogeochemical Processes during Seawater Intrusion in Coastal Aquifers. *Water* 14, 1165. <https://doi.org/10.3390/w14071165>
- Achu, A. I., Thomas, J., Reghunath, R., 2020. Multi-criteria decision analysis for delineation of groundwater potential zones in a tropical river basin using remote sensing, GIS and analytical hierarchy process (AHP). *Groundwater for Sustainable Development* 100365. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100365>
- Agardy, T., Alder, J., Dayton, P., Curran, S., Kitchingman, A., Wilson, M., Catenazzi, A., Restrepo, J., Birkeland, C., Blaber, S., 2005. *Coastal systems, Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Island Press, London.
- Ahirwar, R., Malik, M.S., Ahirwar, S., Shukla, J.P., 2021. Groundwater potential zone mapping of Hoshangabad and Budhni industrial area, Madhya Pradesh, India. *Groundwater for Sustainable Development* 14, 100631. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100631>
- Ahirwar, S., Malik, M.S., Ahirwar, R., Shukla, J.P., 2020. Identification of suitable sites and structures for artificial groundwater recharge for sustainable groundwater resource development and management. *Groundwater for Sustainable Development* 11, 100388. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100388>
- Aladejana, J.A., Kalin, R.M., Sentenac, P., Hassan, I., 2021. Groundwater quality index as a hydrochemical tool for monitoring saltwater intrusion into coastal freshwater aquifer of Eastern Dahomey Basin,

- Southwestern Nigeria. *Groundwater for Sustainable Development* 13, 100568. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100568>
- Alikhanov, B., Juliev, M., Alikhanova, S., Mondal, I., 2021. Assessment of influencing factor method for delineation of groundwater potential zones with geospatial techniques. Case study of Bostanlik district, Uzbekistan. *Groundwater for Sustainable Development* 12, 100548. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100548>
- Amiri, V., Nakhaei, M., Lak, R., Kholghi, M., 2016. Assessment of seasonal groundwater quality and potential saltwater intrusion: a study case in Urmia coastal aquifer (NW Iran) using the groundwater quality index (GQI) and hydrochemical facies evolution diagram (HFE-D). *Stoch Environ Res Risk Assess* 30, 1473–1484. <https://doi.org/10.1007/s00477-015-1108-3>
- Anantha, K.H., Garg, K.K., Moses, D.S., Patil, M.D., Sawargaonkar, G.L., Kamdi, P.J., Malve, S., Sudi, R., Raju, K.V., Wani, S.P., 2021. Impact of natural resource management interventions on water resources and environmental services in different agroecological regions of India. *Groundwater for Sustainable Development* 13, 100574. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100574>
- Appelo, C.A.J., Postma, D., 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, 2nd ed. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439833544>
- Arabameri, A., Roy, J., Saha, S., Blaschke, T., Ghorbanzadeh, O., Tien Bui, D., 2019. Application of Probabilistic and Machine Learning Models for Groundwater Potentiality Mapping in Damghan Sedimentary Plain, Iran. *Remote Sensing* 11, 3015. <https://doi.org/10.3390/rs11243015>
- Arefin, R., 2020. Groundwater potential zone identification at Plio-Pleistocene elevated tract, Bangladesh: AHP-GIS and remote sensing approach. *Groundwater for Sustainable Development* 10, 100340. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100340>
- Arulbalaji, P., Padmalal, D., Sreelash, K.K., 2019. GIS and AHP Techniques Based Delineation of Groundwater Potential Zones: a case study from Southern Western Ghats, India. *Scientific Reports* 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-38567-x>
- Arunbose, S., Srinivas, Y., Rajkumar, S., Nair, N.C., Kaliraj, S., 2021. Remote sensing, GIS and AHP techniques based investigation of groundwater potential zones in the Karumeniyar river basin, Tamil Nadu, southern India. *Groundwater for Sustainable Development* 14, 100586. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100586>
- Asare, A., Appiah-Adjei, E.K., Ali, B., Owusu-Nimo, F., 2021. Assessment of seawater intrusion using ionic ratios: the case of coastal communities along the Central Region of Ghana. *Environ Earth Sci* 80, 307. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09601-x>
- Askri, B., Ahmed, A.T., Bouhlila, R., 2022. Origins and processes of groundwater salinisation in Barka coastal aquifer, Sultanate of Oman. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 126, 103116. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2022.103116>
- Asuquo Enoch, M., Ebere Njoku, R., Chinenye Okeke, U., 2022. Modeling and mapping the spatial–temporal changes in land use and land cover in Lagos: A dynamics for building a sustainable urban city. *Advances in Space Research*. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2022.07.042>
- Ator, S.W., Denis, J.M., 1997. Relation of Nitrogen and Phosphorus in Ground Water to Land Use in Four Subunits of the Potomac River Basin. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.

- Aykut, T., 2021. Determination of groundwater potential zones using Geographical Information Systems (GIS) and Analytic Hierarchy Process (AHP) between Edirne-Kalkansogut (northwestern Turkey). *Groundwater for Sustainable Development* 12, 100545. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100545>
- Aziane, N., Khaddari, A., IbenTouhami, M., Zouahri, A., Nassali, H., Elyoubi, M.S., 2020a. Evaluation of groundwater suitability for irrigation in the coastal aquifer of Mnasra (Gharb, Morocco). *Mediterranean Journal of Chemistry* 10, 197–212.
- Aziane, N., Larif, M., Khaddari, Achraf, Khaddari, A., 2020b. State of nitric pollution of the Mnasra aquifer, coastal zone of the Gharb plain (Morocco). *Moroccan Journal of Chemistry* 8, 8–4.
- Badmus, G.O., Akinyemi, O.D., Gbadebo, A.M., Oyedepo, J.A., 2020. Hydrochemical analysis of groundwater quality along the coastal aquifers in part of Ogun Waterside, Ogun State, southwestern Nigeria. *Heliyon* 6, e05661. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05661>
- Bahir, M., Ouazar, D., Goumih, A., Ouhamdouch, S., 2019. Evolution of the chemical and isotopic composition of groundwater under a semi-arid climate; the case of the Cenomano-Turonian aquifer within the Essaouira basin (Morocco). *Environmental Earth Sciences* 78, 353.
- Bahir, M., Ouazar, D., Ouhamdouch, S., Zouari, K., 2020. Assessment of groundwater mineralization of alluvial coastal aquifer of essaouira basin (Morocco) using the hydrochemical facies evolution diagram (HFE-Diagram). *Groundwater for Sustainable Development* 11, 100487. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100487>
- Balasubramanian, M., Sridhar, S.G.D., Ayyamperumal, R., Karuppannan, S., Gopalakrishnan, G., Chakraborty, M., Huang, X., 2022. Isotopic signatures, hydrochemical and multivariate statistical analysis of seawater intrusion in the coastal aquifers of Chennai and Tiruvallur District, Tamil Nadu, India. *Marine Pollution Bulletin* 174, 113232. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113232>
- Barlow, P.M., 2003. Ground water in freshwater-saltwater environments of the Atlantic coast. US Department of the Interior, US Geological Survey Washington, DC, USA.
- Barlow, P.M., Reichard, E.G., 2010. Saltwater intrusion in coastal regions of North America. *Hydrogeol J* 18, 247–260. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0514-3>
- Batsaikhan, B., Yun, S.-T., Kim, K.-H., Yu, S., Lee, K.-J., Lee, Y.-J., Namjil, J., 2021. Groundwater contamination assessment in Ulaanbaatar City, Mongolia with combined use of hydrochemical, environmental isotopic, and statistical approaches. *Science of The Total Environment* 765, 142790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142790>
- Bear, J., Cheng, A.H.-D., Sorek, S., Ouazar, D., Herrera, I. (Eds.), 1999. *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: Concepts, Methods and Practices, Theory and Applications of Transport in Porous Media*. Springer Netherlands.
- Benabdelouahab, S., Salhi, A., Himi, M., Stitou El Messari, J.E., Casas Ponsati, A., 2019. Geoelectrical investigations for aquifer characterization and geoenvironmental assessment in northern Morocco. *Environmental Earth Sciences* 78. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8221-4>
- Bensiali, A., 2020. Qualitative assessment of erosion and its risks in the Ghiss basin, Northern Morocco (Master's thesis). Department of Geography, Faculty of Letters and Human Sciences / Mohammed First University, Oujda, Morocco.
- Bhattachan, A., Emanuel, R.E., Ardón, M., Bernhardt, E.S., Anderson, S.M., Stillwagon, M.G., Ury, E.A., BenDor, T.K., Wright, J.P., 2018. Evaluating the effects of land-use change and future climate change on

