

## Spatial Variation of Groundwater Salinity and Risk Assessment of Saltwater Intrusion in Malekan Aquifer

F. Azizi<sup>1\*</sup>, A. Asghari Moghaddam<sup>2</sup> and A. Nazemi<sup>3</sup>

### Abstract

As the most valuable natural resources, protection and management of groundwater is vital. One of the best ways to protect groundwater resources is identifying the aquifer vulnerable areas and monitoring groundwater quality spatial variations. The spatial variation of the groundwater salinity, has been evaluated in Malekan aquifer, introducing a new method named GWQISI, which has digitally integrated TDS, Cl<sup>-</sup>/sum Anion, Cl<sup>-</sup>/ (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>), Na<sup>+</sup>/ (Na<sup>+</sup> + Cl<sup>-</sup>) and Ca<sup>2+</sup>/ (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) ratios. Also, this paper presents the vulnerability mapping of the coastal aquifer system using new multi-criteria decision model of IDLRT. Five thematic layers have been created to adopt the most indicative criteria for investigating the groundwater degradation trends from saltwater intrusion. These layers included the magnitude of existing status of saltwater intrusion, Recharge (R), Level of groundwater above the mean sea level (L), Distance from the shore (D) and the aquifer saturated Thickness (T). The results of sensitivity analysis, using both the map removal and single parameter methods, indicated that the Recharge (R) has the most significant impact on the vulnerability index. The groundwater vulnerability map based on the IDLRT results, indicated that about 22.15, 49.45 and 28.4 percent of Malekan aquifer has very low, low and moderate vulnerability, respectively. Based on the GWQISI results, about 1.75, 4.25 and 62.4 km<sup>2</sup> of Malekan aquifer are externally, highly and moderately influenced by salinity, respectively. The results revealed that the northwest part is the most affected zone by salinity.

**Keywords:** Groundwater, Salinity, Spatial Variations.

Received: May 25, 2018  
Accepted: September 13, 2018

## تغییرات مکانی شوری آب‌زیرزمینی و ارزیابی خطر نفوذ آب شور در آبخوان دشت ملکان

فرحناز عزیزی<sup>۱\*</sup>، اصغر اصغری مقدم<sup>۲</sup> و امیرحسین ناظمی<sup>۳</sup>

### چکیده

حفاظت کیفی منابع آب‌های زیرزمینی به عنوان یکی از با ارزش‌ترین منابع ملی امری حیاتی می‌باشد. یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی، بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب‌های زیرزمینی و شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان است. تغییرات مکانی شوری آب زیرزمینی دشت ملکان، با معرفی شاخص کیفی نفوذ آب شور (GWQISI)، با تلفیق ۵ معیار TDS و Cl<sup>-</sup>/sum Anion و Cl<sup>-</sup>/ (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) و Na<sup>+</sup>/ (Na<sup>+</sup> + Cl<sup>-</sup>) و Ca<sup>2+</sup>/ (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)، بررسی شده است. همچنین در این پژوهش آسیب‌پذیری آبخوان ساحلی دشت ملکان، با معرفی مدل تصمیم‌گیری جدید چند معیاره (IDLRT) مورد ارزیابی قرار گرفته است. مدل IDLRT نیز بر اساس ۵ پارامتر، گستردگی آب شور نفوذ کرده (I)، فاصله از ساحل (D)، ارتفاع سطح آب‌های زیرزمینی بالاتر از میانگین سطح دریا (L)، تغذیه (R) و ضخامت آبخوان (T) حاصل شده است. نتایج تحلیل حساسیت مدل به دو روش تک پارامتری و حذف پارامتر، نشان می‌دهد، پارامتر میزان تغذیه بیشترین تأثیر را بر شاخص آسیب‌پذیری دارد. بر اساس نتایج حاصل از مدل IDLRT، در حدود ۲۲/۱۵، ۴۹/۴۵ و ۲۸/۴ درصد از آبخوان به ترتیب دارای آسیب‌پذیری بسیار کم، کم و متوسط می‌باشد. نقشه پهنه‌بندی شوری دشت بر اساس شاخص GWQISI گویای این است که حدود ۱/۷۵، ۴/۲۵ و ۶۲/۴ کیلومتر مربع از سفره آب زیرزمینی مورد مطالعه بترتیب تحت تأثیر شوری شدید، بالا و متوسط می‌باشد. نتایج نشان می‌دهد که در حال حاضر بخش شمالی و شمال غربی دشت تحت نفوذ آب شور قرار دارد.

