LJEEST
ISSN 2710-5237
www.srcest.org.ly/jou

المجلة الليبية لعلوم وتكنولوجيا البيئة

Libyan Journal of Ecological & Environmental Sciences and Technology(LJEEST)

DOI: https://doi.org/10.63359/eca9jp67

التعرف على تداخل مياه البحر باستخدام المقاربة الهيدروكيميائية والمنطق الضبابي لمنطقة عين زارة ليبيا

أحمد إبراهيم خماج* خيري محمد العماري**

ARTICLE INFO

Vol. 7 No. 1 April, 2025

Pages (41- 55)

Article history:
Revised form 23 February 2025
Accepted 28 March 2025

Authors affiliation
* *Department Soil & Water ,Tripoli University*
** *Department Environmental Science & Engineering, Libyan Academy.*
khairi.alamari@academy.edu.ly

Keywords:
Hydrochemical Characteristics, Seawater Intrusion Indicators, Fuzzy Logic, Ain Zara, Libya.

الملخص

يعد تلوث الخزانات الجوفية العذبة الساحلية بمياه البحر المالحة تهديدًا لجودة المياه الجوفية. ويعرف هذا التلوث بظاهرة تداخل مياه البحر (SWI). يعمل هذا التلوث على زيادة ملوحة المياه الجوفية، ويشكل تأثيرًا بيئيًا وصحياً كبيرًين. تهدف الدراسة إلى تقييم تلوث المياه الجوفية بمياه البحر لمنطقة عين زارة الواقعة جنوبي مدينة طرابلس باستخدام كل من العلاقة بين درجة التوصيل الكهربي(EC) وتركيز الكلوريد (Cl^-) في المياه الجوفية ونسبة سيمبسون (SR)، ومؤشر تأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI})، ومؤشر الخلط بمياه البحر (SMI)، ومخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF). بالإضافة إلى تطوير نموذج (FSWI) يعتمد على المنطق الضبابي يمكن من تقييم درجة تلوث الخزانات الجوفية بمياه البحر. تم تجميع 40 عينة مياه من آبار المياه الجوفية في منطقة الدراسة في شهر مارس لسنة 2023، وقدرت الخصائص الفيزيوكيميائية لعينات المياه الجوفية ذات الصلة بهذه الدراسة والتي تضمنت تقدير كل من التوصيل الكهربي (EC) والأملاح الذائبة الكلية (TDS) ودرجة التفاعل(pH) والأيونات الذائبة الرئيسية التي شملت الصوديوم (Na^-)، والبوتاسيوم (K^+)، الكالسيوم (Ca^{2+})،والماغنيسيوم (Mg^{2+})، والكلوريد (Cl^-)، والبيكربونات ($HCO3^-$)، والكبريتات ($SO4^{2-}$).بالإضافة إلى حساب قيمة الملوحة الكامنة (PS). تم تضمين أربعة معاييرنموذج (FSWI) شملت TDS (مليجرام/لتر)، وتركيز Cl^- (مليجرام/لتر)، وقيمة EC (ميكروسيمينس/سم)، PS (مليجرام/لتر). أظهرت النتائج ارتفاع قيم معامل الاختلاف لكل من الكلوريد والصوديوم والكالسيوم والأملاح الكلية الذائبة مقارنة ببقية الأيونات مما يعطي دلالة على تبيان مياه آبار المنطقة في محتواها الكيميائي. كما إن انخفاض معامل الاختلاف لكل من البيكربونات ودرجة التفاعل يعكس التباين المنخفض لهاتين الخاصيتين والتي قد تدل على الاستقرار النسبي لهما في المياه الجوفية. تكشف قيم مؤشرات تداخل مياه البحر المتحصل عليها أن المنطقة مهددة بخطر تداخل مياه البحر وإنها جميعها تتبع نفس نمط التوزيع المكاني، وإنه بالإمكان الاعتماد على نموذج (FSWI) الذي تم تطويره في تقدير مراقبة درجة تلوث الخزانات الجوفية بمياه البحر. إن النتائج المتحصل عليها تستوجب اتخاذ إجراءات عاجلة للحد من هذه المشكلة.

Identify of Seawater Intrusion Using Hydrochemical Approach and Fuzzy Logic for the Ain Zara, Libya.

Ahmed Ibrahim Ekhmaj & Khairi Mohammed Alamari***

Coastal freshwater aquifer contamination by saline seawater is a significant threat to groundwater quality. This contamination is known as Seawater Intrusion (SWI). It leads to an increase in groundwater salinity, presenting both environmental and health risks. This study aims to assess seawater intrusion into the groundwater of the Ain Zara region, located south of Tripoli, by evaluating the relationship between Electrical Conductivity (EC) and Chloride (Cl^-) concentrations in the groundwater, as well as Simpson's Ratio (SR), the Groundwater Quality Index for Seawater Intrusion (GQI_{SWI}), the Seawater Mixing Index (SMI), and Hydrochemical Evolution Facies (HEF) diagrams. Additionally, a Fuzzy Seawater Intrusion Index (FSWI)

model was developed, which uses fuzzy logic to assess the degree of seawater contamination in the aquifers. Forty groundwater samples were collected from wells in the study area in March 2023. The physico-chemical properties of the groundwater samples were Electrical Conductivity (EC), Total Dissolved Solids (TDS), pH, and major dissolved ions such as Sodium (Na^+), Potassium (K^+), Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Chloride (Cl^-), Bicarbonate ($HCO3^-$), and Sulfate ($SO4^{2-}$). Additionally, the Potential Salinity (PS) was calculated. Four parameters were included in the FSWI model i.e.,TDS (mg/L), Cl^- (mg/L), EC (µS/cm), and PS (mg/L).The results showed high variation coefficients for Chloride, Sodium, Calcium, and Total Dissolved Solids compared to the other ions, indicating the distinct chemical composition of the region's well waters. Additionally, the low variation coefficients for Bicarbonate and pH reflect the relative stability of these properties in the groundwater. The values of the seawater intrusion indicators revealed that the area is at risk of seawater intrusion, and it is following the same spatial distribution pattern. The developed FSWI model can reliably estimate the degree of seawater contamination in the groundwater. The obtained results highlight the urgent need for measures to mitigate this issue.

© 2025
Content on this article is an open access licensed under creative commons CC BY-NC 4.0.

المقدمة

تعتمد ليبيا بشكل أساسي على المياه الجوفية كمصدر رئيسي للإمداد المائي للاستخدامات المختلفة، حيث إن انخفاض معدلات الأمطار وقلة الجريان السطحي، عدا بعض الأودية الموسمية، جعلها تواجه تحديات كبيرة في تأمين إمدادات المياه المطلوبة. تفاقمت هذه المشاكل بسبب الزيادة السكانية المستمرة وتوسع المدن المتاخمة للبحر، مما أدى إلى استنزاف الخزانات الجوفية الساحلية وتدهور نوعية وجودة المياه. يمثل تلوث مياه الجوفية بمياه البحر والذي يعرف اصطلاحا بتداخل مياه البحر (Seawater intrusion) أحد أكبر المعضلات التي تواجه مستخدمي تلك المياه من حيث التأثير السلبي على الصحة العامة والنظم البيئة المختلفة. كما إن التحدي الأكبر الذي يمكن تواجه إدارة المياه الجوفية في المناطق المتاخمة للبحر يكمن في تداعيات التغير المناخي وارتفاع مستوى سطح البحر مستقبلاً (Taylor *et al.*, 2013) (Melloul and Colin, 1989) (Appelo and Postma, 2005) . لقد تم تناول موضوع تداخل مياه البحر في الكثير من الأدبيات العلمية منذ اقتراح الصيغة الكلاسيكي Ghyben-Herzberg لدراسة العلاقة بين المياه الجوفية والعذبة في المناطق الساحلية (Drabbe & Ghyben,, (Herzberg, 1901), 1889),

(Verruijt, 1968.) في الوقت الحالي، تم تشكيل وتوسيع نظام بحثي معقد لفهم أوسع لتداخل مياه البحر(SWI) ، ليشمل العديد من الفروع المتخصصة مثل استراتيجيات إدارة المياه الساحلية، وحماية موارد المياه الجوفية، وتصريف المياه الجوفية تحت البحر(SGD) وتقنيات المراقبة الميدانية، والعلاقات الهيدروكيميائية للمياه الجوفية، والمحاكاة العددية. كما أصبح هناك إدراكاً على نحو متزايد بالتأثيرات البيئية المختلفة لعملية تداخل مياه البحر، حيث لوحظ أن التفاعل بين المياه الجوفية وتداخل مياه البحر أصبح له تأثيرات كبيرة في ملوحة المياه الجوفية (Ferguson & Gleeson, , 2012); (Cao, Han., & Song, 2021) . تم تطوير العديد من النماذج الفيزيائية والرياضية لدراسة ظاهرة تداخل مياه البحر في الخزانات الجوفية والتي عادة ما تتطلب بيانات حقلية مثل سمك وهندسة أنظمة الترسيب ومعرفة الظروف الحدية والمتاخمة للحالة الدراسية والخصائص الجيوكيميائية للخزانات الجوفية بالإضافة إلى ضرورة توفر بيانات عن آبار المراقبة ومعدلات الضخ وغيرها من الإجراءات المعتادة والتي في مجملها مكلفة وتستغرق وقتاً طويلاً للحصول عليها، مما يحد ويقيد تنفيذها والتحقق منها على نطاق واسع (Supriyadi *et al.*,2017). لقد أمكن تحديد التلوث بمياه البحر من خلال معرفة الملوحة والتركيبة الكيميائية للمياه الجوفية والعلاقات التي تربط الأيونات الذائبة بعضها ببعض، فعلى سبيل المثل يمثل وجود الأيونات مثل الكلوريد والصوديوم في المياه الجوفية في الغالب ناتجًا عن مياه البحر ويشير إلى شدة التداخل) (Appelo & Postma, 2005); (Panteleit, *et al.*, 2011), ((Jones, Vengosh, (Ekhmaj, Ezlit, & Elaalem, 2014)

Rosenthal, & Yechieli, 1999.);

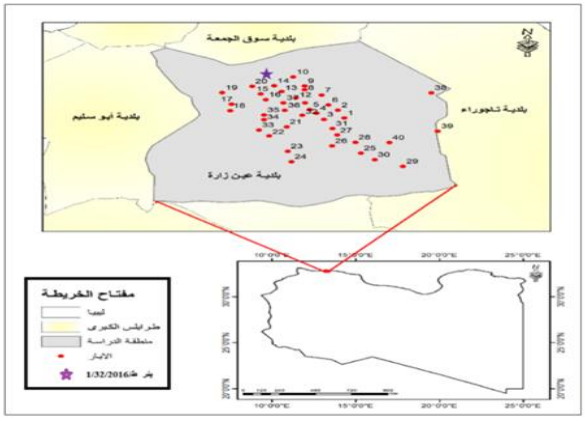
(Todd, 1980) كما أظهرت المقاربات المعتمدة على العلاقة بين الخصائص الهيدروكيميائية للمياه الجوفية وتداخل مياه البحر فعاليتها في توفير نتائج موثوقة تسهم في تنفيذ استراتيجية إدارة طويلة الأجل للمياه الجوفية في المناطق الساحلية ((Bourjila *et al.*, 2023)) تشمل هذه المقاربات كل من نسبة سيمبسون (SR)، مؤشر تأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI})، مؤشر الخلط بمياه البحر (SMI)، مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF). لقد تم استخدام هذه المقاربات في العديد من حالات الدراسة على الصعيد المحلي والعالمي ((خماج و الرياني، 2021)) AL Farrah *et al.,* 2011; AL Farrah ; *et al.,* 2018 ; Trabilsi *et al.,* 2016; Forcada-Gimenez, 2010**;** Prusty *et al.,*2020; Tomaszkiewicz *et al.,* 2014.).

تمثل تقنية المنطق الضبابي (Fuzzy Logic) أحد التقنيات الذكاء الاصطناعي المستخدمة في دراسات جودة ونوعية المياه الجوفية. ويعتبر المنطق الضبابي مميزًا بقدرته على ترجمة الأفكار والخبرات البشرية إلى مؤشرات، مما يتيح التعامل بشكل فعال مع المعلومات التي تتميز باللاخطية والشك والغموض (Oladipo *et al.,* 2021). إن تطبيقات استخدام تقنية المنطق الضباب في دراسات جودة ونوعية المياه الجوفية تم تناولها في العديد من الدراسات ;Luís *et al.,* 2009 شيخو وآخرون،2019 **;** Antara, 2014) وقد اتفقت هذه الدراسات على أنه بالإمكان دراسة وتحديد جودة نوعية المياه الجوفية بدقة وكفاءة عالية. على الرغم أن المنطق الضبابي قد تم استخدامه بشكل موسع ونسبي في دراسات جودة ونوعية المياه الجوفية على نحو عام، إلا إن هناك نقصاً في الأبحاث التي تتناول تطبيقاته في قضايا تلوث الخزانات الجوفية بمياه البحر. تهدف هذه الدراسة إلى التعرف وتقييم تلوث المياه الجوفية بمياه البحر لمنطقة عين زارة الواقعة جنوبي مدينة طرابلس باستخدام كل من العلاقة بين درجة التوصيل الكهربي(EC) تركيز الكلوريد Cl^-) (في المياه الجوفية (Cl vs EC) ونسبة سيمبسون (SR)، ومؤشر تأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI})، ومؤشر الخلط بمياه البحر (SMI)، ومخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF). بالإضافة إلى تطوير نموذج يعتمد على المنطق الضبابي يمكن من تقييم درجة تلوث الخزانات الجوفية بمياه البحر.