- vulnerability of coastal landscapes to saltwater intrusion. *Elementa: Science of the Anthropocene* 6. <https://doi.org/10.1525/elementa.316>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.022>
- Bouhout, S., Haboubi, K., Zian, A., Elyoubi, M.S., Elabdouni, A., 2022. Evaluation of two linear kriging methods for piezometric levels interpolation and a framework for upgrading groundwater level monitoring network in Ghiss-Nekor plain, north-eastern Morocco. *Arab J Geosci* 15, 1016. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10283-3>
- Boumaiza, L., Chesnaux, R., Drias, T., Walter, J., Huneau, F., Garel, E., Knoeller, K., Stumpp, C., 2020. Identifying groundwater degradation sources in a Mediterranean coastal area experiencing significant multi-origin stresses. *Science of The Total Environment* 746, 141203. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141203>
- Bourjila, A., Dimane, F., Ghalit, M., Taher, M., Kamari, Achoukhi, I., EL Hammoudani, Y., Saadi, O., 2022. A geochemical approach in assessing seawater intrusion by integrating geospatial techniques: a case study of Ghiss-Nekor coastal aquifer, Central Rif of Morocco. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2118023/v1>
- Bourjila, A., Dimane, F., Nouayti, N., Taher, M., El Ouarghi, H., 2020. Use of GIS, Remote Sensing and AHP Techniques to Delineate Groundwater Potential Zones in the Nekor Basin, Central Rif of Morocco, in: *Proceedings of the 4th Edition of International Conference on Geo-IT and Water Resources 2020, Geo-IT and Water Resources 2020, GEOIT4W-2020. Association for Computing Machinery, Al-Hoceima, Morocco*, pp. 1–7. <https://doi.org/10.1145/3399205.3399219>
- Bouzourra, H., Bouhlila, R., Elango, L., Slama, F., Ouslati, N., 2015. Characterization of mechanisms and processes of groundwater salinization in irrigated coastal area using statistics, GIS, and hydrogeochemical investigations. *Environ Sci Pollut Res* 22, 2643–2660. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3428-0>
- Brindha, K., Schneider, M., 2019. Chapter 13 - Impact of Urbanization on Groundwater Quality, in: Venkatramanan, S., Prasanna, M.V., Chung, S.Y. (Eds.), *GIS and Geostatistical Techniques for Groundwater Science*. Elsevier, pp. 179–196. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815413-7.00013-4>
- Bruington, A., 1972. Saltwater intrusion into aquifers 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 8, 150–160.
- Cao, T., Han, D., Song, X., 2021. Past, present, and future of global seawater intrusion research: A bibliometric analysis. *Journal of Hydrology* 603, 126844. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126844>
- Chafouq, D., El Mandour, A., Elgettafi, M., Himi, M., Bengamra, S., Lagfid, Y., Casas, A., 2016. Assessing of Saltwater Intrusion in Ghiz-Nekor Aquifer (North Morocco) Using Electrical Resistivity Tomography. *Near Surface Geoscience 2016-22nd European Meeting of Environmental and Engineering Geophysics*.
- Chafouq, D., El Mandour, A., Elgettafi, M., Himi, M., Chouikri, I., Casas, A., 2017. Hydrochemical and isotopic characterization of groundwater in the Ghis-Nekor plain (northern Morocco). *Journal of African Earth Sciences* 139, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.11.007>

- Chandrajith, R., Bandara, U.G.C., Diyabalanage, S., Senaratne, S., Barth, J.A.C., 2022. Application of Water Quality Index as a vulnerability indicator to determine seawater intrusion in unconsolidated sedimentary aquifers in a tropical coastal region of Sri Lanka. *Groundwater for Sustainable Development* 19, 100831. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100831>
- Chandrajith, R., Diyabalanage, S., Premathilake, K.M., Hanke, C., van Geldern, R., Barth, J.A.C., 2016. Controls of evaporative irrigation return flows in comparison to seawater intrusion in coastal karstic aquifers in northern Sri Lanka: Evidence from solutes and stable isotopes. *Science of The Total Environment* 548–549, 421–428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.050>
- Daniele, L., Tardani, D., Schmidlin, D., Quiroga, I., Cannatelli, C., Somma, R., 2022. Seawater intrusion and hydrogeochemical processes in the Ischia Island groundwater system. *Journal of Geochemical Exploration* 234, 106935. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2021.106935>
- Dhakate, R., Sankaran, S., Kumar, V.S., Amarender, B., Harikumar, P., Subramanian, S.K., 2016. Demarcating saline water intrusion pathways using remote sensing, GIS and geophysical techniques in structurally controlled coastal aquifers in Southern India. *Environ Earth Sci* 75, 363. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4940-3>
- Dobrzyński, D., 2007. Chemical diversity of groundwater in the Carboniferous-Permian aquifer in the Unistaw Ślaski - Sokołowsko area (the Sudetes, Poland); a geochemical modelling approach. *Acta Geologica Polonica* 57, 97–112.
- Dunlop, G., Palanichamy, J., Kokkat, A., Ej, J., Palani, S., 2019. Simulation of saltwater intrusion into coastal aquifer of Nagapattinam in the lower cauvery basin using SEAWAT. *Groundwater for Sustainable Development* 8, 294–301. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.11.014>
- E. Garrett, D., 2001. Sodium sulfate : handbook of deposits, processing, properties, and use GARRETT Donald E. [WWW Document]. Librairie Lavoisier. URL [https://www.lavoisier.fr/livre/chimie/sodium-sulfate-handbook-of-deposits-processing-properties-and-use/garrett/descriptif\\_1075790](https://www.lavoisier.fr/livre/chimie/sodium-sulfate-handbook-of-deposits-processing-properties-and-use/garrett/descriptif_1075790) (accessed 3.10.22).
- Earle, S., 2015. 5.2 Chemical Weathering.
- Edet, A., 2017. Hydrogeology and groundwater evaluation of a shallow coastal aquifer, southern Akwa Ibom State (Nigeria). *Appl Water Sci* 7, 2397–2412. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0432-1>
- Edoulati, N., 2015. Apport de l'hydrochimie et de la géophysique à la caractérisation hydrogéologique des nappes profondes du Sahara Marocain. Université Ibn Zohr, Faculté des sciences.
- El Hamidi, M.J., Larabi, A., Faouzi, M., Souissi, M., 2018. Spatial distribution of regionalized variables on reservoirs and groundwater resources based on geostatistical analysis using GIS: case of Rmel-Oulad Ogbane aquifers (Larache, NW Morocco). *Arabian Journal of Geosciences* 11. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-3430-9>
- El Motaki, H., El-Fengour, A., El Bouzidi, A., Madureira, H., Monteiro, A., 2019. The global change impacts on forest natural resources in Central Rif Mountains in northern Morocco: extensive exploration and planning perspective. *GOT, Revista de Geografia e Ordenamento do Território* 75–92. <https://doi.org/10.17127/got/2019.17.004>
- El Yaouti, F., El Mandour, A., Khattach, D., Benavente, J., Kaufmann, O., 2009. Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco): A geostatistical, geochemical, and tomographic study. *Applied Geochemistry* 24, 16–31. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.10.005>