**کلمات کلیدی:** آب زیرزمینی، شوری، تغییرات مکانی.

تاریخ دریافت مقاله: ۹۷/۳/۴  
تاریخ پذیرش مقاله: ۹۷/۶/۲۲

1- Ph.D. Student in Hydrogeology, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran. Email: fazizi90@yahoo.com

2- Professor in Hydrogeology, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran.

3- Professor in Groundwater, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran.

\*- Corresponding Author

۱- دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران.

۲- استاد هیدروژئولوژی، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران.

۳- استاد هیدروژئولوژی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران.

\*- نویسنده مسئول

بحث و مناظره (Discussion) در مورد این مقاله تا پایان تابستان ۱۳۹۸ امکانپذیر است.

## ۱- مقدمه

آبخوان‌های ساحلی، از مهمترین ذخایر منابع آب، در نواحی ساحلی هستند. با افزایش بهره‌برداری از آبخوان‌ها، توزیع نامناسب زمانی و مکانی بارندگی و کم بودن تغذیه طبیعی نسبت به میزان برداشت، شوری این منابع رو به افزایش و به تدریج آلودگی سفره‌های آب شیرین را در پی خواهد داشت. لذا در استفاده از منابع آب زیرزمینی مخصوصاً در آبخوان‌های ساحلی، باید مسائل به دقت مورد بررسی قرار گرفته شود و همچنین در مورد میزان بهره‌برداری تصمیمات مناسبی اتخاذ نمود (Abd-Elhamid and Javadi, 2011a,b).

شوری مفهومی مناسب برای بیان کیفیت آب است و امروزه شور شدن آب‌های شیرین یکی از تهدیدهای جدی در بحث آلودگی آب و خاک می‌باشد. در بسیاری از موارد، آلودگی آب‌های زیرزمینی، در زمانی تشخیص داده می‌شود که چاه‌های آب آلوده شده‌اند و رفع آلودگی آبخوان تقریباً غیرممکن است. بنابراین، پایش و محافظت از این منابع آسیب‌پذیر یک موضوع حیاتی است (Javadi et al., 2012; Kaliraj et al., 2015). روش‌ها و ابزارهای مختلفی از جمله بررسی‌های زمین‌شناسی منطقه، روش‌های ژئوفیزیکی و توموگرافی (Kazakis et al., 2016)، بررسی هیدروژئوشیمیایی و استفاده از ردیاب‌ها و ایزوتوپ‌های محیطی (Anders et al., 2014)، مطالعات تجربی و شبیه‌سازی انتقال جریان و انتشار آلودگی در آب‌های زیرزمینی برای ارزیابی نفوذ آب شور در آبخوان‌های ساحلی مورد استفاده قرار گرفته است (Morrow, 2010) که از این میان روش‌های هیدروژئوشیمیایی (Garing et al., 2013; Han et al., 2014) کاربرد فراوانی دارند.

حفاظت کیفی منابع آب، در یک حوزه وسیع شامل مجموعه بررسی‌های هیدرولوژیکی و سیاست‌های مدیریتی می‌باشد که به طور کلی می‌توان این دو مورد را توسط مؤلفه آسیب‌پذیری آبخوان بررسی و تشریح کرد (Mahesha et al., 2011). از این رو نقشه‌های پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان به عنوان یکی از ارکان اصلی طرح‌های حفاظت از منابع آب زیرزمینی شمرده می‌شوند.