المواد والطرق:

تقع منطقة الدراسة جنوب شرقي مدينة طرابلس بين دائرتي عرض 32.75728 و 32.81566 شمالاً، وبين خطي طول 13.25076^0 و 13.34468^0 شرقاً الشكل (1) تمتاز المنطقة كونها زراعية، ونتيجة الزحف العمراني أصبحت ذات كثافة سكنية عالية، تسودها الأنشطة الصناعية والخدمية. تمثل هذه المنطقة أحد مناطق سهل جفارة، توصف بأنها مستوية

بصفة عامة. يسود التركيب الجيولوجي للخزانات الجوفية بالمنطقة طبقات من الرمال، والحجر الرملي، والحصى، والحجر الجيري على النحو الموضح في الشكل (2). مناخياً تصنف المنطقة بأنها جافة وشبه جافة، مع انخفاض معدلات هطول الأمطار السنوي، ومع ذلك يعتبر الهطول في الشتاء المصدر الرئيسي لتغذية المياه الجوفية حيث تتجمع مياه الامطار في مناطق مستجمعات المياه وتتسرب إلى طبقة المياه الجوفية. تتراوح أعماق مستويات المياه في طبقة المياه الجوفية العلوية غير المحصورة بين 10 إلى 160 مترًا تحت سطح الأرض، في حين يتراوح سمك الطبقة المشبعة من حوالي 10 متر إلى 90 مترًا. معظم الآبار في هذه الطبقة الجوفية توفر إنتاجية تتراوح بين 20-50 متر مكعب في الساعة. (Ekhmaj., *et al.*,2014).



الشكل (1): خريطة موقع الدراسة

الوصف الصخري	الشكل	السمك بالامتار	العمق بالامتار	
			إلى	من
رمال سطحية		10	10	0
حجر جيري مع طين		30	40	10
حجر جيري صلب		50	90	40
طين أخضر اللون مع حجر جيري		30	120	90
طين أخضر اللون مع حجر جيري		180	200	120
حجر جيري رمادي اللون مع طين أخضر اللون		100	300	200
حجر جيري أصفر		80	380	300
حجر رملي مع سلت		2	382	380
حجر رملي دقيق الحبيبات		68	450	382
حجر رملي فاتح		30	480	450
طين محمر اللون		5	485	480

الشكل (2) تتابع الطبقات الجيولوجية للبئر ط/1/32/2016 لمنطقة الدراسة. (المصدر: وزارة الموارد المائية، 2021)

تجميع وتحليل العينات

تم تجميع 40 عينة مياه من آبار المياه الجوفية في منطقة الدراسة في شهر مارس لسنة 2023، وحددت مواقع الآبار بدقة بواسطة جهاز تحديد المواقع الجغرافي (GPS). تراوحت أعماق الآبار ما بين (45 –120 متر) تحت مستوى سطح الأرض. تم تقدير الخصائص الفيزيوكيميائية لعينات المياه الجوفية ذات الصلة بهذه الدراسة والتي تضمنت تقدير كل من التوصيل الكهربي (EC) والأملاح الذائبة الكلية (TDS) ودرجة التفاعل (pH) والأيونات الذائبة الرئيسية التي شملت الصوديوم (Na^+)، والبوتاسيوم (K^+)، الكالسيوم (Ca^{2+})، والماغنيسيوم (Mg^{2+})، والكلوريد (Cl^-)، والبيكربونات (HCO_3^-)، والكبريتات ($SO4^{2-}$). أجريت التحاليل بمعامل مركز بحوث الطاقة وفقا للطرق المشار إليها من قبل (APHA وآخرون، 1992).

مؤشرات تداخل مياه البحر

تم الاعتماد في هذه الدراسة على بعض المؤشرات المستخدمة لتقييم تلوث المياه الجوفية بمنطقة الدراسة بمياه البحر والمتمثلة في:

العلاقة بين درجة التوصيل الكهربي (EC) وتركيز الكلوريد (Cl^-) في المياه الجوفية

تم استخدام الوصف البياني لدرجة التوصيل الكهربي (ميكروسيمنس/سم) مقابل الكلوريد (مليجرام/لتر) لاستخلاص المعلومات المتعلقة بتداخل مياه البحر. ووفقاً لهذه الطريقة فقد صنف (Klassen, *et al.*,2014) المياه الجوفية بأنها عادية، أو مختلطة، أو ملوثة بمياه البحر (SWI). إن عينات المياه الجوفية التي تحتوي على تركيز من الكلوريد يتجاوز 200 (مليجرام/لتر) وEC يتجاوز 1000 (ميكروسيمنس/سم) من المرجح أن تكون متأثرة بتداخل مياه البحر، في حين أن عينات المياه الجوفية التي تتميز بتركيز كلوريد يتراوح بين 100-200 (مليجرام/لتر) وموصلية كهربائية تتراوح بين 600-2000 (ميكروسيمنس/سم) تمثل مزيجًا بين المياه العذبة والمياه المالحة، كما إن المياه التي تحوي تركيزات من الكلوريد تقل عن 100 (مليجرام/لتر) وتقل فيها درجة التوصيل الكهربي عن 2000 (ميكروسيمنس/سم) توصف بأنها مياه عادية (Washington State Department of Ecology, 2005).

مؤشر سيمبسون Simpson Ration (SR)

تعرف نسبة سيمبسون (SR) على أنها مؤشر لتحديد مدى تلوث المياه الجوفية بمياه البحر. تم استنباط هذه النسبة من قبل (Simpson,1946) حيث افترض أن الكلوريد الذائب هو السائد في مياه البحر بينما البيكربونات والكربونات الذائبة هي الأنيونات السائدة في المياه الجوفية وتتواجد بتركيزات منخفضة نسبيا في مياه البحر تم حساب نسبة سيمبسون المستخدمة لوصف مدى تأثر المياه الجوفية بالتلوث بمياه البحر، وفقا للمعادلة (1) التالية:

$$SR = \frac{Cl^-}{(HCO_3^- + CO_3^{2-})} \qquad (1)$$

تدل (SR) على نسبة سيمبسون (بدون وحدات)، Cl^- تركيز أيون الكلوريد الذائب في المياه الجوفية (مليجرم/لتر)، HCO_3^- تركيز أيون البيكربونات الذائبة في المياه الجوفية (مليجرام/لتر) CO_3^{2-} تركيز أيون الكربونات الذائبة في المياه الجوفية (مليجرام/لتر). تصنف المستويات المتوقعة لتلوث المياه الجوفية بمياه البحر وفقاً لقيم نسبة سيمبسون (SR) على النحو التالي: أقل من 0.5 لا يوجد تلوث، (0.5 – 1.30) تلوث طفيف،(1.30 – 2.80) تلوث معتدل، (2.8 – 6.60) تلوث مرتفع،(6.60 – 15.50) تلوث شديد، وأعلى من 15.5 تلوث حاد.

مؤشرتأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI})

تم الاعتماد على مؤشرتأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر لتفسير تلوث المياه الجوفية بمياه البحر الناشئ عن عملية التداخل. طور هذا المؤشر (Tomazkieiwics *et al.*, 2014) وفقاً لتفسير تصنيف المياه والسيادة الأيونية في مخطط بايبر. توضح المعادلات (2)، (3) (4) كيفية حساب هذا المؤشر.

$$GQI_{SWI} = \frac{GQI_{Piper(mix)} + GQI_{fsea}}{2} \qquad (2)$$

بالإمكان معرفة حدوث الخلط بين المياه الجوفية ومياه البحر بتقدير قيم مؤشر جودة المياه الجوفية المستنبطة من مخطط بايبر والمحددة ضمن مجال منطقة الخلط $GQI_{Piper(mix)}$ والممثل بالخط الأفقي المار خلال مركز مخطط بايبر، على النحو الموضح في الشكل (3). وبشكل عام فإن موقع المياه المالحة في المخطط يتحدد في النطاق الثاني (II) والمياه العذبة في النطاق الأول (I) يتم حساب $GQI_{Piper(mix)}$ بناء على المعادلة (3).

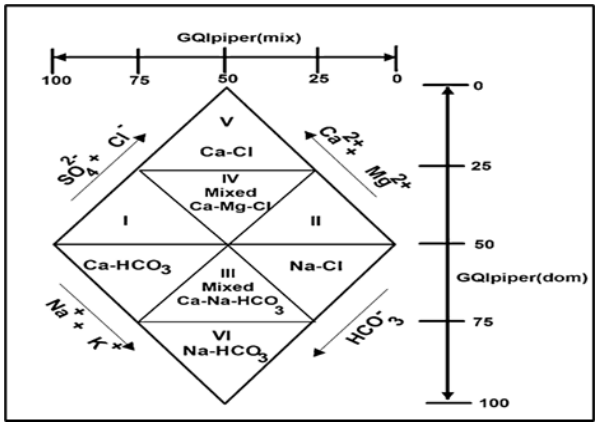
$$GQI_{Piper(mix)} = \left(\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{TCC} + \frac{HCO_3^-}{TAC}\right) \times 50 \qquad (3)$$

حيث تمثل TCC و TAC المجموع الكلي للكاتيونات والانيونات الذائبة في المياه الجوفية، على التوالي. إن وحدات التركيز المستخدمة في المعادلة (3) هي وحدات (ملليمكافئ/لتر).

$$GQI_{fsea} = (1 - f_{sea}) \times 100 \quad (4)$$

تعرف GQI_{sea} بأنها مؤشر لجودة المياه الجوفية المعتمدة على نسبة تلوثها بمياه البحروتتراوح قيمها بين 0 لمياه البحر و 100 للمياه الجوفية العذبة (Moorthy *et al.,* 2024).وذلك على النحو التي تشير الية المعادلة (4). حيث تشير قيم f_{sea} إلى نسبة مساهمة مياه البحر في المياه الجوفية. تعتمد قيم f_{sea} المحسوبة وفقا للمعادلة (5) على تركيز الكلوريد (ملليمكافئ/لتر) في عينات المياه الجوفية mCl_{sample}، والمياه العذبة $mCl_{freshwater}$ ومياه البحر $mCl_{seawater}$ وتتراوح قيمتها بين 0 لمياه البحر و 1 للمياه الجوفية العذبة.

$$f_{sea} = \frac{m_{Cl\,sample} + m_{Cl\,freash}}{m_{Cl\,sea} - m_{Cl}} \quad (5)$$



الشكل (3) نطاقات مخطط بايبر بالاعتماد على قيم مؤشرات $GQI_{piper(mix)}$ و $GQI_{piper(dom)}$ (Tomaszkoewicz *et al.,* 2014)

تتراوح القيم المتحصل عليها لمؤشر تأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI}) بين $(0 - 100)$. بالإمكان تصنيف هذا المؤشر وفقاً لتأثر المياه الجوفية بمياه البحر على النحو التالي: أعلى من 75 مياه عذبة، بين 50 و75 مياه جوفية مختلطة بمياه البحر، و القيم الأقل من 5 تصنف على أنها مياه مالحة أو مياه بحر (*Ezzeldin, 2022*)

مؤشر الخلط بمياه البحر *Seawater Mixing Index (SMI)*

يستعمل مؤشر (SMI) *في معرفة حدوث الخلط بين المياه المالحة ومياه البحر مع المياه الجوفية* (Park and Aral (2008، Edet, 2016) *يتم تقدير قيم هذا المؤشر وفقا للمعادلة التالية:*

$$\mathrm{SMI} = \mathrm{a} \times \frac{\mathrm{CNa^+}}{\mathrm{TNa^+}} + \mathrm{b} \times \frac{\mathrm{CMg^{2+}}}{\mathrm{TMg^{2+}}} + \mathrm{c} \times \frac{\mathrm{CCl^-}}{\mathrm{TCl^-}} + \mathrm{d} \times \frac{\mathrm{CSO_4^{2-}}}{\mathrm{TSO_4^{2-}}} \quad (6)$$

تمثل قيم الثوابت a، b، c، d التركيز النسبي للأيونات الصوديوم والماغنيسوم والكلوريد والكبريتات في مياه البحر، على التوالي. كما تمثل CNa^{2+}، CMg^{2+}، CCl^-، CSO_4^{2-} تركيز كل من أيونات الصوديوم والماغنيسيوم والكلوريد والكبريتات في المياه الجوفية بوحدات (مليجرام/لتر)، على التوالي. تشير قيم T إلى قيم عتبة التركيز للأيونات الصوديوم والماغنيسيوم والكلوريد والكبريتات في المياه الجوفية والتي يمكن الحصول عليها باستخدام منحنيات التوزيع الاحتمالي التراكمي لتلك الايونات. تدل قيم SMI الأعلى من 1 على حدوث خلط للمياه الجوفية بمياه البحر، في حين قيم SMI الأقل من 1 تدل على عدم حدوث الخلط (Jeen *et al.*,2021).

بالإمكان تصنيف قيم (SMI) وفقاً لدراسة (Aladejana *et al.,* 2021). إلى المستويات التالية: أقل من 1 مياه عذبة، بين 1 و2 مياه طفيفة التلوث بمياه البحر، بين 2 و6 مياه متوسطة التلوث بمياه البحر، بين 6 و 10 مياه ملوثة بمياه البحر على نحو خطر، 10 و 150 مياه ملوثة بمياه البحر على نحو خطر جداً، أعلى من 150 توصف بأنها مياه البحر.

مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF) Hydrochemical Evolution Facies

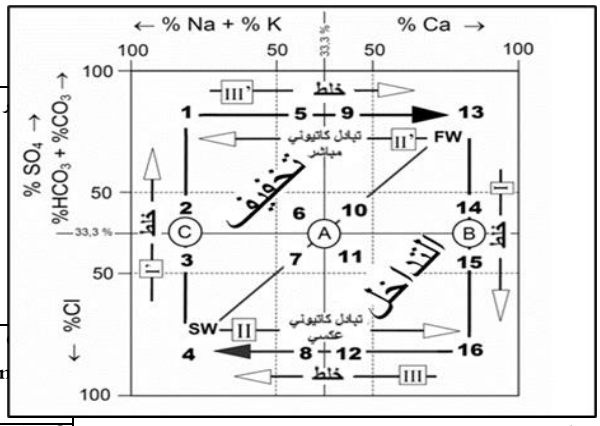
تم تطبيق مخطط HEF كمخطط بياني يمكن من تمثيل العمليات الكيميائية الرئيسية التي تحدث في خزانات المياه الجوفية الساحلية لفهم السحنات الهيدروكيميائية مما يسمح بالتعرف على مراحل تقدم أو تراجع عملية تداخل مياه البحر(Giménez-Forcada., 2010) يصف مخطط HEF التوزيع النسبي للأيونات السائدة في المياه العذبة والمالحة وذلك على النحو الذي يشير إلى السيادة النسبية لأي منها. ففي حالة المياه العذبة تكون الأنيونات السائدة في المياه العذبة هي البيكربونات والكبريتات، في حين أن الكلوريد هو الأنيون الأكثر سيادة في مياه البحر. إن التبادل الكاتيون المتوقع حدوثه ينشأ بين كل من أيوني الصوديوم والبوتاسيوم وأيون الكالسيوم (Gugulothu, 2022). يوضح الشكل (4) وصفاً للتفاعلات الكيميائية الرئيسية التي تحدث خلال تداخل مياه البحر وعند التخفيف بسبب عمليات التغذية للخزانات الجوفية بالمياه العذبة. وبناءً على التركيز النسبي للأيونات الرئيسية المتمثلة في الصوديوم والبوتاسيوم والكالسيوم والبيكربونات والكلوريد، يمكن تصنيف مياه الخزانات الجوفية إلى 16 سحنة هيدروكيميائية مشار إلى موقعها في المخطط بالأرقام من 1 حتى 16. فالسيادة التركيبة الكيميائية الأيونية في المياه وفقاً لذلك تكون على النحو التالي:

1: الصوديوم مع البيكربونات والكبريتات، 2: الصوديوم مع خليط من البيكربونات وخليط من الكبريتات ،3: الصوديوم مع خليط من الكلوريد، 4: الصوديوم مع الكلوريد، 5: خليط من الصوديوم مع البيكربونات والكبريتات، 6. خليط من الصوديوم مع خليط من البيكربونات وخليط من الكبريتات، 7: خليط من الصوديوم مع خليط من الكلوريد، 8: خليط من الصوديوم مع الكلوريد، 9: خليط من الصوديوم مع البيكربونات والكلوريد، 10: خليط من الكالسيوم مع خليط من البيكربونات وخليط من الكبريتات، 11: خليط من الكالسيوم مع خليط من الكلوريد، 12: خليط من الكالسيوم مع الكلوريد، 13: الكالسيوم مع البيكربونات والكبريتات، 14: الكالسيوم مع خليط من البيكربونات وخليط من الكبريتات، 15: الكالسيوم مع خليط من الكلوريد، 16: الكالسيوم مع الكلوريد. تجدر الإشارة إلى أن مفهوم الخليط يعني بأن النسبة المئوية للكاتيونات أو الأنيون أقل من 50٪ ولكنها في نفس الوقت أكبر من النسبة المئوية لأي من الكاتيونات والأنيونات الأخرى .يمثل الخط (A) حد الخلط بين مياه البحر (SW) والمياه العذبة (FW). ويمثل الخط (B) تطور السحنات الهيدروكيميائية في مرحلة التداخل أما الخط (C) فيشير إلى تطور السحنات الهيدروكيميائية في مرحلة التخفيف. على جانبي خط الخلط، هناك انتقالان يشيران إلى تطور عينات المياه وفقا لعمليات تداخل مياه البحر (الخط –B) والتخفيف (الخط –C). بالإمكان تحديد مراحل فرعية مختلفة خلال عمليات التطور وذلك باستخدام تطور الملوحة المقدرة من خلال نسبة الكلوريد (Dieu *et al.,*2022). مثلث العمليات الأولية للخلط خلال مرحلة التداخل والتخفيف بالأسهم (I،I')، على التوالي. أما تفاعلات التبادل الكاتيوني العكسي والمباشر فمثلت بالأسهم (II،II')، على التوالي. تمثل الأسهم (III، III') تفاعلات الخلط خلال المراحل المتأخرة لكلا العمليتين (التداخل والتخفيف)، على التوالي، حتى الوصول إلى التوازن الكيميائي بين السحنات الكيميائية خلال التدفقات المائية (Giménez-Forcada, 2010).

يتم تصنيف الفئات الفرعية في هذا المخطط بناءً على التركيز النسبي للكلوريد ودرجة التملح في عينات المياه الجوفية. تشمل الفئات الفرعية لمرحلة التخفيف التي تمثل تركيبة المياه العذبة إلى الفئات F1, F2, F3, F4, Fw, بينما تشمل الفئات الفرعية للمياه المالحة التي تمثل تركيبة المياه المالحة الفئات (i1, i2, i3, i4, SW. لكي يصل الخزان الجوفي إلى مرحلة المياه العذبة (FW)، والتي تبدأ من الحالة الأولية حيث يكون الخزان الجوفي مشبعًا تمامًا بالمياه المالحة، واتجاه هذه العملية من اليابسة نحو الساحل، حيث تبدأ المياه المتغذية في غسل الخزان الجوفي وإعادة

التوازن مع مرحلة الملوحة التي تتميز بوجود تركيزات مرتفعة من Na Cl. إن الفئة الأولى في عملية التخفيف هي الفئة (f1)، وتتميز بتوافرالسحنة Cl-MixNa، ويتغير التكوين الكيميائي للمياه تدريجيًا نحو الفئات (f2) ، (f3)، (f4) والتي تتميز بالسحنات الكيميائية المكونة من (MixNa-MixCl)، (MixNa-MixHCO$_3$, Ca-MixHCO$_3$)، (Ca^+ , Na^+ HCO_3^-)، على التوالي.

أما مرحلة التملح (SW) فإنها تبدأ تدريجياً مع التغير في التركيبة الكيميائية للمياه الجوفية من مياه عذبة نحو تكوين أول سحنة من الملوحة ممثلة في (Cl-MixNa). خلال هذه العملية يتغير التكوين الكيميائي للمياه الجوفية من الفئة (i) بسحنة كيميائية مكونة من (MixHCO$_3$) نحو الفئة (i2) والتي تتميز بوجود السحنة (Ca-MixCl, MixCa-MixCl) نحو الفئة (i3) وبسحنة (Ca-Cl)، وأخيراً نحو الفئة (i4) والتي تتميز بسيادة السحنة (MixCa-Cl, MixNa-Cl) حيث تكون نسبة الكلوريد في المياه بين 50 و66.6%، وفي النهاية تهيمن مرحلة سيادة كلوريد الصوديوم (NaCl) في المياه الجوفية على جميع الخزان الجوفي (Forcada-Gimenez, 2010)



الشكل (4) مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية HEF، (Giménez-Forcada, 2010).

مؤشر تداخل مياه البحر Fuzzy Seawater Intrusion (FSWI)

يعرف المنطق الضبابي على أنه منطق متعدد القيم يمكنه من صياغة العلاقة بين المدخلات والمخرجات وتحديد قيم وسطية بين منطقين مختلفين مثل قيم صحيحة أو خاطئة، قيم عالية ومنخفضة (Klenner et al., 2010). تتضمن عملية نظام الاستدلال الضبابي المقترح Fuzzy Inference System (FIS) ثلاث مقومات أساسية وهي:

1-دوال الانتماء (Membership Function) والتي تستخدم في خطوات التضبيب (Fuzzification) والذي يعمل على ربط قيم الادخال الرقمية مع المجموعة الضبابية ويكافئ التحويل العددي إلى لغوي، بالإضافة إلى فك الضبابية (Defuzzification) والتي تربط المجموعة الضبابية مع القيم العددية وتكافئ التحويل اللغوي إلى العددي (Lakov, D 1996).

2- المجموعات الضبابية (Fuzzy Sets) وهي امتداد للمجموعات التقليدية، وتعبر عن درجة انتماء العناصر لمجموعة ما بشكل غير قطعي حيث لا يكون العنصر إما داخل المجموعة أو خارجها بشكل صارم بل يمكن أن ينتمي إليها بدرجة معينة تتراوح بين 0 و1 مما يسمح بالتعامل مع المعلومات غير الدقيقة أو الغامضة بشكل أكثر مرونة (Klir and Folger, 1988).

3- قواعد الاستدلال (Interfence Rules) وهي مجموعة من القواعد التي تستخدم لاستنتاج نتائج بناء على مدخلات ضبابية في نظم التحكم الضبابي Suganthi and (Samuel, 2012). تقوم هذه القواعد بدمج المعلومات التي يتم التعبير عنها بواسطة المجموعات الضبابية لتوليد نتائج أو استنتاجات ضبابية جديدة وعادة ما تستخدم القاعدة في الصيغة الشرطية مثل (IF- Then، إذا – فإن) و (إذا- و- أو- فإن، If- and- or- then)، (Jang *et al.,* 2004).

تم استخدام المنطق الضبابي لتطوير مؤشر يمكن من تقدير مستويات تلوث المياه الجوفية بمياه البحر. تم اختيار أربعة متغيرات والتي استعملت كمدخلات لتحديد مستويات تلوث المياه الجوفية بمياه البحر وهي تركيز الكلوريد (مليجرام/لتر) ومجموع الاملاح الكلية الذائبة (مليجرام/لتر)، ودرجة التوصيل الكهربي (ميكروسيمينس/سم) والملوحة الكامنة(مليجرام/لتر)، لقد أظهرت العديد من الدراسات أنه بالإمكان الاعتماد على هذه البارامترات لتقييم تداخل مياه البحر(Zhang Bin *et al.,* 2013, Klassen, *et al.,*2014, Simpson , 1946, Ekhmaj et al., 2014)

لغرض تطبيق المنطق الضبابي في تقييم تأثر المياه الجوفية بتداخل مياه البحر، تم استخدام التقييم المباشر المبني على حدود تصنيف (Zhang Bin *et al.,* 2013) للمياه الجوفية بناء على درجة تأثرها بتداخل مياه البحر، كما تم الاستعانة ببعض أراء الخبراء والمختصين في وصف تلك الحدود وبيان قيمها. يوضح الجدول (1) حدود تأثر المياه الجوفية بتداخل مياه البحر بالاعتماد على تركيز الكلوريد، درجة التوصيل الكهربي، ومجموع الأملاح الكلية الذائبة والملوحة الكامنة.

جدول (1) قيم المؤشرات لدرجات مختلفة من تداخل مياه البحر

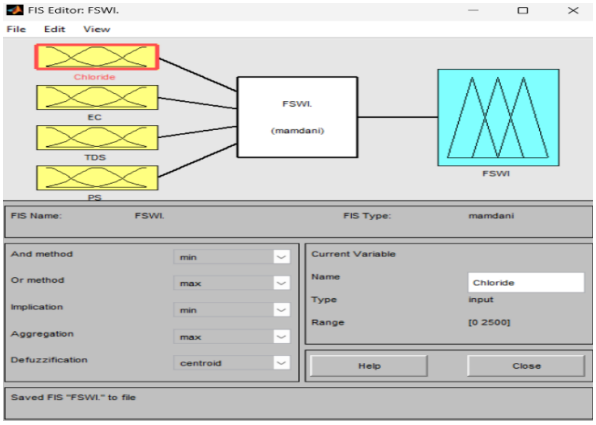
	I		II		III		IV	
	انعدام التداخل أو تداخل خفيف		تداخل طفيف		تداخل متوسط		تداخل خطير	
	مياه عذبة أو متأثرة بالملوحة		مياه قليلة الملوحة		مياه شبه مالحة		مياه مالحة	
	مدى القيم	القيمة الممثلة	مدى القيم	القيمة الممثلة	مدى القيم	القيمة الممثلة	مدى القيم	القيمة الممثلة
(r	250>	125	125-500	375	-375 1000	750	-825 3000	1000
EC, (µs/cm)	1250>	625	625-2350	1775	-1775 4200	4200	3250-15000	6075
TDS, (mg/l)	700>	350	-350 1300	1000	-1000 2300	1800	-1800 15000	3275
PS, (meq/l)	8.5>	4.25	4.25-16.5	12.5	-12.5 32	24.3 5	-24.5 90	36.5

في حين كانت المخرجات ممثلة في مؤشر تداخل مياه البحر (FSWI) وبناء على ذلك، تم تعيين دوال الانتماء لمدخلات المتغيرات وللمخرجات كما هو موضح في الشكل (5). صنفت المدخلات لغوياً إلى أربع مجموعات وهي مياه عذبة أو متأثرة بالملوحة (A)، مياه قليلة الملوحة (B)، مياه شبه مالحة (C)، مياه مالحة (D). إن القيم العددية المناظرة لهذه الأوصاف موضحة في الجدول (1). كانت أشكال دوال الانتماء شبه منحرف (Trapesoid) وذلك للمجموعتين الأولى والرابعة، في حين كانت مثلثية (Triangle)الشكل للمجموعتين الثانية والثالثة. أعطيت أربع أوصاف لغوية لمؤشر تداخل مياه البحر على النحو التالي: انعدام التداخل أو تداخل خفيف (I) بقيمة (1)، تداخل طفيف (II) بقيمة (2)، تداخل متوسط (III) بقيمة (3)، تداخل شديد (IV) بقيمة (4). وقد كانت أشكال دوال الانتماء شبه منحرف وذلك للمجموعتين الأولى والرابعة، في حين كانت مثلثية الشكل للمجموعتين الثانية والثالثة. أيضاً تم اعتماد طريقة مامداني (Mamdani) كأسلوب للاستدلال استناداً إلى الدالة المنطقية "إذا- فإن"، و الدالة (إذا، و، فإن) والتي استخدمت في العديد من الدراسات المشابه لتقييم جودة المياه الجوفية باستعمال المنطق الضبابي منها على سبيل المثال لا الحصر (Gayathri and Pieus, 2022 و Raman *et al.,* 2009 و Oladipo *et al.,* 2021). حددت القواعد المستعملة لدوال الانتماء سواء للمدخلات والمخرجات المستخدمة في عملية الاستدلال الضبابي. القواعد الأولى هي لغوية وتعرف أيضًا باسم (إذا – ثم). تظهر القواعد أدناه مثالاً على القواعد المستخدمة في هذه الدراسة:

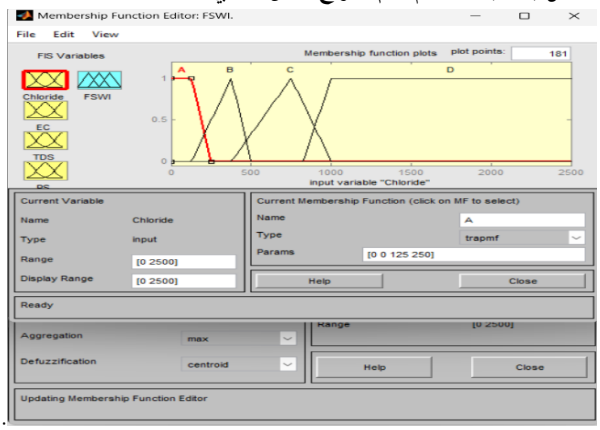
If (Chloride is A) and (iEC is A) and (iTDS is A) and (PS is A) then (FSWI is I) (1)

If (Chloride is C) then (FSWI is III) (1)

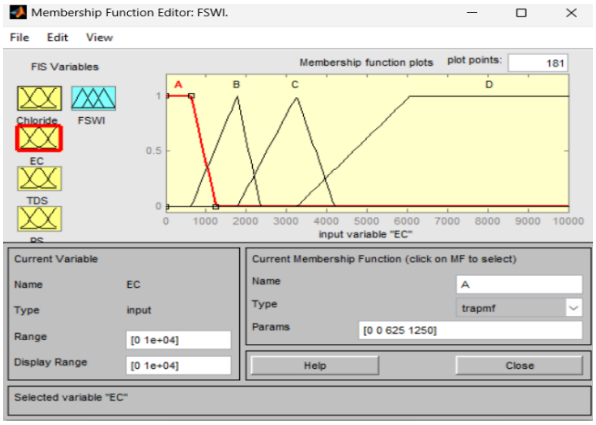
يوضح الشكل (5) التصميم العام المستخدم لنموذج المنطق الضبابي ودوال الانتماء للمدخلات والمخرجات المختلفة.