- El Yousfi, Y., Himi, M., El Ouarghi, H., Elgettafi, M., Benyoussef, S., Gueddari, H., Aqnouy, M., Salhi, A., Alitane, A., 2022. Hydrogeochemical and statistical approach to characterize groundwater salinity in the Ghiss-Nekkor coastal aquifers in the Al Hoceima province, Morocco. *Groundwater for Sustainable Development* 100818. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100818>
- El-Fadel, M., Tomaszkiwicz, M., Adra, Y., Sadek, S., Abou Najm, M., 2014. GIS-Based Assessment for the Development of a Groundwater Quality Index Towards Sustainable Aquifer Management. *Water Resources Management* 28, 3471–3487. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0683-2>
- Essink, G.H.O., 2001. Improving fresh groundwater supply—problems and solutions. *Ocean & Coastal Management* 44, 429–449.
- Ez-zaouy, Y., Bouchaou, L., Saad, A., Hssaisoune, M., Brouziyne, Y., Dhiba, D., Chehbouni, A., 2022. Morocco's coastal aquifers: Recent observations, evolution and perspectives towards sustainability. *Environmental Pollution* 293, 118498. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118498>
- Ez-zaouy, Y., Bouchaou, L., Schreiber, H., Montcoudiol, N., Kalberkamp, U., Danni, S.O., Touab, A., Abourrig, F., Hssaisoune, M., 2023. Combined geophysical methods to investigate seawater intrusion in the Souss-Massa coastal area, Morocco. *Groundwater for Sustainable Development* 21, 100915. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100915>
- Fadili, A., 2014. Etude hydrogéologique et géophysique de l'extension de l'intrusion marine dans le sahel de l'Oualidia (Maroc) : Analyse statistique, hydrochimie et prospection électrique.
- Fadili, A., Mehdi, K., Riss, J., Najib, S., Makan, A., Boutayab, K., 2015. Evaluation of groundwater mineralization processes and seawater intrusion extension in the coastal aquifer of Oualidia, Morocco: hydrochemical and geophysical approach. *Arabian Journal of Geosciences* 8, 8567–8582. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-1808-5>
- Ferchichi, H., Ben Hamouda, M.F., Farhat, B., Ben Mammou, A., 2018. Assessment of groundwater salinity using GIS and multivariate statistics in a coastal Mediterranean aquifer. *International Journal of Environmental Science and Technology* 15, 2473–2492. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1767-y>
- Fernández-Martínez, M., Margalef, O., Sayol, F., Asensio, D., Bagaria, G., Corbera, J., Sabater, F., Domene, X., Preece, C., 2019. Sea spray influences water chemical composition of Mediterranean semi-natural springs. *CATENA* 173, 414–423. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.10.035>
- Ferrario, F., Beck, M.W., Storlazzi, C.D., Micheli, F., Shepard, C.C., Airoidi, L., 2014. The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications* 5, 3794. <https://doi.org/10.1038/ncomms4794>
- Fienen, M.N., Arshad, M., 2016. The International Scale of the Groundwater Issue, in: Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J.-D., Ross, A. (Eds.), *Integrated Groundwater Management: Concepts, Approaches and Challenges*. Springer International Publishing, Cham, pp. 21–48. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_2)
- Flörke, M., Bärlund, I., van Vliet, M.T., Bouwman, A.F., Wada, Y., 2019. Analysing trade-offs between SDGs related to water quality using salinity as a marker. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Environmental Change Assessment* 36, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.005>
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall.
- Galvani, A., 2007. The challenge of the food sufficiency through salt tolerant crops. *Rev Environ Sci Biotechnol* 6, 3–16. <https://doi.org/10.1007/s11157-006-0010-3>



- Gebeyehu, A., Ayenew, T., Asrat, A., 2022. Hydrogeochemistry of the groundwater system of the transboundary basement and volcanic aquifers of the Bulal catchment, Southern Ethiopia. *Journal of African Earth Sciences* 194, 104622. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2022.104622>
- Ghalit, M., Elkhadir, G., Taupin, J.-D., Lamhamdi, A., 2017a. Mineralization process of spring in carbonate coastal aquifer in the massif Bokkoya (Central Rif, Morocco). *Moroccan Journal of Chemistry* 5, 5-1 (2017) 105-119.
- Ghalit, M., Yousfi, E.B., Zouhairi, M., Gharibi, E.K., Taupin, J.-D., 2017b. Hydrochemical characterization of groundwater in the Nekor basin located in the North-East of the Rif of Morocco. *Moroccan Journal of Chemistry* 5, 5-2 (2017) 272-284.
- Ghiglieri, G., Carletti, A., Pittalis, D., 2012. Analysis of salinization processes in the coastal carbonate aquifer of Porto Torres (NW Sardinia, Italy). *Journal of Hydrology* 432–433, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.02.016>
- Ghosh, D., Mandal, M., Banerjee, M., Karmakar, M., 2020. Impact of hydro-geological environment on availability of groundwater using analytical hierarchy process (AHP) and geospatial techniques: A study from the upper Kangsabati river basin. *Groundwater for Sustainable Development* 11, 100419. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100419>
- Gibbs, R.J., 1970. Mechanisms Controlling World Water Chemistry. *Science* 170, 1088–1090. <https://doi.org/10.1126/science.170.3962.1088>
- Giménez-Forcada, E., 2019. Use of the Hydrochemical Facies Diagram (HFE-D) for the evaluation of salinization by seawater intrusion in the coastal Oropesa Plain: Comparative analysis with the coastal Vinaroz Plain, Spain. *HydroResearch* 2, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2019.11.007>
- Giménez-Forcada, E., 2014. Space/time development of seawater intrusion: A study case in Vinaroz coastal plain (Eastern Spain) using HFE-Diagram, and spatial distribution of hydrochemical facies. *Journal of Hydrology* 517, 617–627. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.056>
- Giménez-Forcada, E., 2010. Dynamic of Sea Water Interface using Hydrochemical Facies Evolution Diagram. *Groundwater* 48, 212–216. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00649.x>
- Giménez-Forcada, E., Sánchez San Román, F.J., 2015. An Excel Macro to Plot the HFE-Diagram to Identify Sea Water Intrusion Phases. *Groundwater* 53, 819–824. <https://doi.org/10.1111/gwat.12280>
- Greenlee, L.F., Lawler, D.F., Freeman, B.D., Marrot, B., Moulin, P., 2009. Reverse osmosis desalination: water sources, technology, and today's challenges. *Water research* 43, 2317–2348.
- Guillemin, M., Houzay, J.-P., 1982. Le Néogène post-nappes et le Quaternaire du Rif nord-oriental ; Stratigraphie et tectonique des bassins de Melilla, du Kert, de Boudinar et du piedmont des Kbdana. Editions du Service géologique du Maroc.
- Gupta, G., Erram, V.C., Maiti, S., Kachate, N.R., Patil, S.N., 2010. Geoelectrical studies for delineating seawater intrusion in parts of Konkan coast, Western Maharashtra.
- Hajji, S., Allouche, N., Bouri, S., Aljuaid, A.M., Hachicha, W., 2022. Assessment of Seawater Intrusion in Coastal Aquifers Using Multivariate Statistical Analyses and Hydrochemical Facies Evolution-Based Model. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19, 155. <https://doi.org/10.3390/ijerph19010155>
- HCP, 2019a. Morocco Statistical Yearbook. Morocco.