درک مفهوم آسیب‌پذیری برای تدوین سیاست‌های مدیریت یکپارچه منابع آب مهم می‌باشد (Babaeian et al., 2016). تاکنون مطالعات شایان ذکری در زمینه آسیب‌پذیری نفوذ آب شور در آبخوان‌های ساحلی و آلودگی آبخوان‌های ساحلی انجام نگرفته است. ارزیابی آسیب‌پذیری ویژه به نفوذ آب شور صرفاً در کمرندهای ساحلی برای اولین بار توسط Chachadi and Lobo-Ferreira (2001) به کمک

مدل GALDIT انجام شده است. واژه GALDIT از حروف اول شش فاکتور نوع آبخوان (G)، هدایت هیدرولیکی (A)، ارتفاع سطح آب زیرزمینی بالاتر از سطح آب دریا (L)، فاصله مستقیم محل مورد نظر تا خط ساحلی (D)، تأثیر بزرگی آب شور نفوذ کرده (I) و ضخامت آبخوان (T) بدست آمده است. این شش فاکتور در ترکیب با همدیگر صرفاً جهت ارزیابی پتانسیل نفوذ آب شور در کمرندهای ساحلی طراحی شده است. این روش در آبخوان مونته گوردو واقع در کمرندهای ساحلی پرتغال، (Chachadi and Lobo-Ferreira, 2001)، سواحل گوی شمالی (Chachadi, 2005)، سواحل یونان (Kallioras et al., 2011) و سواحل هند (Shetkar and Mahesha, 2011) به کار گرفته شده است. آسیب‌پذیری در برابر نفوذ آب دریا با استفاده از مدل GALDIT در آبخوان R'mel واقع در شمال غرب مراکش بررسی شده است (Dekkaki et al., 2017). همچنین آسیب‌پذیری یک آبخوان ساحلی از طریق مدل GALDIT و DRASTIC ارزیابی و نتایج با استفاده از پارامترهای کیفی مقایسه شده است، در این مورد بیان شده است که مدل GALDIT برای تعیین آسیب‌پذیری آبخوان‌های ساحلی به نفوذ آب شور مناسب است، در حالی که مدل DRASTIC به طور کلی برای تمام آبخوان‌ها قابل استفاده است (Kardan Moghaddam et al., 2017). آسیب‌پذیری به نفوذ آب دریا در آبخوان ساحلی کولور در شمال شرقی الجزایر به کمک مدل GALDIT ارزیابی شده است (Mahrez et al., 2018). مدل GALDIT صرفاً برای خطوط ساحلی طراحی گردیده و در آن آسیب‌پذیری کل سیستم آبخوان به نفوذ آب شور لحاظ نشده است.

با تبدیل شدن شوری آب و خاک به یک مشکل زیست محیطی، شناخت کافی از تغییرات مکانی کیفیت آب برای جلوگیری از آلوده شدن هرچه بیشتر این منابع و ارائه راهکارهایی برای بهبود کیفیت آب در مناطق بحرانی ضروری است. در صورت ادامه روند موجود، قطعاً چشم‌انداز روشن و قابل قبولی در زمینه کیفیت آب کشور وجود نخواهد داشت (Moridi et al., 2017). شاخص‌های کیفی به عنوان ابزاری کاربردی در بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب شناخته شده‌اند و در موارد متعددی تغییرات مکانی کیفیت آب به کمک شاخص‌های مختلف بررسی شده است (Tiwari and Mishra, 1985; Mitra, 1998; Bordalo et al., 2001; Mishra and Patel, 2001). شاخص کیفی آب، با ادغام داده‌های پیچیده وضعیت کیفی آبخوان را توصیف و روند کیفیت آب را ارزیابی می‌کند (Boyacioglu, 2007; Hosseini-Moghari, 2015). شاخص کیفی GWQI توسط شارما و پاتل (Sharma and Patel, 2010) برای بررسی کیفیت آب زیرزمینی آبخوان سورات سیتی در هند بکار گرفته شده است، آن‌ها ۵ پارامتر pH، TDS، EC، TH و Cl را بر

کیفیت آب زیرزمینی آبخوان مذکور مؤثر و بیان می‌کنند که پارامترهای مختلفی در سایر مناطق دیگر می‌توانند در ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی مؤثر در نظر گرفته شوند. جهت ارزیابی و تشخیص شوری آب‌های زیرزمینی، نسبت‌های یونی به عنوان معیار، توسط سایر پژوهشگران به کار گرفته شده است (Revelle, 1941; Hounslow, 1955).