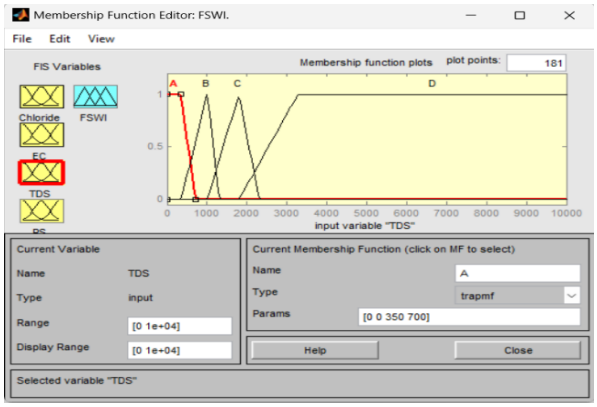
الشكل (5– أ). التصميم العام لنموذج المنطق الضبابي



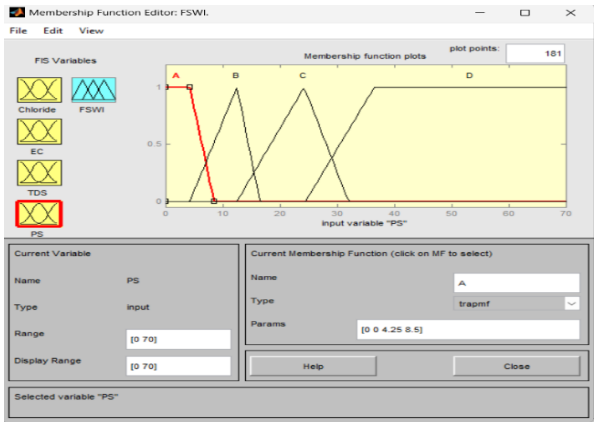
الشكل (5–ب). التصميم العام لدوال الانتماء للكلوريد



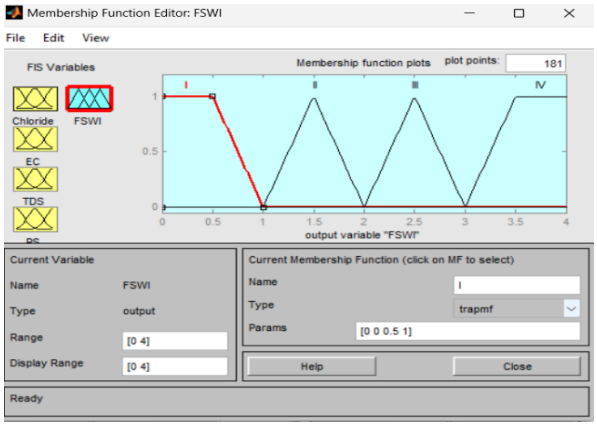
الشكل (5– جـ). التصميم العام لدوال الانتماء لدرجة التوصيل الكهربي



الشكل (5– د). التصميم العام لدوال الانتماء TDS



الشكل (5– هـ). التصميم العام لدوال الانتماء للملوحة الكامنة



الشكل(5–و.) التصميم العام لدوال الانتماء للمؤشر تداخل مياه البحر

الشكل (5) التصميم العام لنموذج المنطق الضبابي المستخدم ودوال الانتماء للمدخلات والمخرجات المختلفة.

لفك الضبابية تم استخدام طريقة المركز (Centroid Method) والتي تعتبر من الطرق الدقيقة والشاملة في معظم الحالات (Taylor, 2004).

البرمجيات المستخدمة

تم استخدام برنامج Surfer® (Golden Surfer version 10.1.561. *Software, LLC, 2011*) لرسم خرائط التوزيع المكاني للخصائص الفيزوكيميائية ولمؤشرات تداخل مياه البحر، ولتقدير الخصائص الإحصائية تم الاستعانة ببرنامج (*Minitab 20222,* version *21.2*). لبناء نموذج FSWI تم استخدام أداة المنطق الضبابي . صندوق الأدوات في برنامج MATLAB®.

النتائج والمناقشة:

الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه الجوفية.

يوضح الجدول (2) احصائية نتائج التحليل الفيزيائي والكيميائي للأيونات الرئيسية بالمواقع التي تم أخذ العينات منها. أظهرت النتائج أن قيم درجة التفاعل (pH) في المياه الجوفية بمنطقة الدراسة تراوحت بين 7.01 وذلك للبئر 13 و 8 للبئر 39 وبمعامل الاختلاف (3.19%) وبانحراف معياري في حدود (0.24)، وبمتوسط حسابي (7.49). يظهر الشكل (6-أ) التوزيع المكاني لقيم درجة التفاعل، والذي يلاحظ من خلاله الانخفاض نسبي في قيم pH في الجهة الشمالية والشمالية الغربية مقارنة ببقية المناطق، في حين كانت القيم المرتفعة من pH تتزايد في الاتجاه الشرقي. إن درجة التفاعل للمياه الجوفية تعتبر مؤشراً مهماً جداً لجودتها ويتم التحكم بها من خلال كمية ثاني أكسيد الكربون المذاب والكربونات والبيكربونات (Ghandour., *et al.* 1985) . وكما هو موضح بالشكل (1) فإن التركيبة الكيميائية للطبقات الحاملة للمياه في المنطقة يسودها الحجر الجيري (كربونات الكالسيوم)، وأن احتمال تجانس طبيعة تلك الطبقات قد يفسر التباين المنخفض في قيم pH بين عينات المياه المختلفة.

أيضاً تراوحت قيمة TDS بين 363.60 (مليجرام/لتر) في البئر (39) و 7100 (مليجرام/لتر) للبئر رقم (10) وبلغت قيمة معامل الاختلاف (81.43 %) والمتوسط الحسابي 2133.90 (مليجرام/لتر) والانحراف المعياري 1737.72 (ميكروسيمنز/سم). ومن خلال الشكل (6-ب) الذي يوضح التوزيع المكاني لمجموع الاملاح الذائبة الكلية في عينات مياه آبار منطقة الدراسة فإن أقصى قيمة كانت في الجهة الشمالية والشمالية الغربية لمنطقة الدراسة. إن الاملاح الكلية الذائبة تعكس وبطريقة مباشرة محتوى المياه من الايونات الذائبة ودرجة التوصيل الكهربي لها ، حيث تزداد تلك القيم مع ارتفاع الاملاح الذائبة الكلية.

وفيما يتعلق بدرجة EC لعينات مياه الآبار في منطقة الدراسة والواردة بالجداول (2) فقد تراوحت قيمها بين 500 (ميكروسيمنز/سم) وذلك في عينة البئر (39) و 6360 (ميكروسيمنز/سم)،وذلك للبئر (32) ، كما كان الانحراف المعياري 1773.62(ميكروسيمنز/سم) ، ومتوسط حسابي 2320.04 (ملليجرام/لتر)، وبمعامل اختلاف (76.45%). ومن خلال الشكل (6-جـ) الذي يبين التوزيع المكاني لدرجة التوصيل الكهربائي EC فقد لوحظ ارتفاع نسبي في قيمة التوصيل الكهربائي في الجهة الشمالية والشمالية الغربية مقارنة ببقية المناطق.

تراوحت قيم تركيز Na^+ في عينات مياه الآبار بين 39 (مليجرام/لتر) والتي كانت في البئر (39) و838.3 (مليجرام/لتر) في البئر (10) ، وكانت قيم الانحراف المعياري ومعامل الاختلاف ومتوسط تركيز الصوديوم في مياه منطقة الدراسة 234.10 (ميكروسيمنز/سم)، و99.45%، و 235.39 (مليجرام/لتر)، على التوالي. يلاحظ من خلال الشكل (6-د) أن المنطقة الشمالية والشمالية الغربية هي المناطق أكثر ارتفاعا في تركيز الصوديوم. وعادة ما يتواجد الصوديوم بتركيزات منخفضة في المياه العذبة مقارنة بالكالسيوم والماغنيسيوم، إلا إنه يتزايد في المياه الجوفية المتأثرة بتداخل مياه البحر.

أما بالنسبة لتركيز K^+ فلقد كانت أقل تركيز له 2 (مليجرام/لتر) في البئر (39) وأعلى تركيز 14.0 (مليجرام/لتر) في البئر (32) ،وبمتوسط حسابي 6.12 (مليجرام/لتر) وانحراف معياري 2.58 (ميكروسيمنز/سم) وبمعامل اختلاف 42.19 % . ومن خلال التوزيع المكاني الموضح بالشكل (6-هـ) فإن مستويات تركيزه تزدلد في الشمال الغربي مقارنة ببقية المناطق.

وفيما يتعلق بالكالسيوم Ca^{++} فقد كان اقل تركيز له 94 (مليجرام/لتر) في اليئر (39) واعلى تركيز 606 (مليجرام/لتر) في اليئر رقم (10) وكانت قيم الانحراف المعياري ومعامل الاختلاف، ومتوسط تركيزه في مياه منطقة الدراسة 146.62 (مليجرام/لتر) و97.25 %، و150.67 (مليجرام/لتر)، على التوالي. يلاحظ من خلال الشكل (6-و) ارتفاع تركيز الكالسيوم وهذا يتعاطم تركيزة في الشمال والشمال الغربي من منطقة الدراسة

جدول (2). الخصائص الإحصائية للمياه الجوفية بمنطقة الدراسة.

البارامتر	المتوسط الحسابي	أقصى قيمة	أقل قيمة	الانحراف المعياري	معامل الاختلاف
عمق البئر (متر)	82.05	120.0	45.0	20.0	24.38
pH	7.49	8.0	7.01	0.24	3.19
EC (µs/cm)	2320.04	63630.0	500.0	1773.62	76.45
TDS (mg/l)	2133.90	7100.0	363.60	1737.72	81.43
Ca^{++} (mg/l)	150.76	606.0	24.0	146.62	97.25
Mg^{+2} (mg/l)	60.47	132.30	18.57	35.25	58.30
Na^+ (mg/L)	235.39	838.30	39.0	234.10	99.45
K^+ (mg/L)	6.12	14.0	2.00	2.58	42.19
HCO_3^- (mg/L)	196.87	289.0	121.10	43.97	22.33
Cl^- (mg/L)	578.14	2243.0	60.35	600.21	103.82
SO_4(mg/L)	60.73	190.0	9.0	41.33	68.05

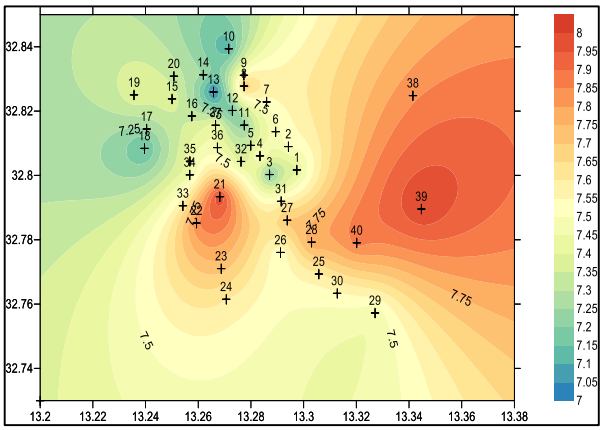
ايضاً يلاحظ من خلال الجدول رقم (2) أن اقل تركيز للماغنيسيوم Mg^{+2} بلغ 18.57(مليجرام/لتر) في البئر (39) وأقصى تركيزله 132.30(مليجرام/لتر) في البئر (32) وكانت قيم الانحراف المعياري ومعامل الاختلاف 35.25 (مليجرام/لتر)، 58.30 % ومتوسط تركيز 60.47 (مليجرام/لتر) على التوالي ويلاحظ من خلال الشكل (6-ز) ارتفاع أيون الماغنسيوم في الجهة الغربية من منطقة الدراسة.