- HCP, 2019b. Monographie provinciale d'Al Hoceima [WWW Document]. Site de la Direction provinciale d'Al Hoceima. URL [https://www.hcp.ma/reg-alhoceima/Monographies-provinciales-d-Al-Hoceima\\_a37.html](https://www.hcp.ma/reg-alhoceima/Monographies-provinciales-d-Al-Hoceima_a37.html) (accessed 3.6.23).
- Himi, M., Tapias, J., Benabdelouahab, S., Salhi, A., Rivero, L., Elgettafi, M., El Mandour, A., Stitou, J., Casas, A., 2017. Geophysical characterization of saltwater intrusion in a coastal aquifer: The case of Martil-Alila plain (North Morocco). *Journal of African Earth Sciences* 126, 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2016.11.011>
- Hounsinou, S.P., 2020. Assessment of potential seawater intrusion in a coastal aquifer system at Abomey - Calavi, Benin. *Heliyon* 6, e03173. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03173>
- Hounslow, A., 1995. *Water Quality Data: Analysis and Interpretation*. CRC Press.
- Hsissou, Y., Mudry, J., Mania, J., Bouchaou, L., Chauve, P., 1997. Dynamique et salinité de la nappe côtière d'Agadir (Maroc), influence du biseau salé et des faciès évaporitiques. *IAHS-AISH Publication* 244, 73–82.
- Hssaisoune, M., Bouchaou, L., Sifeddine, A., Bouimetarhan, I., Chehbouni, A., 2020. Moroccan groundwater resources and evolution with global climate changes. *Geosciences (Switzerland)* 10. <https://doi.org/10.3390/geosciences10020081>
- Hu, J., 1995. Methods of generating surfaces in environmental GIS applications, in: *1995 ESRI User Conference Proceedings*.
- Huang, G., Sun, J., Zhang, Y., Chen, Z., Liu, F., 2013. Impact of anthropogenic and natural processes on the evolution of groundwater chemistry in a rapidly urbanized coastal area, South China. *Science of The Total Environment* 463–464, 209–221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.078>
- Hudson, C., Soar, P.J., 2023. Soil erosion risk for farming futures: Novel model application and validation to an agricultural landscape in southern England. *Environmental Research* 219, 115050. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115050>
- Hussain, M.S., Abd-Elhamid, H.F., Javadi, A.A., Sherif, M.M., 2019. Management of Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: A Review. *WATER* 11. <https://doi.org/10.3390/w11122467>
- Idowu, T.E., Lasisi, K.H., 2020. Seawater intrusion in the coastal aquifers of East and Horn of Africa: A review from a regional perspective. *Scientific African* 8, e00402. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00402>
- Iouzzi, N., Larabi, A., Faouzi, M., 2011. Modélisation hydrodynamique de la nappe de Rhis-Nekor (Maroc) et impact de l'intrusion marine 6.
- Jena, S., Panda, R.K., Ramadas, M., Mohanty, B.P., Pattanaik, S.K., 2020. Delineation of groundwater storage and recharge potential zones using RS-GIS-AHP: Application in arable land expansion. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 19, 100354. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100354>
- Jenness, J., 2006. Topographic Position Index [WWW Document]. URL <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm> (accessed 2.14.20).
- Jesiya, N.P., Gopinath, G., 2020. A fuzzy based MCDM–GIS framework to evaluate groundwater potential index for sustainable groundwater management - A case study in an urban-periurban ensemble, southern India. *Groundwater for Sustainable Development* 11, 100466. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100466>

- Jiao, J., Post, V., 2019. Coastal Hydrogeology, 1st ed. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781139344142>
- Jinno, K., Tsutsumi, A., Alkaeed, O., Saita, S., Berndtsson, R., 2009. Effects of land-use change on groundwater recharge model parameters. *Hydrological Sciences Journal* 54, 300–315. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.2.300>
- Kallioras, A., Pliakas, F., Diamantis, I., Emmanouil, M., 2006. Application of Geographical Information Systems (GIS) for the Management of Coastal Aquifers Subjected to Seawater Intrusion. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 41, 2027–2044. <https://doi.org/10.1080/10934520600780669>
- Karabulut, S., Cengiz, M., Balkaya, Ç., Aysal, N., 2021. Spatio-Temporal Variation of Seawater Intrusion (SWI) inferred from geophysical methods as an ecological indicator; A case study from Dikili, NW İzmir, Turkey. *Journal of Applied Geophysics* 189, 104318. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2021.104318>
- Karami, S., Madani, H., Katibeh, H., Fatehi Marj, A., 2018. Assessment and modeling of the groundwater hydrogeochemical quality parameters via geostatistical approaches. *Appl Water Sci* 8, 23. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0641-x>
- Kaur, L., Rishi, M.S., Sharma, S., Sharma, B., Lata, R., Singh, G., 2019. Hydrogeochemical characterization of groundwater in alluvial plains of river Yamuna in northern India: An insight of controlling processes. *Journal of King Saud University - Science* 31, 1245–1253. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2019.01.005>
- Khan, A.F., Srinivasamoorthy, K., Prakash, R., Rabina, C., 2021. Hydrochemical and statistical techniques to decode groundwater geochemical interactions and saline water intrusion along the coastal regions of Tamil Nadu and Puducherry, India. *Environ Geochem Health* 43, 1051–1067. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00713-0>
- Khashei-Siuki, A., keshavarz, A., Sharifan, H., 2020. Comparison of AHP and FAHP methods in determining suitable areas for drinking water harvesting in Birjand aquifer. *Iran. Groundwater for Sustainable Development* 10, 100328. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100328>
- Khouakhi, A., Niazi, S., Raji, O., Fahchouch, A.N.E., 2015. Vulnerability assessment of seawater intrusion using hydro-geological indices in Moroccan Mediterranean aquifers. *International Journal of Hydrology Science and Technology* 5, 133. <https://doi.org/10.1504/IJHST.2015.070087>
- Kim, Y., Lee, K.-S., Koh, D.-C., Lee, D.-H., Lee, S.-G., Park, W.-B., Koh, G.-W., Woo, N.-C., 2003. Hydrogeochemical and isotopic evidence of groundwater salinization in a coastal aquifer: a case study in Jeju volcanic island, Korea. *Journal of Hydrology* 270, 282–294. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00307-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00307-4)
- Kouz, T., Cherkaoui Dekkaki, H., Mansour, S., Hassani Zerrouk, M., Mourabit, T., 2018. Application of GALDIT Index to Assess the Intrinsic Vulnerability of Coastal Aquifer to Seawater Intrusion Case of the Ghiss-Nekor Aquifer (North East of Morocco), in: Calvache, M.L., Duque, C., Pulido-Velazquez, D. (Eds.), *Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean Area*, Environmental Earth Sciences. Springer International Publishing, pp. 169–177.
- Kumar, P.J.S., Jegathambal, P., Babu, B., Kokkat, A., James, E.J., 2020. A hydrogeochemical appraisal and multivariate statistical analysis of seawater intrusion in point calimere wetland, lower Cauvery region, India. *Groundwater for Sustainable Development* 11, 100392. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100392>