با توجه به تأثیر زیان‌بار شوری، بر کیفیت آب‌های زیرزمینی، می‌توان به اهمیت مطالعات در زمینه شوری سفره آب زیرزمینی، ارزیابی تغییرات مکانی کیفیت و آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی به شوری پی برد. به دلیل اینکه پاک‌سازی آبخوان آلوده نیاز به مدت زمان بسیار طولانی داشته و همچنین هزینه‌های بسیاری را نیز در پی خواهد داشت، بنابراین اهمیت این چنین مطالعاتی دوچندان می‌گردد.

تاکنون از روش‌هایی که بتوان فاکتورهای هیدروژئولوژیکی را در آسیب‌پذیری کل سیستم آبخوان‌های ساحلی به نفوذ آب شور دخیل نمود، استفاده نشده است. بنابراین لازم است، جهت تعیین آسیب‌پذیری آبخوان سیستمی طراحی گردد، تا بتوان با استفاده از روش‌های معتبر و رویکردی مفید، بهترین نتایج را بدست آورد. در این پژوهش، آبخوان دشت ملکان از جمله دشت‌های آبرفتی مجاور دریاچه ارومیه، مورد مطالعه قرار گرفته است، با توجه به شرایط مناسب دشت از لحاظ کشاورزی، برداشت بی‌رویه از منابع آب زیرزمینی در سال‌های اخیر و افزایش میزان شوری در این دشت، مطالعه دقیق و کاربردی پیرامون وضعیت این آبخوان، لازم و ضروری است بر این مینا، هدف از پژوهش حاضر، ارزیابی تغییرات مکانی شوری آب زیرزمینی و در نهایت تهیه مدل آسیب‌پذیری آبخوان ساحلی به نفوذ آب شور است. مدیریت و پایش تغییرات محدوده اختلاط آب شور و شیرین یکی از مهمترین مسائل پیش روی مهندسين علوم آب و تصمیم‌گیران به شمار می‌رود. از این‌رو تعیین مناطق پر خطر از نظر نفوذ آب شور بسیار ضروری به نظر می‌رسد. نقشه آسیب‌پذیری تهیه شده، می‌تواند ابزار مناسبی برای مدیریت منابع آب زیرزمینی ساحلی باشد.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی ملکان، در شمال غرب ایران، جنوب غرب استان آذربایجان شرقی و جنوب شرق دریاچه ارومیه، واقع شده است. حوضه آبریز این دشت از زیرمجموعه حوضه آبریز دریاچه ارومیه است، مردق‌چای و لیلان‌چای از مهمترین زهکش‌های سطحی دشت می‌باشند که از دامنه‌های جنوبی کوه سه‌سهند سرچشمه گرفته و پس از عبور از سطح دشت به دریاچه ارومیه می‌ریزند. وسعت این حوزه آبریز