اما بالنسبة لتركيز ايون Cl^- فكان أقل تركيز له 60.35 في البئر (39) واقصى تركيز 2243(مليجرام/لتر)،في البئر (10) وكان الانحراف المعياري ومعامل اختلاف 600.21 (مليجرام/لتر). 103.82%، ومتوسط تركيزأيون الكلوريد 578.15 (مليجرام/لتر). من خلال الشكل (6-حـ) الذي يبين ان تركيز أيون الكلوريد في مياه آبار منطقة الدراسة كان مرتفعاً في الجهة الشمالية والشمالية الغربية. حيث إن الكلوريد من الايونات التي لها القدرة على الانتقال، ويعزى ذلك لذوبانيته العالية في المياه خاصة عندما يرتبط مع الصوديوم والكالسيوم والماغنيسيوم. كما يشكل ارتفاع تركيز الكلوريد المصاحب لارتفاع الاملاح الكلية الذائبة يعطي دلالة على حدوث تلوث المياه الجوفية بمياه البحر (Fidelibus *et al.,* 2025).

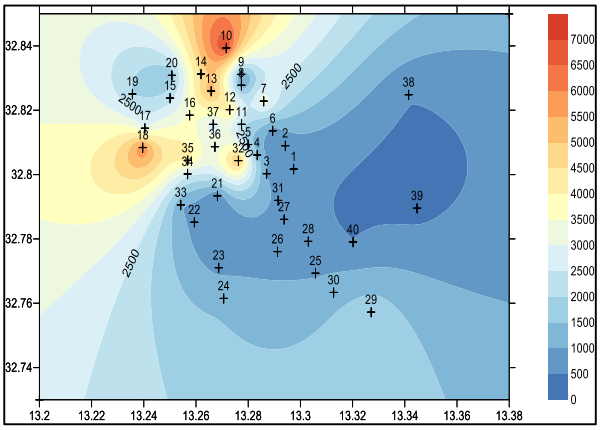
وفيما يتعلق بالبيكربونات HCO_3^- فإن أقل تركيز له كان 121.10 (مليجرام/لتر) في البئر (1)، وأقصى تركيز لها 289 (مليجرام/لتر)، في البئر رقم (10) وبانحراف معياري ومعامل اختلاف 43.97 (ميكروسيمنز/سم).22.33% ومتوسط تركيز196.87 (مليجرام/لتر). ومن خلال الشكل (6-ط) يلاحظ ارتفاع تركيز أيون البيكربونات في الآبار الواقعة في الشمال والشمال الغربي لمنطقة الدراسة. من ناحية أخرى كان أقل قيم تركيز لأيون SO_4^- هو 9 (مليجرام/لتر) في البئر (39) واقصى تركيز له 190 (مليجرام/لتر) في البئر(32) وانحراف معياري ومعامل اختلاف41.33 (مليجرام/لتر) 68.05 %، على التوالي. في حين كان متوسط تركيزها 60.73 (مليجرام/لتر). يوضح الشكل(6-ي) أن تركيز الكبريتات في آبار مياه منطقة الدراسة كان مرتفعاً في الجهة الشمالية والشمالية الغربية. إن القيم المرتفعة من الكبريتات والكلوريد في المياه الجوفية قد يدل على حدوث إذابة للجبس في المكون الصخري للخزانات الجوفية وتلوث المياه الجوفية بمياه البحر (Pulido-Lebeuf, 2004).

من خلال النتائج المتحصل عليها يتضح ارتفاع قيم معامل الاختلاف لكل من الكلوريد والصوديوم والكالسيوم والاملاح الكلية الذائبة مقارنة ببقية الايونات مما يعطي دلالة على تبيان مياه آبار المنطقة في محتواها الكيميائي من تلك الأيونات. كما إن انخفاض معامل الاختلاف لكل من البيكربونات ودرجة التفاعل يعكس التباين المنخفض لهاتين الخاصيتين والتي قد تدل على الاستقرار النسبي لهما في المياه الجوفية. أظهرت النتائج أن ترتيب السيادة النوعية للكاتيونات

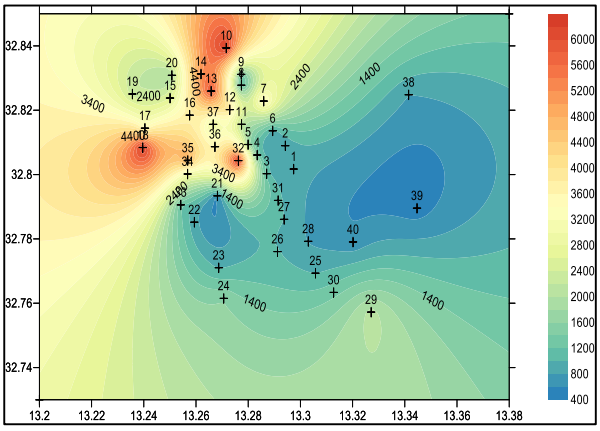
كانت للصوديوم يليه الكالسيوم ثم الماغنيسيوم فالبوتاسيوم، أما على صعيد الكاتيونات فلقد كانت السيادة النوعية للكلوريد ثم البيكربونات يليها الكبريتات.إن مثل هذا التسلسل في الترتيب لوحظ في عينات المياه الجوفيه المتأثرة بمياه البحر على النحو الذي أوضحه (Diouf *et al.*, 2022).



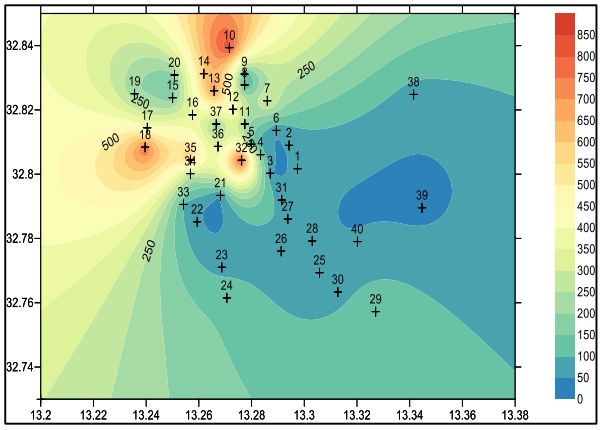
الشكل (6–أ) التوزيع المكاني لدرجة التفاعل (pH)



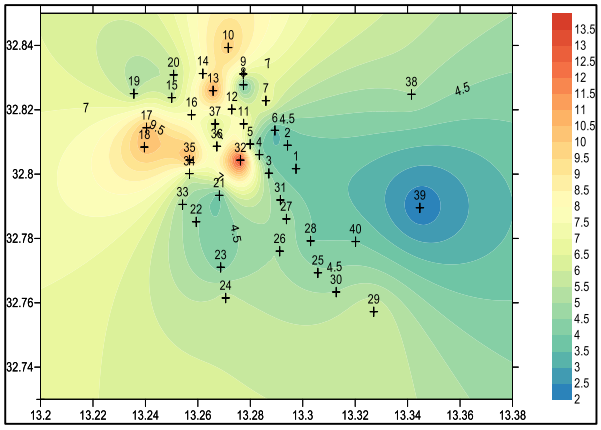
الشكل (6–ب) التوزيع المكاني للأملاح الكلية الذائبة (TDS)



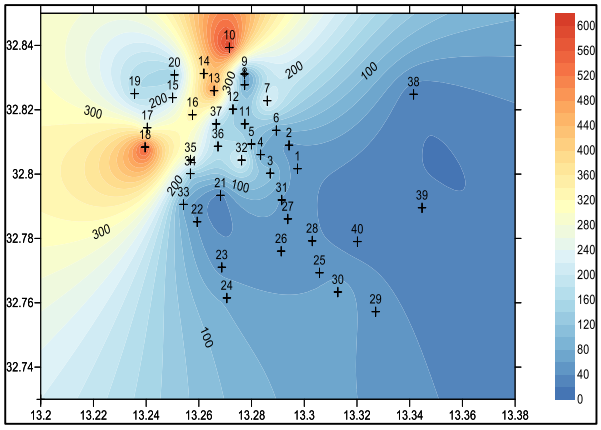
الشكل (6–ج) التوزيع المكاني لدرجة التوصيل الكهربي (EC)



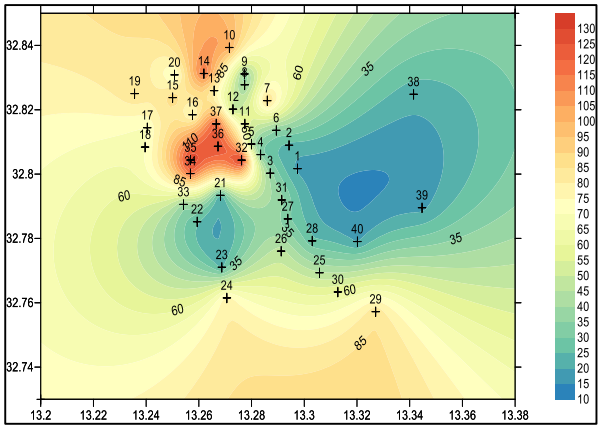
الشكل (6–د) التوزيع المكاني للصوديوم (Na^+)



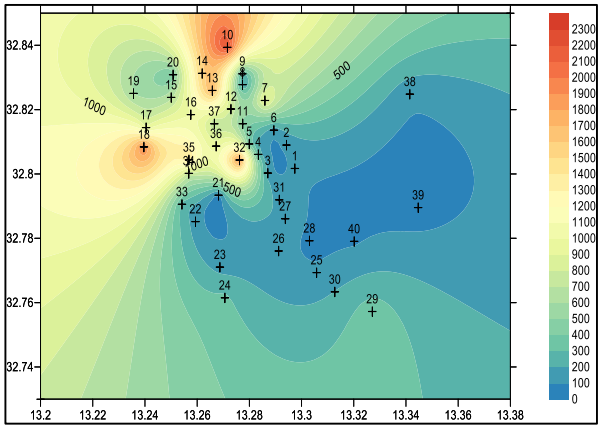
الشكل (6–هـ) التوزيع المكاني للبوتاسيوم (K^+)



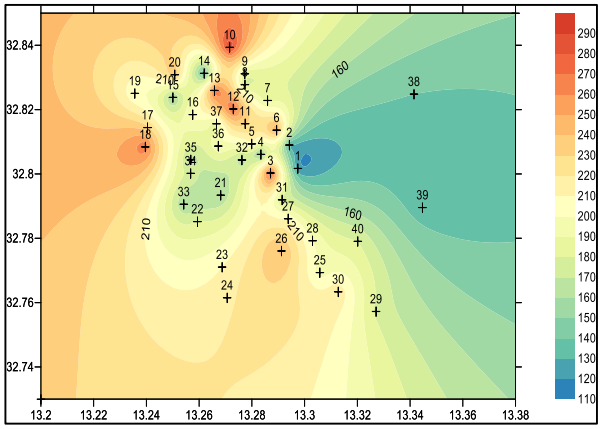
الشكل (6–و) التوزيع المكاني للكالسيوم (Ca^+)



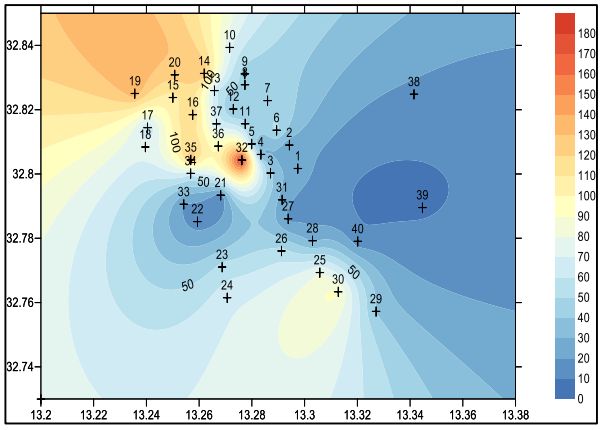
الشكل (6-ز) التوزيع المكاني للماغنسيوم (Mg^{2+})



الشكل (6-ح) التوزيع المكاني لدرجة التفاعل (Cl^-)



الشكل (6-ط) التوزيع المكاني للبيكربونات (HCO_3^{3-})



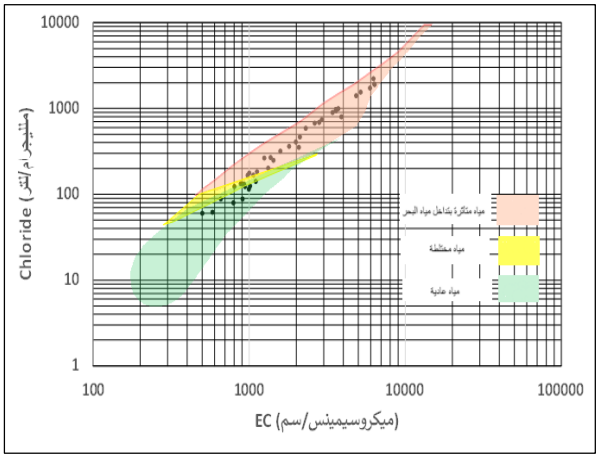
الشكل (6-ي) التوزيع المكاني للكبريتات (SO_4^{2-})

الشكل (6) التوزيع المكاني للخصائص الفيزوكيميائية للمياه الجوفية

مؤشرات تداخل مياه البحر

العلاقة بين درجة التوصيل الكهربي(EC) وتركيز الكلوريد (Cl^-)في المياه الجوفية

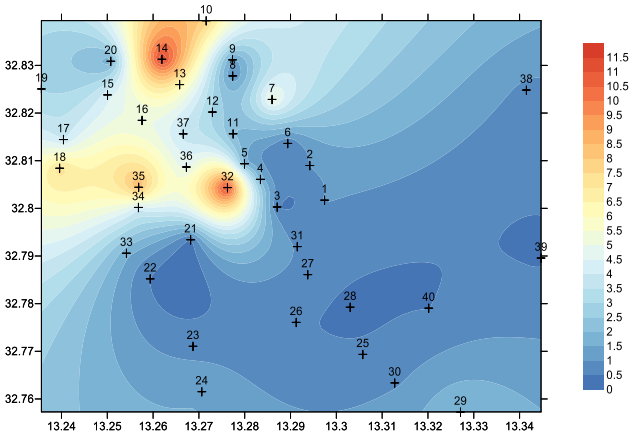
يوضح الشكل (7) تصنيف المياه الجوفية وفقاً للعلاقة بين درجة التوصيل الكهربي(EC) وتركيز الكلوريد (-Cl) ويُظهر الشكل وجود ثلاث مناطق (عادية، ومختلطة، ومتأثرة بتداخل مياه البحر)، وأن معظم عينات المياه الجوفية نسبتها (60%) التي تحتوي على تركيز كلوريد يزيد عن 200 (مليجرام/لتر) و EC تزيد عن 1000 (ميكروسيمنس/سم) متأثرة بتداخل مياه البحر، حيث كانت الآبار (32،10) الأكثر تأثراً بتداخل مياه البحر بقيمة كلوريد 2210، 1917 (مليجرام/لتر) وبقيمة درجة توصيل كهربي 6240، 6360 (ميكروسيمنس/سم)، على التوالي. تصنف 27.5% من عينات المياه الجوفية بأنها مياه مختلطة، وبقية عينات المياه الجوفية تصنف بانها عادية بنسبة (12.5%). وبشكل عام، تتوافق نتائج الرسم البياني لـ Cl مقابل EC مع الدراسات السابقة لكل من (Klassen *et al.*,2014) (Lekshmi and Kani., 2017)؛ (Alfarrah and Walraevens., 2018)



الشكل (7) تصنيف المياه الجوفية وفقاً للعلاقة بين (EC) وتركيز (Cl^-).