- Kumar, S.P.J., 2016. Deciphering the groundwater–saline water interaction in a complex coastal aquifer in South India using statistical and hydrochemical mixing models. *Model. Earth Syst. Environ.* 2, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0251-2>
- Kundu, S., Coumar, M.V., Rajendiran, S., Rao, A., Rao, A.S., 2015. Phosphates from detergents and eutrophication of surface water ecosystem in India. *Current Science* 108, 1320–1325.
- Kura, N.U., Ramli, M.F., Ibrahim, S., Sulaiman, W.N.A., Aris, A.Z., 2014. An integrated assessment of seawater intrusion in a small tropical island using geophysical, geochemical, and geostatistical techniques. *Environmental Science and Pollution Research* 21, 7047–7064. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2598-0>
- Kura, N.U., Ramli, M.F., Sulaiman, W.N.A., Ibrahim, S., Aris, A.Z., 2015. An overview of groundwater chemistry studies in Malaysia. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 7231–7249. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5957-6>
- Kwon, E., Park, J., Lee, J.M., Kim, Y.-T., Woo, N.C., 2020. Spatiotemporal changes in hydrogeochemistry of coastal groundwater through the construction of underground disposal facility for low and intermediate level radioactive wastes in Korea. *Journal of Hydrology* 584, 124750. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124750>
- Lassiter, A., 2021. Rising seas, changing salt lines, and drinking water salinization. *Current Opinion in Environmental Sustainability, Slow Onset Events related to Climate Change* 50, 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.04.009>
- Le, T.T.V., Lertsirivorakul, R., Bui, T.V., Schulmeister, M.K., 2020. An Application of HFE-D for Evaluating Sea Water Intrusion in Coastal Aquifers of Southern Vietnam. *Groundwater* 58, 1012–1022. <https://doi.org/10.1111/gwat.13022>
- Li, C., Gao, X., Li, S., Bundschuh, J., 2020. A review of the distribution, sources, genesis, and environmental concerns of salinity in groundwater. *Environ Sci Pollut Res* 27, 41157–41174. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10354-6>
- Liu, Q., Li, F., Zhang, Q., Li, J., Zhang, Y., Tu, C., Ouyang, Z., 2014. Impact of water diversion on the hydrogeochemical characterization of surface water and groundwater in the Yellow River Delta. *Applied Geochemistry* 48, 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.07.009>
- Liu, S., Tang, Z., Gao, M., Hou, G., 2017. Evolutionary process of saline-water intrusion in Holocene and Late Pleistocene groundwater in southern Laizhou Bay. *Science of The Total Environment* 607–608, 586–599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.262>
- Magesh, N.S., Chandrasekar, N., Soundranayagam, J.P., 2012. Delineation of groundwater potential zones in Theni district, Tamil Nadu, using remote sensing, GIS and MIF techniques. *Geoscience Frontiers* 3, 189–196. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2011.10.007>
- Malki, M., Bouchaou, L., Hirich, A., Ait Brahim, Y., Choukr-Allah, R., 2017. Impact of agricultural practices on groundwater quality in intensive irrigated area of Chtouka-Massa, Morocco. *Science of the Total Environment* 574, 760–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.145>
- Mandal, U., Sahoo, S., Munusamy, S.B., Dhar, A., Panda, S.N., Kar, A., Mishra, P.K., 2016. Delineation of Groundwater Potential Zones of Coastal Groundwater Basin Using Multi-Criteria Decision Making Technique. *Water Resour Manage* 30, 4293–4310. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1421-8>

- Marjoua, A., Olive, P.H., Jusserand, C., 1997. Contribution of chemical and isotopic tools to the identification of water salinization origins : The case of coastal Chaouia aquifer (Morocco) [Apports des outils chimiques et isotopiques à l'identification des origines de la salinisation des eaux : Cas de la nappe de la Chaouia côtière (Maroc)]. *Revue des Sciences de l'Eau* 10, 489–505.
- Martínez-Pérez, L., Luquot, L., Carrera, J., Marazuela, M.A., Goyetche, T., Pool, M., Palacios, A., Bellmunt, F., Ledo, J., Ferrer, N., del Val, L., Pezard, P.A., García-Orellana, J., Diego-Feliu, M., Rodellas, V., Saaltink, M.W., Vázquez-Suñé, E., Folch, A., 2022. A multidisciplinary approach to characterizing coastal alluvial aquifers to improve understanding of seawater intrusion and submarine groundwater discharge. *Journal of Hydrology* 607, 127510. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127510>
- Masciopinto, C., 2013. Management of aquifer recharge in Lebanon by removing seawater intrusion from coastal aquifers. *Journal of Environmental Management* 130, 306–312. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.021>
- Mchiouer, F., Boughrous, A.A., Ouarghi, H.E., 2022. Groundwater Quality Assessment for Human Drinking in Rural Areas, Al-Hoceima Province (Northern Morocco). *Ecol. Eng. Environ. Technol.* 23, 138–147. <https://doi.org/10.12912/27197050/147450>
- Michard, A., Kornprobst, J., 1974. Contribution à l'étude pétrographique et structurale de la zone interne du Rif: (Maroc septentrional). Éditions du Service géologique du Maroc.
- Mieza, M.S., Cravero, W.R., Kovac, F.D., Bargiano, P.G., 2016. Delineation of site-specific management units for operational applications using the topographic position index in La Pampa, Argentina. *Computers and Electronics in Agriculture* 127, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.06.005>
- Momejian, N., Abou Najm, M., Alameddine, I., El-Fadel, M., 2019. Can groundwater vulnerability models assess seawater intrusion? *Environmental Impact Assessment Review* 75, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.10.003>
- Moreira, M.H., They, N.H., Rodrigues, L.R., Alvarenga-Lucius, L., Pita-Barbosa, A., 2023. Salty freshwater macrophytes: the effects of salinization in freshwaters upon non-halophyte aquatic plants. *Science of The Total Environment* 857, 159608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159608>
- Morel, J.-L., 1987. Évolution récente de l'orogène rifain et de son avant-pays depuis la fin de la mise en place des nappes (Rif, Maroc) (These de doctorat). Paris 11.
- Mosaffa, M., Nazif, S., Amirhosseini, Y.K., Balderer, W., Meiman, H.M., 2021. An investigation of the source of salinity in groundwater using stable isotope tracers and GIS: A case study of the Urmia Lake basin, Iran. *Groundwater for Sustainable Development* 12, 100513. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100513>
- Mountadar, S., Younsi, A., Hayani, A., Siniti, M., Tahiri, S., 2018. Groundwater salinization process in the coastal aquifer Sidi Abed-Ouled Ghanem (Province of El Jadida, Morocco). *Journal of African Earth Sciences* 147, 169–177. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2018.06.025>
- Moussa, M., 2010. L'Utilisation des traceurs chimiques pour surveiller la qualité des eaux souterraines d'un aquifère côtier en milieu semi aride: Le cas de Plain de Souss, Sud-ouest Maroc, Projet de Fin d'Etudes de Master. Université Libanaise, Ecole doctorale des sciences et de technologie.
- Moustadraf, J., Razack, M., Sinan, M., 2008. Evaluation of the impacts of climate changes on the coastal Chaouia aquifer, Morocco, using numerical modeling. *Hydrogeology Journal* 16, 1411–1426. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0311-4>

- Murasingh, S., Jha, R., Adamala, S., 2018. Geospatial technique for delineation of groundwater potential zones in mine and dense forest area using weighted index overlay technique. *Groundwater for Sustainable Development* 7, 387–399. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.001>
- Murmu, P., Kumar, M., Lal, D., Sonker, I., Singh, S.K., 2019. Delineation of groundwater potential zones using geospatial techniques and analytical hierarchy process in Dumka district, Jharkhand, India. *Groundwater for Sustainable Development* 9, 100239. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100239>
- Najib, S., 2014. Study of Evolution of salinization of the coastal Chaouia groundwater ( Azemmour - Bir Jdid , Morocco ) : climatology, hydrogeology, hydrochemical and electrical tomography (Theses). Université Chouaib Doukkali.
- Najib, S., Fadili, A., Mehdi, K., Riss, J., Makan, A., 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. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2017.01.003>
- Narvaez-Montoya, C., Mahlkecht, J., Torres-Martínez, J.A., Mora, A., Bertrand, G., 2023. Seawater intrusion pattern recognition supported by unsupervised learning: A systematic review and application. *Science of The Total Environment* 864, 160933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160933>
- Naseem, S., Bashir, E., Ahmed, P., Rafique, T., Hamza, S., Kaleem, M., 2018. Impact of Seawater Intrusion on the Geochemistry of Groundwater of Gwadar District, Balochistan and Its Appraisal for Drinking Water Quality. *Arab J Sci Eng* 43, 281–293. <https://doi.org/10.1007/s13369-017-2679-8>
- Nasser Mohamed Eid, A., Olatubara, C.O., Ewemoje, T.A., Farouk, H., El-Hennawy, M.T., 2020. Coastal wetland vegetation features and digital Change Detection Mapping based on remotely sensed imagery: El-Burullus Lake, Egypt. *International Soil and Water Conservation Research* 8, 66–79. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.01.004>
- Nogueira, G., Stigter, T.Y., Zhou, Y., Mussa, F., Juizo, D., 2019. Understanding groundwater salinization mechanisms to secure freshwater resources in the water-scarce city of Maputo, Mozambique. *Sci. Total Environ.* 661, 723–736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.343>
- Nouayti, N., Cherif, E.K., Algarra, M., Pola, M.L., Fernández, S., Nouayti, A., Esteves da Silva, J.C.G., Driss, K., Samlani, N., Mohamed, H., Azzirgue, E.M., Krawczyk, D.A., Rodero, A., 2022. Determination of Physicochemical Water Quality of the Ghis-Nekor Aquifer (Al Hoceima, Morocco) Using Hydrochemistry, Multiple Isotopic Tracers, and the Geographical Information System (GIS). *Water* 14, 606. <https://doi.org/10.3390/w14040606>
- ONEE, 2017. L'étude de l'adduction d'eau brute de la station de traitement d'Al Hoceima à partir du barrage projeté sur l'Oued Ghiss (Evaluation environnementale No. II). Office National de l'électricité et de l'Eau potable-Branche Eau, Direction Technique et Ingénierie (DTI), Al Hoceima, Maroc.
- Oulaarouss, Z., 2009. Etude climatologique, hydrogéologique et géophysique du Sahel Côtier des Doukkala (Maroc) : Apport de l'analyse statistique et de l'inversion des données géoélectriques à l'étude - Sécheresse info. Université de Bordeaux 1 co tutelle Université Chouaib Doukkali (El Jadida).
- Panthi, J., Pradhanang, S.M., Nolte, A., Boving, T.B., 2022. Saltwater intrusion into coastal aquifers in the contiguous United States — A systematic review of investigation approaches and monitoring networks. *Science of The Total Environment* 836, 155641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155641>