۱۸۴۵ کیلومتر مربع و مساحت دشت ملکان در حدود ۵۱۵ کیلومتر مربع می‌باشد. به علت قرار گرفتن در جلگه‌های کناری دریاچه ارومیه، توپوگرافی منطقه آرام و کم شیب بوده و دشت در محدوده ارتفاعی ۱۳۲۰ متری از سطح آب‌های آزاد تا ارتفاع ۱۲۷۵ در نزدیکی دریاچه ارومیه گسترش دارد. با توجه به بارندگی سالانه ۲۸۹ میلی‌متر و متوسط دمای سالانه ۱۰/۳ درجه سانتی‌گراد، دشت دارای اقلیمی نیمه‌خشک است. تشکیلات زمین‌شناسی مختلفی از رسوبات متعلق به دوره اینفراکامبرین تا کواترنری در محدوده مورد مطالعه رخنمون دارند (شکل ۱). چشمه‌های معدنی فعال در منطقه لایه‌های از تراورتن ایجاد نموده است. رسوبات مخروط افکنه‌ای و پادگانه‌ای قدیم از نوع دریاچه‌ای بوده و تراس‌های آبرفتی جدید عمدتاً در مجاورت رودخانه‌ها، از آبرفت رودخانه مربوطه ولی در قسمت‌های دورتر از جنس رسوبات دریاچه‌ای می‌باشند. در شمال غربی دشت به علت بالا بودن سطح آب و تبخیر ناشی از آن و نیز به سبب وجود املاح زیاد در آب به مرور لایه‌هایی از نمک در سطح تشکیل شده است. رسوبات رسی، علاوه بر اینکه از نفوذپذیری کمی برخوردار هستند، به علت داشتن لایه‌های گچ و نمک بر کیفیت آب اثر نامطلوب می‌گذارند. در نتیجه حرکت آب در آبخوان، آب فرصت کافی جهت واکنش، انحلال و تبادل یونی با سازندهای زمین‌شناسی مختلف را دارد.

### ۲-۲- روش شناسی

در راستای تشخیص شوری در آبخوان ساحلی دشت ملکان از روش‌های هیدروژئوشیمیایی استفاده شده است تا از این طریق بتوان روند تکاملی هیدروژئوشیمی، منشأ شوری، اختلاط و موقعیت نفوذ آب شور را در محدوده مطالعاتی مشخص کرد. به این منظور، ۴۱ نمونه آب از منابع آب زیرزمینی تهیه و جهت تعیین یون‌های اصلی، فرعی و کمیاب و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در آزمایشگاه آبشناسی دانشگاه تبریز مورد آنالیز قرار گرفته است. متغیرهای درجه حرارت، pH، هدایت الکتریکی (EC) در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شده است.

نتایج تجزیه آزمایشگاهی نمونه‌های آب زیرزمینی نشان می‌دهد که مقدار هدایت الکتریکی نمونه‌ها از  $691 \mu\text{mohs/cm}$  تا  $691 \mu\text{mohs/cm}$  متغیر است. خلاصه آماری نتایج آنالیز شیمیایی منابع انتخابی دشت ملکان در جدول ۱ نشان داده شده است. حضور عناصر اصلی در غلظت‌های بالا عامل افزایش هدایت الکتریکی در آبخوان است. شکل ۲ موقعیت نقاط نمونه‌برداری، تغییرات EC و نمودار دایره‌ای نمونه‌های آب زیرزمینی را نشان می‌دهد.

دو دسته طبقه‌بندی شده‌اند که برای هر نسبت مقادیر صفر (۰) مناطقی را نشان می‌دهد که تحت تأثیر شوری قرار نگرفته است و ارزش یک (۱) به مناطق تأثیر پذیرفته از شوری اختصاص یافته‌است.

پس از ارزش‌گذاری هر یک از نسبت‌های هیدروژئوشیمیایی نشانگر نفوذ آب شور، مطابق جدول ۲، در نهایت شاخص  $GWQI_{SI}$  بر اساس رابطه (۱) محاسبه گردیده‌است. بطور کلی تغییرات مکانی شوری آب‌های زیرزمینی بر اساس شاخص  $GWQI_{SI}$ ، به ۶ گروه مطابق شکل ۳ تقسیم‌بندی گردیده است.