نسبة سيمبسون (SR) Sampson Ration

أظهرت نتائج حساب قيم نسبة سيمبسون أن أقل قيمة لها كانت 0.388 وذلك عند البئر 21 وهو ما يشير إلى عدم وجود تلوث ناشئ عن تداخل مياه البحر، في حين كانت أقصى قيمة لها 11.61 وذلك في البئر 32 الأمر الذي ينبئ عن تلوث المياه الجوفية بمياه البحر وبتصنيف شديدة التأثر. كانت نسب تأثر الآبار وفقاً لتصنيف نسبة سيمبسون على النحو التالي: 12.5، 30، 20، 25، 12.5 %، لا تلوث، تلوث طفيف، تلوث معتدل، تلوث مرتفع، تلوث شديد، على التوالي. إن هذه النسب تدل على ارتفاع احتمالية التلوث آبار منطقة الدراسة بتداخل مياه البحر. يوضح الشكل (8) التوزيع المكاني لنسبة سيمبسون والذي يظهر أن القيم المرتفعة لهذه النسبة تقع في الشمال الغربي لمنطقة الدراسة الأمر الذي يعزى إلى القرب الجغرافي النسبي لمواقع الآبار من ساحل البحر. وعلى نحو مخالف فإن نسبة سيمبسون تتناقص في الاتجاه الجنوب الشرقي لمنطقة الدراسة. إن ارتفاع قيم نسبة سيمبسون تعزى بدرجة كبيرة إلى ارتفاع تركيز الكلوريد الذائب في المياه الجوفية والناشئ عن تداخل مياه البحر (Klassen *et al.*, 2014 Sudaryanto 2018). حيث يتعاظم تركيزه في مياه البحر ويتناقص في المياه الجوفية غير المتأثرة بمياه البحر. كما إن ارتفاع معدلات الضخ يساهم بدرجة رئيسية في حدوث هذه الظاهرة (Cheng *et al.*, 2000, Lu and Werner., 2013, Shi *et al.*, 2020)، حيث كانت الآبار ذات القيم المرتفعة لنسبة سيمبسون هي الأقدم إنشاءً مقارنة ببقية الآبار.



الشكل (8) التوزيع المكاني لنسبة سيمبسون (SR)

مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF) Hydrochemical Evolution Facies

إن الاعتماد الوحيد على مخططات بايبر قد لا يكون كافياً لتحديد تطور السحنات الهيدروكيميائية للمياه الجوفية خلال مرحلتي التخفيف والملوحة الناشئة عن تداخل مياه البحر (Ghiglieri *et al.* 2012). وقد تم التغلب على ذلك القصور استنادا على مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF) المقترح من قبل (Gimenez Forcada.,2010). وعلى الرغم من أن هذا المخطط مفيد في توضيح تطور السحنات الهيدروكيميائية للمياه الجوفية خلال فترات زمنية مختلفة، غير أن استخدامه في وصف السحنات الهيدروكيميائية للمياه الجوفية لعدة آبار يمكن من تصنيف تلك المياه اعتماداً على مدى تأثرها بتداخل مياه البحر وإمكانية متابعة حالتها مستقبلاً. يوضح الشكل (9) مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF) لآبار منطقة الدراسة. وفقًا للنتائج التي تم الحصول عليها من الجدول (3) يتبين أن مياه الآبار تتميز وفقاً لأثر التبادل الكاتيوني بوجود ثلاث أطوار وهي طور التخفيف (تبادل كاتيوني مباشر) وطور التداخل (تبادل كاتيوني عكسي) وطور مياه البحر. في حين لم يتواجد طور للمياه العذبة ضمن نطاق عينات مياه الآبار موضع الدراسة. إن ما تتصف به المياه عند طور التخفيف بأنها ذات سحنة من البيكربونات وذلك عند الفئة الفرعية (F4) ومن ثم تتحول إلى سحنة من مزيج من البيكربونات (F3) إلى مزيج من الكلوريد (F2) وأخيراً إلى سحنة كلوريدية عند الفئة الفرعية (F1). بلغت نسبة الآبار الواقعة ضمن طور التخفيف المتأثرة بالتبادل الكاتيوني المباشر12.5%، وقد صنفت إلى مجموعتين الأولى ونسبتها 10% واشتملت على الآبار (21، 28، 39، 40)، وتتميز نوعية المياه فيها بالسيادة العالية للبيكربونات مع مزيج من الكالسيوم (Mix Ca- HCO_3)، أما المجموعة الثانية ونسبتها 2.5% والممثلة بالبئر 26 فإن نوعية المياه فيها مكونة من مزيج من البيكربونات ومزيج من الصوديوم (Mix Na-Mix HCO3).

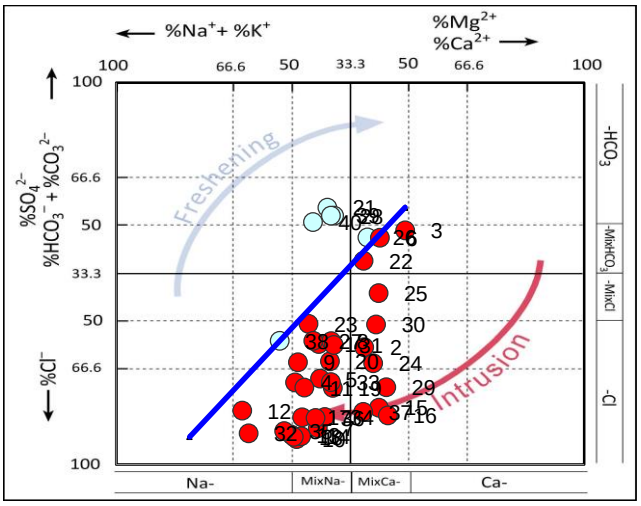
جدول (3) تصنيف مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF) والسحنات لكل فئة من عينات منطقة الدراسة

الفئة الفرعية	السحنة الأنيونية	النسبة الأيونية	أثر التبادل الكاتيوني	عدد العينات	%نسبة العينات	المنطقة	نوعية المياه
FW	$-HCO_3$	HCO3>50 Ca>66.6	مياه عذبة	0	0	13	Ca-CHO3
F4	-HCO3	HCO3>50	طور التخفيف تبادل كاتيوني مباشر	21، 28، 39، 40	10	1	Mix Ca-HCO3
F3	-Mix HCO3	50≥HCO3 33<HCO3		26	2.5	6	Mix Na-Mix HCO3
F2	-Mix Cl	33.3<Cl Cl≤50		0	0	3	Na-Mix Cl
F1	-Cl	50<Cl 66.6>Cl		0	0	4	Na-Cl
I1	-Mix HCO3	50≥HCO3 33<HCO3	طور التداخل تبادل كاتيوني عكسي	3، 6، 22	7.5	10	Mix Ca - Mix HCO3
I2	-Mix Cl	33.3<Cl Cl≤50		25	2.5	11	Mix Ca-Mix Cl
I3	-Cl	50<Cl 66.6>Cl		2، 24، 30	7.5	12	Mix Ca-Cl
				1، 8، 9، 20، 23، 27، 31، 38	20	8	Mix Na-Cl
I4	-Cl	66.6<Cl		4، 5، 7، 10، 11، 14، 17، 18، 19، 33، 34، 36	30	8	
				15، 16، 29، 37	10	12	Mix Ca-Cl
SW	-Cl	66.6<Cl 50<Na	مياه بحر	12، 13، 32، 35	10	4	Na-Cl

إن النسبة الأكبر من الآبار (77.5%) صنفت على أنها واقعة ضمن نطاق طور التداخل المتصف بأثر التبادل الكاتيوني العكسي. وقد اتصف هذا النطاق بوجود الفئات الفرعية الأربعة وهي: (I1) بسحنة من مزيج من البيكربونات (Mix HCO_3-)،و(I2) بسحنة من مزيج من الكلوريد (Mix Cl-)،و(I3)، (I4) وتتصف بسحنة من الكلوريد لكليهما (Cl^-). توزعت نسب الآبار المتأثرة بتداخل مياه البحر على النحو التالي: 7.5% وذلك للآبار 3، 6، 12 وتميزت بأنها ضمن الفئة الفرعية (I1) بنوعية مياه مكونة من مزيج من الكالسيوم ومزيج من البيكرونات (Mix Ca -Mix HCO_3)، وبنسبة 2.5% للبئر 25 الواقع ضمن الفئة الفرعية (I2) بنوعية مياه من مزيج من الكالسيوم ومزيج من الكلوريد (Mix Ca-Mix Cl)، وبنسبة 27.5% ضمن الفئة الفرعية (I3) تشمل الآبار 2، 24، 30 نسبتها (7.5%) بنوعية مياه مزيج من الكالسيوم والكلوريد (Mix Ca-Cl)، 20% تشمل الآبار (1، 8، 9، 20، 23، 27، 31، 38) ونوعية مياهها مزيج من الصوديوم والكلوريد (Mix Na-Cl) . وقعت النسبة الأكبر من عدد الآبار (40%) ضمن نطاق الفئة (I4) وبلغت فيها نسبة الكلوريد أعلى من 66% وصنفت إلى مجموعتين وفقا لنوعية المياه: الأولى مزيج من الصوديوم والكلوريد (Mix Na-Cl) وكانت للآبار(4، 5، 7، 10، 11، 14، 17، 18، 19، 33، 34، 36) بنسبة (30%) ، أما الثانية فكانت بنوعية مياه مزيج من الكالسيوم والكلوريد (Mix Ca-Cl) وبنسبة (10%) للآبار(29،16،15، 37).

تميزت مجموعة الآبار(12، 13، 32، 35) البالغ نسبتها 10% من مجموع الآبار الكلية

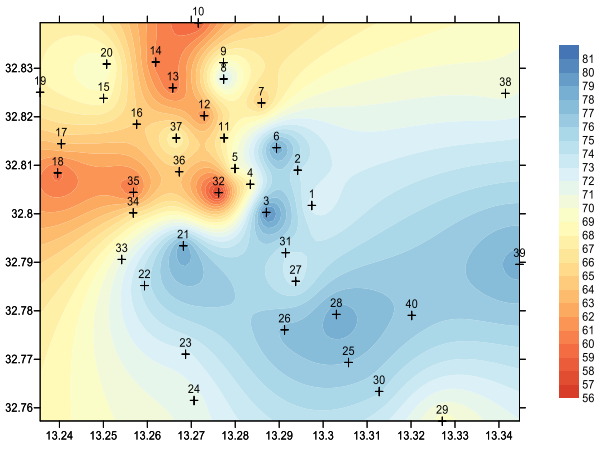
والواقعة ضمن طور التبادل الكاتيوني المتأثر بمياه البحر بأنها تتصف بسحنة تفوق فيها نسبة الكلوريد 66.6% وبنسبة الصوديوم أعلى من 50% وبنوعية مياه مكونة من كلوريد الصوديوم. مما سبق يتضح أنه وباستثناء الآبار(21، 26، 28، 39، 40)، فإن بقية الآبار تشهد تفاعلات التبادل الايوني العكسي والتي تشير الى أن المياه متأثرة بتداخل مياه البحر وارتفاع ملوحتها.