- Parisi, A., Alfio, M.R., Balacco, G., Güler, C., Fidelibus, M.D., 2023. Analyzing spatial and temporal evolution of groundwater salinization through Multivariate Statistical Analysis and Hydrogeochemical Facies Evolution-Diagram. *Science of The Total Environment* 862, 160697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160697>
- Parizi, E., Hosseini, S.M., Ataie-Ashtiani, B., Simmons, C.T., 2019. Vulnerability mapping of coastal aquifers to seawater intrusion: Review, development and application. *Journal of Hydrology* 570, 555–573. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.021>
- Park, S.C., Yun, S.T., Chae, G.T., Yoo, I.S., Shin, K.S., Heo, C.H., Lee, S.K., 2005. Regional hydrochemical study on salinization of coastal aquifers, western coastal area of South Korea. *Journal of Hydrology* 313, 182–194. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.03.001>
- Pathak, D., Maharjan, R., Maharjan, N., Shrestha, S.R., Timilsina, P., 2021. Evaluation of parameter sensitivity for groundwater potential mapping in the mountainous region of Nepal Himalaya. *Groundwater for Sustainable Development* 13, 100562. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100562>
- Patra, S., Mishra, P., Mahapatra, S.C., 2018. Delineation of groundwater potential zone for sustainable development: A case study from Ganga Alluvial Plain covering Hooghly district of India using remote sensing, geographic information system and analytic hierarchy process. *Journal of Cleaner Production* 172, 2485–2502. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.161>
- Peck, A.J., Thomas, J.F., Williamson, D.R., 1983. Salinity issues: effects of man on salinity in Australia, Water 2000. Consultants report. Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Post, V., Eichholz, M., Brentführer, R., 2018. Groundwater management in coastal zones. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).
- Poujol, A., 2014. Analyse des déformations actuelles dans le Rif (Maroc) : approche morphotectonique.
- Prasanna, M.V., Chidambaram, S., Srinivasamoorthy, K., 2010. Statistical analysis of the hydrogeochemical evolution of groundwater in hard and sedimentary aquifers system of Gadilam river basin, South India. *Journal of King Saud University - Science* 22, 133–145. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2010.04.001>
- Prusty, P., Farooq, S.H., 2020. Seawater intrusion in the coastal aquifers of India - A review. *HydroResearch* 3, 61–74. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2020.06.001>
- Pulido-Bosch, A., Tahiri, A., Vallejos, A., 1999. Hydrogeochemical characteristics of processes in the Temara aquifer in northwestern Morocco. *Water, Air, and Soil Pollution* 114, 323–337.
- Rachid, G., El-Fadel, M., Abou Najm, M., Alameddine, I., 2017. Towards a framework for the assessment of saltwater intrusion in coastal aquifers. *Environmental Impact Assessment Review* 67, 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.08.001>
- Rao, Y.S., Jugran, D.K., 2003. Delineation of groundwater potential zones and zones of groundwater quality suitable for domestic purposes using remote sensing and GIS. *Hydrological Sciences Journal* 48, 821–833. <https://doi.org/10.1623/hysj.48.5.821.51452>
- Re, V., Sacchi, E., Mas-Pla, J., Menció, A., El Amrani, N., 2014. Identifying the effects of human pressure on groundwater quality to support water management strategies in coastal regions: A multi-tracer and statistical approach (Bou-Areg region, Morocco). *Science of The Total Environment* 500–501, 211–223. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.115>

- Rina, K., Datta, P.S., Singh, C.K., Mukherjee, S., 2013. Isotopes and ion chemistry to identify salinization of coastal aquifers of Sabarmati River Basin. *Current Science* 335–344.
- Robinove, C.J., Langford, R.H., Brookhart, J.W., 1958. Saline-water resources of North Dakota (USGS Numbered Series No. 1428), Saline-water resources of North Dakota, Water Supply Paper. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. <https://doi.org/10.3133/wsp1428>
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., Brunet, R., 2009. L'analyse de l'eau - 9ème édition - Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 9e édition. ed. Dunod, Paris.
- Rukundo, E., Doğan, A., 2019. Dominant Influencing Factors of Groundwater Recharge Spatial Patterns in Ergene River Catchment, Turkey. *Water* 11, 653. <https://doi.org/10.3390/w11040653>
- Saaty, T.L., 1980. Multicriteria decision making : the analytic hierarchy process : planning, priority setting resource allocation.
- Sadeghfam, S., Bagheri, A., Razzagh, S., Nadiri, A.A., Vadiati, M., Senapathi, V., Sekar, S., 2022. Chapter 7 - Hydrochemical analysis of seawater intrusion by graphical techniques in coastal aquifers to delineate vulnerable areas, in: Senapathi, V., Sekar, S., Viswanathan, P.M., Sabarathinam, C. (Eds.), *Groundwater Contamination in Coastal Aquifers*. Elsevier, pp. 91–104. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824387-9.00011-6>
- Sae-Ju, J., Chotpantararat, S., Thitimakorn, T., 2018. Assessment of seawater intrusion using multivariate statistical, hydrochemical and geophysical techniques in coastal aquifer, Cha-am district, Thailand. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 1–50. <https://doi.org/10.5194/hess-2018-137>
- Sahoo, S., Jha, M.K., Kumar, N., Chowdary, V.M., 2015. Evaluation of GIS-based multicriteria decision analysis and probabilistic modeling for exploring groundwater prospects. *Environ Earth Sci* 74, 2223–2246. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4213-1>
- Said, I., Salman, S.A., 2021. Salinization of groundwater under desert reclamation stress at Qena region, Egypt. *Journal of African Earth Sciences* 181, 104250. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2021.104250>
- Salem, Z.E., Hasan, S.S., 2021. Use of GALDIT model and HFE-Diagram to assess seawater intrusion vulnerability in West Nile Delta, Egypt. *Arab J Geosci* 14, 1318. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-07678-z>
- Salhi, A., 2008. Géophysique, hydrogéologie et cartographie de la vulnérabilité et du risque de pollution de l'aquifère de Ghis-Nekor (Al Hoceima, Maroc).
- Salhi, A., Benabdellouahab, S., 2017. Etude hydrogéologique de la nappe alluviale de Ghis-Nekor (Maroc). Noor Publishing.
- Sallam, O., 2022. New approach in estimation of seawater intrusion footprint (SWIF) for irrigated crops using coastal groundwater. *Groundwater for Sustainable Development* 18, 100772. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100772>
- Samani, S., 2021. Analyzing the Groundwater Resources Sustainability Management plan in Iran through Comparative Studies. *Groundwater for Sustainable Development* 12, 100521. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100521>
- Sangadi, P., Kuppan, C., Ravinathan, P., 2022. Effect of hydro-geochemical processes and saltwater intrusion on groundwater quality and irrigational suitability assessed by geo-statistical techniques in coastal