$$GWQI_{SI} = \sum_{i=1}^5 V_i \quad (1)$$

در اکثر مطالعات پیشین نسبت‌های یونی هیدروژئوشیمیایی از جمله  $Cl^- / (HCO_3^- + Ca^{2+} / (HCO_3^- + SO_4^{2-}), Na^+ / (Na^+ + Cl^-)$  و  $CO_3^{2-} / \sum Anion$ ، به عنوان معیاری جهت ارزیابی و تشخیص شوری در آب‌های زیرزمینی (جدول ۲) مورد استفاده قرار گرفته است (Hounslow, 1995; Revelle, 1941). در این مطالعه شاخص جدید پیشنهادی،  $GWQI_{SI}$ ، برای اولین بار جهت بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب زیرزمینی از نظر شوری، ارائه شده است. شاخص  $GWQI_{SI}$  نسبت‌های هیدروژئوشیمیایی ارائه شده توسط محققین مختلف (Hounslow, 1995; Revelle, 1941) را با یکدیگر تلفیق و به فرمتی تبدیل می‌کند که به صورت مکانی قابل بررسی باشد. در این شاخص مطابق با جدول ۲ و شکل ۳ نسبت‌های یونی به

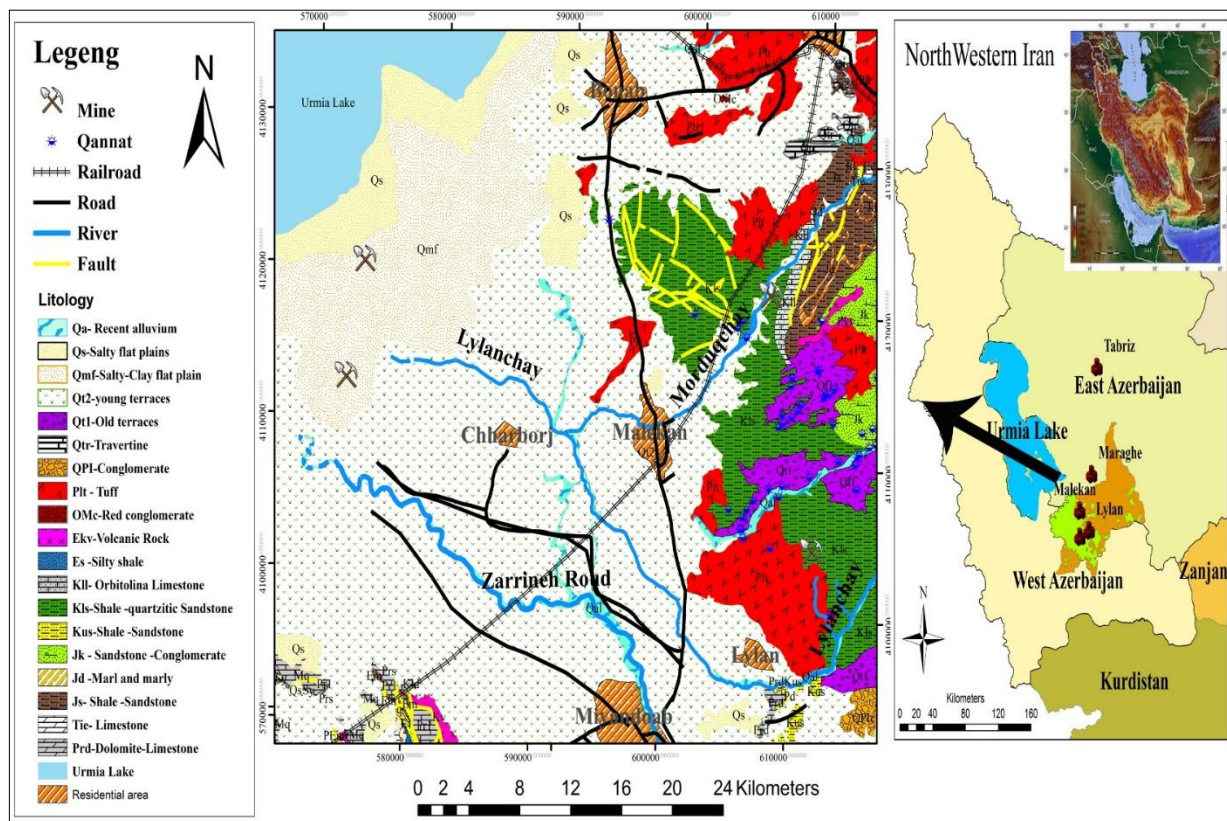


Fig. 1- Location and geology map of the study area  
 شکل ۱- موقعیت جغرافیایی و نقشه زمین‌شناسی دشت ملکان