الشكل (9) مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF) لعينات المياه الجوفية

مؤشر تأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI}) Groundwater Quality Influence

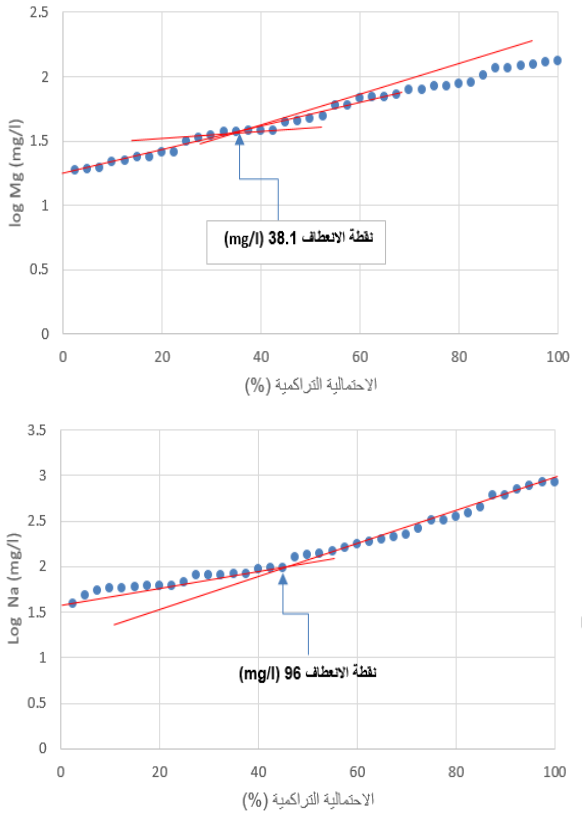
أظهرت النتائج المتحصل عليها لقيم (GQI_{SWI}) أنها تتراوح بين 55.69 للبئر (32) و 81.02 للبئر(3). من الممكن وصف مياه الابار بمنطقة الدراسة انها تتميز بوجود مجموعتين من المياه الأول مياه عذبة وبنسبة 20% والتي تضمنت الآبار(3، 6، 25، 26، 28، 30، 39، 40) ، أما المجموعة الثانية فتضمنت بقية الآبار وبنسبة 80% وتصنف على أنها مياه مختلطة بمياه البحر. يظهر الشكل (10) التوزيع المكاني مؤشر تأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI}). إن قيم (GQI_{SWI}) الأكثر انخفاضا تسود في الاتجاه الشمال الغربي منطقة الدراسة وهو ما يعكس تأثر المياه الجوفية في تلك المنطقة بمياه البحر. من ناحية أخرى فإن نوعية المياه العذبة ذات القيم المرتفعة من (GQI_{SWI}) تسود في الآبار عند وسط منطقة الدراسة وحتى الاتجاه الشرقي منها. إن هذا التباين في اختلاف قيم (GQI_{SWI}) وتباين انتشارها يعطي دلالة على أن مياه منطقة الدراسة خاضعة لتغيرات جيوكيميائية خاصة مع تزايد معدلات الضخ من المياه الجوفية لسد الاحتياجات المائية المتزايدة للسكان في المنطقة ولقربها النسبي من ساحل البحر.

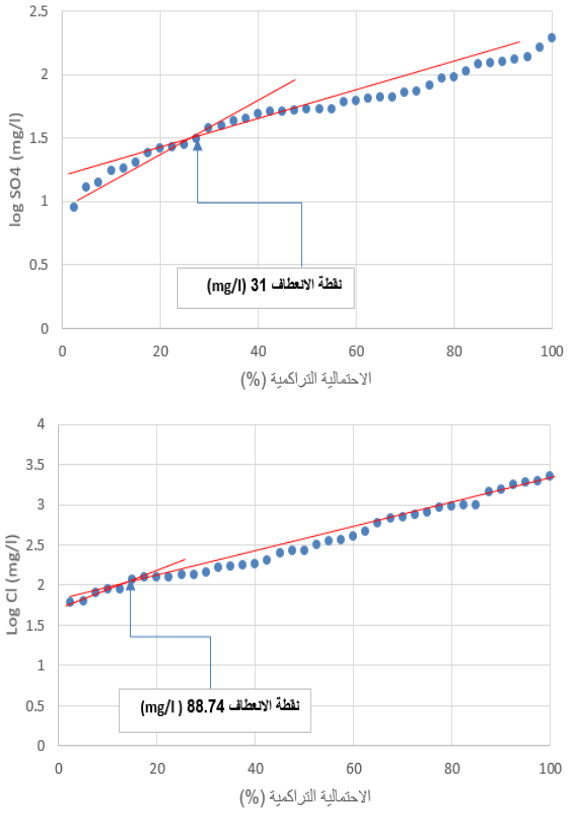


الشكل (10) التوزيع المكاني لتأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI})

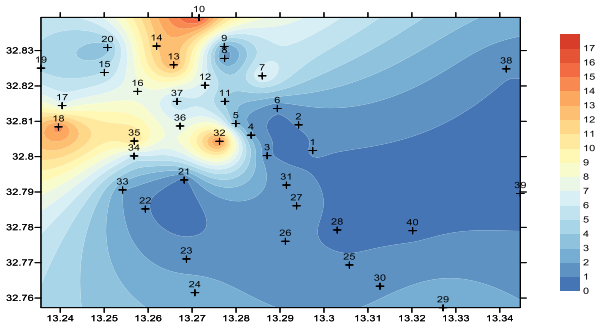
مؤشر الخلط بمياه البحر Seawater Mixing Index (SMI)

يوضح الشكل (11) منحنيات نسب الاحتمالية التراكمية (%) للمتغيرات الهيدروكيميائية المستخدمة في تقدير مؤشر الخلط بمياه البحر (SMI). وتظهر قيمة التقاطعات في تلك المنحنيات القيم الحرجة (Park and Aral.,2008). لقد تم استخدام القيمة الصغرى المتحصل عليها لكل أيون حيث لوحظ وجود أكثر من قيمة حرجة وذلك على النحو الذي استخدمه (Prusty *et al.*, 2020). ووفقاً لذلك كانت تلك القيم 96، 59.38.1، 88.74، 31 (مليجرام/لتر)، وذلك لكل من الصوديوم، والماغنيسيوم، والكلوريد، والكبريتات على التوالي. تم استخدام هذه القيم في تقدير مؤشر الخلط بمياه البحر على النحو المشار إليه في المعادلة (6). أظهرت النتائج أن قيم (SMI) تراوحت بين 0.54 لعينة مياه البئر(3) و 16.74 لعينة مياه البئر (10). كما كانت قيمة متوسط (SMI) لكامل العينات 4.5. إن نسبة الآبار التي تنخفض فيها قيم (SMI) عن 1 وهو المؤشر على عدم وجود خلط للمياه الجوفية مع مياه البحر بلغ 10% ، وكانت 0.54، 0.59، 0.76، 0.77 للآبار: (39، 2، 28، 40)، على التوالي. في حين كانت 90% من عينات مياه بقية الآبار مختلطة بمياه البحر وبقيم متفاوتة. يظهر الشكل (12) التوزيع المكاني لقيم (SMI) في آبار منطقة الدراسة. إن القيم المرتفعة لهذا المؤشر ترتكز في الشمال الغربي في حين تنخفض تلك القيم في الاتجاه الشرقي، وذلك على النحو الذي يتفق وتوزيع قيم مؤشرات Simpson، (GQI_{SWI}). وكما تم الإشارة مسبقا، فقد تعاظمت قيم تلك المؤشرات في الآبار القديمة نسبياً حيث ترتفع معدلات الضخ منها مقارنة ببقية الآبار.





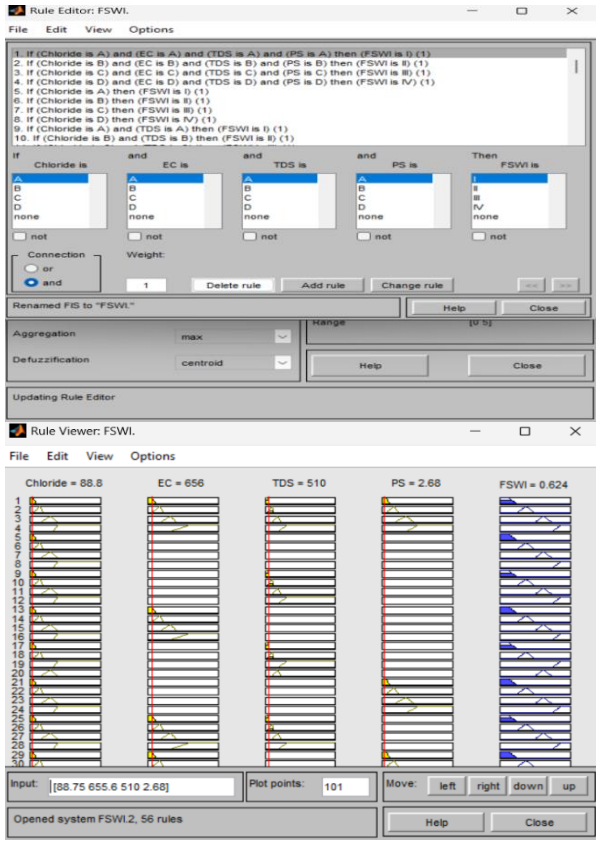
الشكل (11) تحديد نقطة الانعطاف المستخدمة في تقدير (SMI)



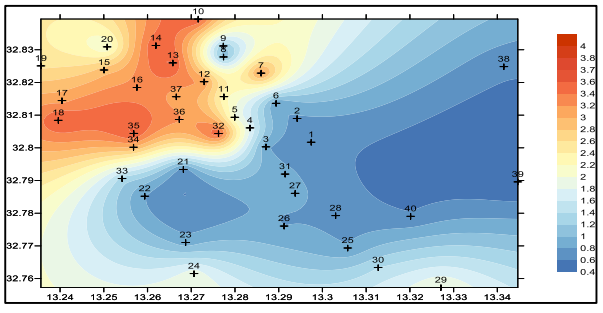
الشكل (12) التوزيع المكاني لقيم مؤشر الخلط بمياه البحر (SMI)

المنطق الضبابي (Fuzzy Logic)

تم تطوير مؤشرFSWI لتقدير قيم تداخل مياه البحر باستخدام المنطق الضبابي. يوضح الشكل (13) بعضاً من قواعد الاستدلال المستخدمة لتقدير قيم المؤشر FSWI وكذلك تظهر مثالأعدديا لقيمة المؤشر المتحصل عليها من البئر رقم 40. تبين من خلال استخدام مؤشر FSWIأنها تتراوح بين 0.406 و 3.62، وبمتوسط 1.94. بالإمكان تصنيف آبار المياه وفقا لخطورة تداخل مياهها بمياه البحر على النحو التالي: مياه منعدمة التداخل أو بتداخل طفيف وتشكل نسبتها 37.5% وكانت للآبار (1، 2، 3، 6، 21، 22، 23، 25، 26، 27، 28، 31، 38، 39، 40)، مياه ذات تداخل طفيف وتشكل نسبتها 17.5% وكانت للآبار (4، 8، 9، 20، 24، 30، 33)، مياه ذات تداخل متوسط وتشكل نسبتها 12.5% وكانت للآبار (5، 11، 15، 19، 29)، مياه ذات تداخل خطير وتشكل نسبتها 32.5% وكانت للآبار (7، 10، 12، 13، 14، 16، 17، 18، 32، 34، 35، 36، 37). وبالتالي فإن 62.5% من آبار منطقة الدراسة تعتبر متأثرة بتداخل مياه البحر. يوضح الشكل (14) التوزيع المكاني لقيم مؤشرFSWI في آبار منطقة الدراسة. إن القيم المرتفعة لهذا المؤشر في الجهة الشمالية والشمالية الغربية لمنطقة الدراسة يعطي دلالة على تأثر مياه تلك المنطقة بتداخل مياه البحر والذي قد يعزى بدوره إلى ارتفاع معدلات السحب من هذه الآبار تفوق معدلات التغذية كنتيجة لارتفاع الكثافة السكانية في تلك المنطقة. يوضح الشكل (14) التوزيع المكاني لقيم مؤشر FSWI والذي يتفق مع بقية المؤشرات الأخرى الموضحة في الاشكال (8، 10، 12). لقد أظهرت قيم معامل الارتباط بين كل من FSWI، ونسبة سيمبسون، و GQI_{SWI} و SMI أنها ذات ارتباط قوي بقيم 0.867، 0.981، – 0.918، على التوالي. يجدر الإشارة إنه على النقيض من بقية المؤشرات فإن إمكانية تعاظم تداخل مياه البحر تتزايد مع الانخفاض في قيم SMI، وهو ما يفسر العلاقة العكسية (السالبة) بين FSWI و SMI.



الشكل (13) بعض قواعد الاستدلال المستخدمة لتقدير قيم المؤشر(FSWI)



الشكل (14) التوزيع المكاني لقيم مؤشر(FSWI) في آبار منطقة الدراسة

الخلاصة:

يعد تلوث المياه الجوفية بمياه البحر من القضايا البيئية الهامة في المناطق المحاذية لساحل البحر التي تستدعي الدراسة بسبب تأثيراتها العميقة على البيئة والمجتمعات البشرية. كما يمكن أن تساهم المقاربات المبنية على تقدير قيم لمؤشرات تداخل مياه البحر باستخدام العلاقة بين الخصائص الهيدروكيميائية للمياه الجوفية وتداخل مياه البحر في تبني تدابير التخفيف المناسبة. في هذه الدراسة