- region of eastern Andhra Pradesh, India. *Marine Pollution Bulletin* 175, 113390. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113390>
- Sarker, Md.M.R., Van Camp, M., Hossain, D., Islam, M., Ahmed, N., Karim, Md.M., Bhuiyan, Md.A.Q., Ahsan, Md.A., Walraevens, K., 2022. Hydrochemical characterization and groundwater potential of the deep aquifer system in southwest coastal region of Bangladesh. *Journal of Asian Earth Sciences* 234, 105271. <https://doi.org/10.1016/j.jseaes.2022.105271>
- Schoeller, H., 1956. *Géochimie des eaux souterraines application aux eaux des gisements de pétrole*. Institut Français du Pétrole, Paris.
- Selvakumar, S., Chandrasekar, N., Srinivas, Y., Selvam, S., Kaliraj, S., Magesh, N.S., Venkatramanan, S., 2022. Hydrogeochemical processes controlling the groundwater salinity in the coastal aquifers of Southern Tamil Nadu, India. *Marine Pollution Bulletin* 174, 113264. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113264>
- Senthilkumar, S., Vinodh, K., Johnson Babu, G., Gowtham, B., Arulprakasam, V., 2019. Integrated seawater intrusion study of coastal region of Thiruvallur district, Tamil Nadu, South India. *Appl Water Sci* 9, 1–20. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1005-x>
- Shao, Z., Huq, Md.E., Cai, B., Altan, O., Li, Y., 2020. Integrated remote sensing and GIS approach using Fuzzy-AHP to delineate and identify groundwater potential zones in semi-arid Shanxi Province, China. *Environmental Modelling & Software* 134, 104868. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104868>
- Sherif, M.M., Singh, V.P., 1999. Effect of climate change on sea water intrusion in coastal aquifers. *Hydrological Processes* 13, 1277–1287. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990615\)13:8<1277::AID-HYP765>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990615)13:8<1277::AID-HYP765>3.0.CO;2-W)
- Shi, L., Jiao, J.J., 2014. Seawater intrusion and coastal aquifer management in China: a review. *ENVIRONMENTAL EARTH SCIENCES* 72, 2811–2819. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3186-9>
- Shirabe, T., 2012. Prescriptive modeling with map algebra for multi-zone allocation with size constraints. *Computers, Environment and Urban Systems* 36, 456–469. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2011.12.003>
- Shishaye, H.A., Abdi, S., 2016. Groundwater Exploration for Water Well Site Locations Using Geophysical Survey Methods. *Hydrology: Current Research* 7, 1–7. <https://doi.org/10.4172/2157-7587.1000226>
- Shukla, D.P., 2017. Hydro-Geomorphology - Models and Trends. <https://doi.org/10.5772/65532>
- Siarkos, I., Latinopoulos, D., Mallios, Z., Latinopoulos, P., 2017. A methodological framework to assess the environmental and economic effects of injection barriers against seawater intrusion. *Journal of Environmental Management* 193, 532–540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.051>
- Siddi Raju, R., Sudarsana Raju, G., Rajasekhar, M., 2019. Identification of groundwater potential zones in Mandavi River basin, Andhra Pradesh, India using remote sensing, GIS and MIF techniques. *HydroResearch* 2, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2019.09.001>
- Singh, A., 2012. An overview of the optimization modelling applications. *JOURNAL OF HYDROLOGY* 466, 167–182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.08.004>
- Singh, L.K., Jha, M.K., Chowdary, V.M., 2018. Assessing the accuracy of GIS-based Multi-Criteria Decision Analysis approaches for mapping groundwater potential. *Ecological Indicators* 91, 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.070>

- Singh, P., Hasnat, M., Rao, M.N., Singh, Pitam, 2021. Fuzzy analytical hierarchy process based GIS modelling for groundwater prospective zones in Prayagraj, India. *Groundwater for Sustainable Development* 12, 100530. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100530>
- Slama, F., Nasri, N., Bouhlila, R., 2022. Delineating the origins and processes of groundwater salinization and quality degradation in a coastal irrigated plain, Korba (Northeastern Tunisia). *Marine Pollution Bulletin* 181, 113914. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113914>
- Slama, T., Deffontaines, B., Turki, M.M., 2015. Morphotectonic and Morphodynamic investigations revealed by isobase surfaces analysis and derived differential mapping using GIS, Teboursouk area, northern Tunisia. *Earth Sci Inform* 8, 759–773. <https://doi.org/10.1007/s12145-015-0208-4>
- Slama, T., Sebei, A., 2020. Spatial and temporal analysis of shallow groundwater quality using GIS, Grombalia aquifer, Northern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences* 170, 103915. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2020.103915>
- Snoussi, M., 2005. Impact des aléas climatiques sur la qualité des eaux d'un hydrosystème aménagé en zone semi-aride: cas du bassin-versant du Nekkour (Maroc). *Sécheresse*.
- Song, M., Zhou, A., He, Y., Zhao, C., Wu, J., Zhao, Y., Liu, W., Liu, Z., 2016. Environmental controls on long-chain alkenone occurrence and compositional patterns in lacustrine sediments, northwestern China. *Organic Geochemistry* 91, 43–53. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2015.10.009>
- Sonkamble, S., Chandra, S., Ahmed, S., Rangarajan, R., 2014. Source speciation resolving hydrochemical complexity of coastal aquifers. *Marine Pollution Bulletin* 78, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.052>
- Sørensen, R., Zinko, U., Seibert, J., 2006. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. *Hydrology and Earth System Sciences* 10, 101–112. <https://doi.org/10.5194/hess-10-101-2006>
- Soumaia, M., Lotfi, D., Yann, L., Gerhard, S., Mohamed, H., Rajouene, M., 2018. Identifying the origin of groundwater salinisation in the Sidi El Hani basin (central-eastern Tunisia). *Journal of African Earth Sciences* 147, 443–449. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2018.07.004>
- Sridharan, M., Senthil Nathan, D., 2017. Hydrochemical Facies and Ionic Exchange in Coastal Aquifers of Puducherry Region, India: Implications for Seawater Intrusion. *Earth Syst Environ* 1, 5. <https://doi.org/10.1007/s41748-017-0006-x>
- Srinivasamoorthy, K., Nanthakumar, C., Vasanthavigar, M., Vijayaraghavan, K., Rajivgandhi, R., Chidambaram, S., Anandhan, P., Manivannan, R., Vasudevan, S., 2011. Groundwater quality assessment from a hard rock terrain, Salem district of Tamilnadu, India. *Arab J Geosci* 4, 91–102. <https://doi.org/10.1007/s12517-009-0076-7>
- Stiff, H.A., Jr., 1951. The Interpretation of Chemical Water Analysis by Means of Patterns. *Journal of Petroleum Technology* 3, 15–3. <https://doi.org/10.2118/951376-G>
- Stitou El Messari, J., 2002. Etude de la salinité des eaux souterraines des aquifères côtiers Martil-Alila et Smir: intégration des méthodes hydrogéochimiques, géophysiques et isotopiques. These Doctorat d'Etat Es Sciences. Univ Abdelmalek Essaadi, Tétouan, Maroc 281.
- Sugio, S., Nakada, K., Urish, D.W., 1987. Subsurface seawater intrusion barrier analysis. *Journal of Hydraulic Engineering* 113, 767–779.

- Sutradhar, S., Mondal, P., Das, N., 2021. Delineation of groundwater potential zones using MIF and AHP models: A micro-level study on Suri Sadar Sub-Division, Birbhum District, West Bengal, India. *Groundwater for Sustainable Development* 12, 100547. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100547>
- Taher, M., 2021. Sismotectonique du bassin inférieur du Nekor (Rif central) – Maroc -: Apport de la télédétection, du SIG et de la topométrie.
- Taylor, R.G., Todd, M.C., Kongola, L., Maurice, L., Nahozya, E., Sanga, H., MacDonald, A.M., 2013. Evidence of the dependence of groundwater resources on extreme rainfall in East Africa. *Nature Climate Change* 3, 374–378. <https://doi.org/10.1038/nclimate1731>
- 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, Parts A/B/C, Integrated Water Resources Development and Management: Leaving No One Behind for Water Security in Eastern and Southern Africa*. 118–119, 102886. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102886>
- Thapa, R., Gupta, S., Guin, S., Kaur, H., 2017. Assessment of groundwater potential zones using multi-influencing factor (MIF) and GIS: a case study from Birbhum district, West Bengal. *Appl Water Sci* 7, 4117–4131. <https://doi.org/10.1007/s13201-017-0571-z>
- Thauvin, J.-P., 1971. *Ressources en eau du Maroc*.
- Tiwari, A.K., Pisciotta, A., De Maio, M., 2019. Evaluation of groundwater salinization and pollution level on Favignana Island, Italy. *Environmental Pollution* 249, 969–981. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.016>
- Todd, D.K., Mays, L.W., 2004. *Groundwater Hydrology*. John Wiley & Sons.
- Tomaszkiewicz, M., Abou Najm, M., El-Fadel, M., 2014. Development of a groundwater quality index for seawater intrusion in coastal aquifers. *Environmental Modelling & Software* 57, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.03.010>
- Trabelsi, N., Triki, I., Hentati, I., Zairi, M., 2016. Aquifer vulnerability and seawater intrusion risk using GALDIT, GQISWI and GIS: case of a coastal aquifer in Tunisia. *Environ Earth Sci* 75, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5459-y>
- Tramblay, Y., Badi, W., Driouech, F., El Adlouni, S., Neppel, L., Servat, E., 2012. Climate change impacts on extreme precipitation in Morocco. *Global and Planetary Change* 82–83, 104–114. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.12.002>
- Tweed, S.O., Leblanc, M., Webb, J.A., Lubczynski, M.W., 2007. Remote sensing and GIS for mapping groundwater recharge and discharge areas in salinity prone catchments, southeastern Australia. *Hydrogeol J* 15, 75–96. <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0129-x>
- Van Camp, M., Mtoni, Y., Mjemah, I.C., Bakundukize, C., Walraevens, K., 2014. Investigating seawater intrusion due to groundwater pumping with schematic model simulations: The example of the Dar es Salaam coastal aquifer in Tanzania. *Journal of African Earth Sciences* 96, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2014.02.012>
- Verner, D., Treguer, D., Redwood, J., Christensen, J., McDonnell, R., Elbert, C., Konishi, Y., Belghazi, S., 2018. *Climate Variability, Drought, and Drought Management in Morocco's Agricultural Sector*. World Bank, Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/30603>

- Vroey, P.D., 2012. Etude des conditions hydrogéologiques et de l'intrusion salée dans les eaux souterraines de la plaine du Rhiss-Nekor à Al Hoceima (Maroc).
- Wang, H., Yang, Q., Liang, J., 2022. Interpreting the salinization and hydrogeochemical characteristics of groundwater in Dongshan Island, China. *Marine Pollution Bulletin* 178, 113634. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113634>
- Wang, W., Mwiathi, N.F., Li, C., Luo, W., Zhang, X., An, Y., Zhang, M., Gong, P., Liu, J., Gao, X., 2022. Assessment of shallow aquifer vulnerability to fluoride contamination using modified AHP-DRASTICH model as a tool for effective groundwater management, a case study in Yuncheng Basin, China. *Chemosphere* 286, 131601. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131601>
- Werner, A.D., Bakker, M., Post, V.E.A., Vandenbohede, A., Lu, C., Ataie-Ashtiani, B., Simmons, C.T., Barry, D.A., 2013. Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, 35th Year Anniversary Issue 51, 3–26. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.03.004>
- Werner, A.D., Bakker, M., Post, V.E.A., Vandenbohede, A., Lu, C., Ataie-Ashtiani, B., Simmons, C.T., Barry, D.A., 2012. Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, 35th Year Anniversary Issue 51, 3–26. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.03.004>
- Werner, A.D., Simmons, C.T., 2009. Impact of Sea-Level Rise on Sea Water Intrusion in Coastal Aquifers. *Groundwater* 47, 197–204. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2008.00535.x>
- WHO, 2011. WHO. Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. World Health Organization.
- Williams, W.D., 1987. Salinization of Rivers and Streams: An Important Environmental Hazard. *Ambio* 16, 180–185.
- Wu, P., Comte, J.-C., Li, F., Chen, H., 2023. Influence of tides on the effectiveness of artificial freshwater injection in mitigating seawater intrusion in an unconfined coastal aquifer. *Journal of Hydrology* 617, 129043. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.129043>
- Xie, Z., Sun, L., Zhang, P., Zhao, S., Yin, X., Liu, X., Cheng, B., 2005. Preliminary geochemical evidence of groundwater contamination in coral islands of Xi-Sha, South China Sea. *Applied Geochemistry* 20, 1848–1856. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2005.05.002>
- Yang, F., Liu, S., Jia, C., Gao, M., Chang, W., Wang, Y., 2021. Hydrochemical characteristics and functions of groundwater in southern Laizhou Bay based on the multivariate statistical analysis approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 250, 107153. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107153>
- Yang, X., Tan, Y., Li, K., Zhang, H., Liu, J., Xiang, C., 2020. Long-term changes in summer phytoplankton communities and their influencing factors in Daya Bay, China (1991–2017). *Marine Pollution Bulletin* 161, 111694. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111694>
- Yeh, H.-F., Lee, C.-H., Hsu, K.-C., Chang, P.-H., 2009. GIS for the assessment of the groundwater recharge potential zone. *Environ Geol* 58, 185–195. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1504-9>
- Yin, Z., Luo, Q., Wu, Jianfeng, Xu, S., Wu, Jichun, 2021. Identification of the long-term variations of groundwater and their governing factors based on hydrochemical and isotopic data in a river basin. *Journal of Hydrology* 592, 125604. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125604>

- Younsi, A., Mania, J., Lhadi, E.K., Mudry, J., 2001. Influence of extreme rainfall events on an unconfined coastal aquifer (Chaouia, Morocco) [Incidences de pluies exceptionnelles sur un aquifère libre côtier en zone semi-aride (Chaouia, Maroc)]. *Revue des Sciences de l'Eau* 14, 115–130.
- Yusuf, M.A., Abiye, T.A., Ibrahim, K.O., Abubakar, H.O., 2021. Hydrogeochemical and Salinity Appraisal of Surficial Lens of Freshwater Aquifer along Lagos Coastal Belt, South West, Nigeria. *Heliyon* e08231. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08231>
- Zahedi, F., 1986. The Analytic Hierarchy Process—A Survey of the Method and its Applications. *INFORMS Journal on Applied Analytics* 16, 96–108. <https://doi.org/10.1287/inte.16.4.96>
- Zhang, Y., Li, Q., Luo, Y., Yan, L., Peng, K., Liu, Z., Wang, Y., 2022. Groundwater salinization in a subtropical region, Beihai, southern China: Insights from hydrochemistry and multiple isotopes (H, O, S, Sr). *Applied Geochemistry* 141, 105323. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105323>
- Zhu, B.-Q., Ren, X.-Z., Rioual, P., 2019. Geological control on the origin of fresh groundwater in the Otindag Desert, China. *Applied Geochemistry* 103, 131–142. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.03.006>
- Ziani, S., Khattach, D., Nouayti, N., Abderbi, J., 2021. Mapping of areas with the potential to provide adequate groundwater supplies in arid regions: a case of the Isly basin (Horst Belt, northeastern Morocco). *Environ Earth Sci* 80, 318. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09623-5>
- Zolekar, R.B., Todmal, R.S., Bhagat, V.S., Bhailume, S.A., Korade, M.S., Das, S., 2021. Hydro-chemical characterization and geospatial analysis of groundwater for drinking and agricultural usage in Nashik district in Maharashtra, India. *Environ Dev Sustain* 23, 4433–4452. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00782-2>