تم تقييم تداخل مياه البحر في منطقة عين زارة بطرابلس، باستخدام العلاقة بين درجة التوصيل الكهربي(EC) وتركيز الكلوريد (Cl^-) في المياه الجوفية ونسبة سيمبسون (SR)، ومؤشر تأثر جودة المياه الجوفية بتداخل مياه البحر (GQI_{SWI})، ومؤشر الخلط بمياه البحر (SMI)، ومخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF). بالإضافة إلى تطوير نموذج (FSWI) يعتمد على المنطق الضبابي يمكن من تصنيف درجة تلوث الخزانات الجوفية بمياه البحر. وقد أظهرت نتائج التحليل الكيميائي لعينات المياه الجوفية أن ترتيب السيادة النوعية للكاتيونات الذائبة كانت للصوديوم يليه الكالسيوم ثم الماغنيسيوم فالبوتاسيوم، أما على صعيد الأنيونات الذائية فلقد كانت السيادة النوعية للكلوريد ثم البيكربونات يليها الكبريتات.إن مثل هذا التسلسل في الترتيب يعطي دلالة على حدوث تلوث للمياه الجوفية بمياه البحر الناشئ عن ظاهرة تداخل مياه البحر. وقد بينت نتائج تطبيق باستخدام العلاقة بين درجة التوصيل الكهربي(EC) وتركيز الكلوريد (Cl^-) (في المياه الجوفية أن 60% من عينات مياه الآبار ملوثة بمياه البحر وأن 27.5% منها مياه مختلطة. كما دلت نسبة سيمبسون (SR) على أن 12.5% من عينات مياه الآبار غير ملوثة بمياه البحر، في حين صنفت النسب المتبقية بأنها ذات تلوث طفيف (30%)، تلوث معتدل (20%)، تلوث مرتفع (25%)، تلوث شديد (12.5%). وبتطبيق مخطط تطور السحنات الهيدروكيميائية (HEF) أوضحت النتائج أنه باستثناء الآبار 21، 26، 28، 39، 40، فإن بقية الآبار (نسبتها 87.5%) تشهد تفاعلات التبادل الايوني العكسي والذي يشير الى أن المياه متأثرة بتداخل مياه البحر وارتفاع ملوحتها. أظهرت النتائج المتحصل عليها لقيم GQ_{ISWI} أن منطقة الدراسة تتميز بوجود مجموعتين من المياه الأول مياه عذبة بنسبة 20%، أما المجموعة الثانية فنسبتها 80% صنفت بأنها مياه مختلطة بمياه البحر. إن نسبة الآبار التي تنخفض فيها قيم SMI عن 1 (وهو مؤشر على عدم وجود خلط للمياه الجوفية مع مياه البحر) بلغ 10%، في حين كانت 90% من عينات مياه بقية الآبار مختلطة بمياه البحر وبقيم متفاوتة. لقد أمكن استخدام عملية النمذجة الضبابية بنجاح في وضع التصنيفات التي حددها نموذج النمذجة الضبابية (FSWI) والتي تنبئ نتائج تطبيقه أنها مشابهة كثيراً للمؤشرات السابقة. فوفقاً للنموذج المقترح (FSWI) أمكن تصنيف آبار المياه بناءً على خطورة تداخل مياهها بمياه البحر على النحو التالي: مياه منعدمة التداخل وتشكل نسبتها 37.5%، مياه ذات تداخل طفيف وتشكل نسبتها 17.5%، مياه ذات تداخل متوسط وتشكل نسبتها 12،5%، مياه ذات تداخل خطير وتشكل نسبتها 32.5%. وبالتالي فإن 62.5% من آبار منطقة الدراسة تعتبر متأثرة بتداخل مياه البحر. أظهرت النتائج الحاجة العاجلة إلى وضع استراتيجيات وتخطيط وإدارة مستدامة لاستخدام المياه الجوفية بحيث يتم تقليص استغلال الخزانات الجوفية، ويخفض بدوره من حدة تلوث المياه الجوفية بمياه البحر.

المراجع:

خماج، أحمد إبراهيم و الرياني، عبدالرحمن أحمد. 2021 المقارنة بين طريقتي كريكنج الاعتيادية (OK) ومقلوب المسافة الوزنية (IDW) لتقدير تلوث مياه الخزانات الجوفية الضحلة بمياه البحر في مدينة طرابلس، ليبيا. المجلة السورية للبحوث الزراعية 7(5): 299-317.

شيخو طاهر ومحمود حاج عيسى وهادي ديوب. 2019. دراسة بعض الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه نهر السن في حوض الساحل السوري. المجلة السورية للعلوم الزراعية. 6(3): 333-350.

وزارة الموارد المائية، 2021. بطاقة حصر مصادر المياه فرع المنطقة الغربية محطة ضخ عين زارة. صفحة: 3-9.

Al farrah. N and Walraevens. K. 2018, Groundwater Overexploitation and Seawater Intrusion in Coastal Areas of Arid and Semi-Arid Regions, Water 2018, 10, 143; doi:10.3390/w10020143.

Al farrah. N, Martens. K and Walraevens. K. 2011, Hydrochemistry of the Upper Miocene-Pliocene-Quaternary Aquifer Complex of Jifarah Plain, Nw-Libya. GEOLOGICA BELGICA (2011) 14/3-4:159 [2].

Antara. S, Udeshi. N, Varadan. V. 2014. Use of Fuzzy Logic in Determining Quality of Water. In.ternational Journal of Scientific & Engineering Research, Volume 5, Issue 9: 252-259.

APHA (1992) Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 18th Edition, American Public Health Association,Washington DC.

Appelo, C.A.J. and Postma, D. 2005. Geochemistry, Groundwater and Pollution, second ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Bourjila A, Dimane F, Ghalit M, et al.2023 An integrated seawater intrusion assessment in the Moroccan Ghiss-Nekor coastal aquifer using hydrogeochemical and geospatial techniques. Research Square; 2023. DOI: 10.21203/rs.3.rs-2118023/v4.

Cao. T, Han. D, Song. X. 2021. Past, present, and future of global seawater intrusion research: A bibliometric analysis. Journal of Hydrology Volume 603, Part A.

Cheng, A.D., Halhal, D., Naji, A. and Ouazar, D., 2000. Pumping optimization in saltwater-intruded coastal aquifers.*Water Resources Research*, *36*(8), pp.2155-2165.

Dieu, L.P.; Cong-Thi, D.; Segers, T.; Ho, H.H.; Nguyen, F.; Hermans, T. 2022 GroundwaterSalinization and Freshening Processes in the Luy River Coastal Aquifer, Vietnam. Water 2022, 14, 2358. https://doi.org/10.3390/.

Diouf, O. C., Weihermüller, L., Diedhiou, M., Beltoungou, E. Y. T. B., Dieng, N. M., Faye, S. C., Vereecken, H., & Faye, S. (2022). Groundwater Geochemistry and Saltwater Intrusion in the Dakar Coastal Area, Senegal. Journal of Geoscience and Environment Protection, 10, 45-64.

Drabbe, J., Ghyben, W.B., 1889. Nota in verband met de voorgenomen putboring nabij Amsterdam (Notes on the probable results of the proposed well drilling near Amsterdam). Tijdschrift van het Koninklijk Instituut van Ingenieurs. 8–22.

Edet, A., 2016. Hydrogeology and groundwater evaluation of a shallow coastal aquifer, southern Akwa Ibom State (Nigeria). Applied Water Science, 7, 2397-2412.

Ekhmaj, I.A.; Y. Ezlit; and and M. Elaalem (2014). The situation of seawater intrusion in Tripoli, Libya. 1-6. International Conference on Biological, Chemical and Environmental Sciences (BCES-2014) June 14-15, 2014 Penang (Malaysia).

Ezzeldin, H.A. 2022. Delineation of Salinization and Recharge Sources Affecting Groundwater Quality Using Chemical and Isotopic Indices in the

Schneider , G. 2010 .Fuzziness" in pharmacophore-based virtual screening and de novo design ', Drug Discov. Today Technol. , 7 : 237 –244 .

Lakov, D. 1996. The first international discourse on fuzzy logic and the management of complexity, FLAMOC'96. Fuzzy Sets and Systems, volume 84, issue 1, pages 115.

Lekshmi, S.; Kani, M.K. Assessment of Seawater Intrusion Using Chemical Indicators. Int. J. Eng. Adv. Technol. 2017, 7, 100–108.

Lu. Chunhui and Werner. A. D. 2013. Timescales of seawater intrusion and retreat. Advances in Water Resources. Volume 59,Pages 39-51.

Luís. R, Cremasco . C. P, Luiz. R, Romanini. P. A, Gabriel. J. E, Leonardo, R. A. 2009. Determination of membership functions of the indices of water quality and of toxic and organoleptic substances. Presidente Prudente. 1 (1): 46-55.

Melloul, A.J. and Collin, M. 1998. A Proposed Index for Aquifer Water-Quality Assessment. Journal of Environmental Management, 54, 131-142.

Minitab, LLC. 2021. *Minitab*. Retrieved from https://www.minitab.com.

Moorthy, P.; Sundaramoorthy, S.; Roy, P.D.; Usha, T.; Dash, S.K.; Gowrappan, M.; Chokklingam, L. 2024 Evaluation of spatial and temporal dynamics of seawater intrusion in coastal aquifers of southeast India: Insights from hydrochemical facies analysis. Environ. Monit Assess. 196, 179.

Oladipo, J.O.; Akinwumiju, A.S.; Aboyeji, O.; Adelodun, A.A.2021. Comparison between fuzzy logic and water quality index methods: A case of water quality assessment in Ikare community, Southwestern Nigeria. Environ. Chall. 2021, 3, 100038.

Panteleit, B., Hamer, K., Kringel, R., Kessels, W., Schulz, H., 2011. Geochemical processes in the saltwaterefreshwater transition zone: comparing results of a sand tank experiment with field data. Environ. Earth Sci. 62 (1), 77-91.

Park, C.H. and Aral, M.M. Saltwater intrusion hydrodynamics in a tidal aquifer. *J. Hydrol. Eng.*2008, *13*, 863–872.

Prusty, P., Farooq, S.H., Swain, D., Chandrasekharam, D., 2020. Association of geomorphic features with groundwater quality and freshwater availability in coastal regions. Int. J. Environ. Sci. Technol. https://doi.org/10.1007/s13762-020-02706-z.

Pulido-Leboeuf, P. (2004). Seawater intrusion and associated processes in a small coastal complex aquifer (Castell de Ferro, Spain). *Applied geochemistry*, *19*(10), 1517-1527.

Raman Bai. V , Reinier. B and Mohan. S. 2009. Fuzzy Logic Water Quality Index and Importan of Water Quality Parameters. Air, Soil and Water Research. 2: 51–59.

Northwest Coast, Egypt. Sustainability, 14, 16923. https://doi.org/10.3390/su142416923.

Ferguson, G. and Gleeson, T. 2012. Vulnerability of coastal aquifers to groundwater use and climate change. Nat. Clim. Change 2 (5): 342–345.

Fidelibus. M.D., Balacco. G, M.R. Alfio. M.R, et al., 2025. A chloride threshold to identify the onset of seawater/saltwater intrusion and a novel categorization of groundwater in coastal aquifers. Journal of Hydrology 653(1–4):132775.

Gayathri M N and Pieus. M T. 2022. Assessment of Ground Water Quality Using Fuzzy Based Water Quality Index. International Journal of Innovative Science and Research Technology (IJISRT). 7(3): 812-817.

Ghandour EIM, Khalil JB, Atta SA (1985) Distribution of carbonates, bicarbonates and pH values in groundwater of the Nile delta region, Egypt. Groundwater 23:35–41.

Ghiglieri, G., Carletti, A., Pittalis, D., 2012. Analysis of salinization processes in the coastal 26 carbonate aquifer of Porto Torres (NW Sardinia, Italy). J. Hydrol. 432-433. 27 Doi:10.1016/02.016.

Giménez-Forcada, E. (2010). Dynamic of Seawater Interface using Hydrochemical Facies Evolution Diagram (HFE-D). Ground Water. 48(2): 212-16.

Golden Software, LLC. 2011.Golden, CO 80402-0281 USA.

Gugulothu, S., Subbarao, N., Das, R. et al. Geochemical evaluation of groundwater and suitability of groundwater quality for irrigation purpose in an agricultural region of South India. Appl Water Sci 12, 142 (2022). https://doi.org/10.1007/s13201-022-01583-w.

Herzberg, A. 1901. Die wasserversorgung einiger Nordseebader. Gasbeleucht Wasserversorg 44, 842–844.

Jang. J.SR, Sun. C.T, Mizutani. E. 2004. Neuro-Fuzzy and soft computing. Taipi: Pearson Education, Chapter. 4.

Jeen S.W, Kang. J, Jung. H and Lee. J. 2021. Review of Seawater Intrusion in Western Coastal Regions of South Korea. Water 2021;13(6) 761. https://doi.org/10.3390/w13060761.

Jones, B., Vengosh, A., Rosenthal, E., Yechieli, Y., 1999. Geochemical investigations. Seawater Intrusion in Coastal AquifersdConcepts, Methods and Practices (pp. 51-71). Springer.

Klassen, J., Allen, D. M. and Kirste, D. (2014). Chemical Indicators of Saltwater Intrusion for the Gulf Islands, British Columbia, Final Report. Simon Fraser University.

Klir, G. J., and T. A. Folger. 1988 Fuzzy sets, uncertainty, and information. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall.

Klenner , A. , Hartenfeller , M. , Schneider , P. , and

Hoboken, NJ, USA.

Tomaszkiewicz. M, Abou Najm. M. and El-Fadel. M. 2014. Development of a groundwater quality index for seawater intrusion in coastal aquifers. Environmental Modelling & Software 57: 13-26.

Trabelsi, N., Triki, I., Hentati, I.et al.2016. Aquifer vulnerability and seawater intrusion risk using GALDIT, GQISWI and GIS: case of a coastal aquifer in Tunisia. Environ Earth Sci 75, 669.

Verruijt, A. 1968. A note on the Ghyben-Herzberg formula. Hydrol. Sci. J. 13 (4): 43–46.

Washington State Department of Ecology (2005). Water Resource Inventory Area 06 Islands. Seawater Intrusion Topic Paper.

Zhang. B, Song. X, Han. D, Guo. Z, Xiao. G and Yang. J. 2013. Seawater Intrusion Degree Evaluation Based on Mathematical Statistics and Fuzzy Mathematics in Qinhuangdao Yangdai River Plain. (33) No. 3: 342-348.

Shi, L., Lu, C., Ye, Y., Xie, Y. and Wu, J. (2020). Evaluation of the performance of multiple-well hydraulic barriers on enhancing groundwater extraction in a coastal aquifer. *Advances in Water Resources*,*144*, 103704.

Simpson, T.R. 1946. Salinas basin investigation bull calif. div. water resource. Sacramento. 52. 230.

Sudaryanto. N. (2018) Ratio of major ions in groundwater to determine saltwater intrusion in coastal areas. Earth Environ Sci 118:5.

Suganthi, L., and Samuel.A. 2012..Energy models for demand forecasting—A review.. *Renewable and sustainable energy reviews* 16.2 (2012): 1223-1240.

Supriyadi, Khumaedi and Andya. P. P. 2017. Geophysical and hydrochemical approach for seawater intrusion in north Semarang, Central Java, Indonisia.. International Journal of GEOMATE, March, 2017, Vol. 12, Issue 31, pp. 134-140.

Taylor, R., Scanlon, B., Döll, P.et al. 2013. Ground water and climate change.Nature Clim Change 3, 322–329.

Timothy J. Ross. 2010. Fuzzy Logic with Engineering Applications. McGraw-Hill.

Todd, D.K. 1980 Groundwater Hydrology; Wiley:

.

.