Table 1- Statistical summary of the parameters  
 جدول ۱- مشخصات آماری نتایج آنالیز شیمیایی منابع انتخابی دشت ملکان

Parameter	pH	EC	TDS	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Unit	-	µmhos/cm					mg/l				
Mean	7.82	2749.15	2184.16	183	73.83	384.57	8.89	535.89	2.52	441.07	511.5
SD	0.45	2817.5	1974.33	155.72	85.71	515.21	11.37	165.43	9.34	783.08	612.1
Max	8.6	14710	10494.3	872	427.2	2782.6	68.12	1088.24	45.6	3704.1	3278.9
Min	6.9	691	572.65	35.2	16.32	29.04	0.78	239.12	0	23.03	56.6
Median	7.9	1482	1414.605	129.6	50.88	174.216	6.273	497.76	0	130.14	251.7
Variance	0.2	7938333	3897962	24249	7346	265446	129.2	27368	87.2	613208	374747

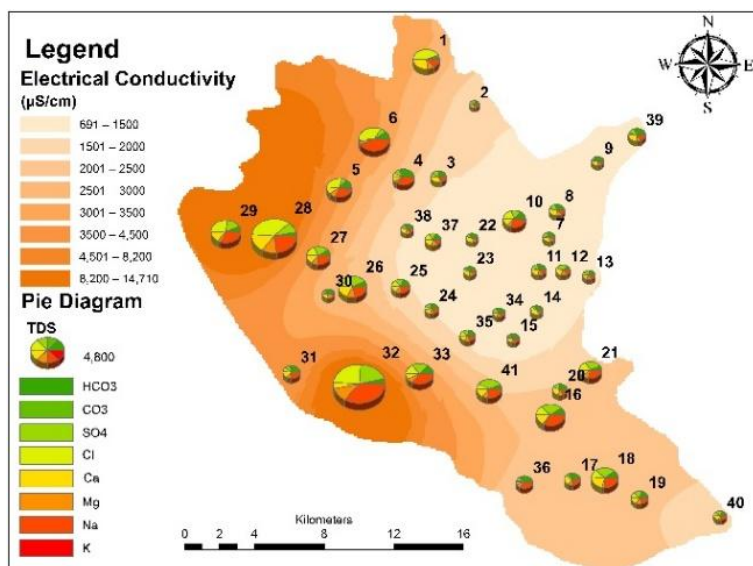


Fig. 2- Spatial distribution of the electrical conductivity and pie diagrams of groundwater samples in the study area

شکل ۲- تغییرات مکانی هدایت الکتریکی و نمودار دایره‌ای نمونه‌های آب زیرزمینی دشت ملکان با بزرگی بر حسب TDS

Table 2- Values for different criteria used for groundwater salinity in the GWQISI method  
 جدول ۲- نسبت‌های یونی ژئوشیمیایی معیار در تشخیص شوری (Hounslow,1995; Revelle, 1941) و ارزش گذاری آن‌ها مطابق شاخص GWQISI

Parameter	Value	V <sub>i</sub>	Parameter	Value	V <sub>i</sub>
Na <sup>+</sup> /(Na <sup>+</sup> +Cl <sup>-</sup> )	> 0.5	0	Cl <sup>-</sup> /Sum Anion	> 0.8 and TDS > 500	1
	< 0.5 and TDS > 500	1		< 0.8	0
Ca <sup>2+</sup> /(HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	> 1	1	Cl <sup>-</sup> /(HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	< 1	0
	< 1	0		> 1	1

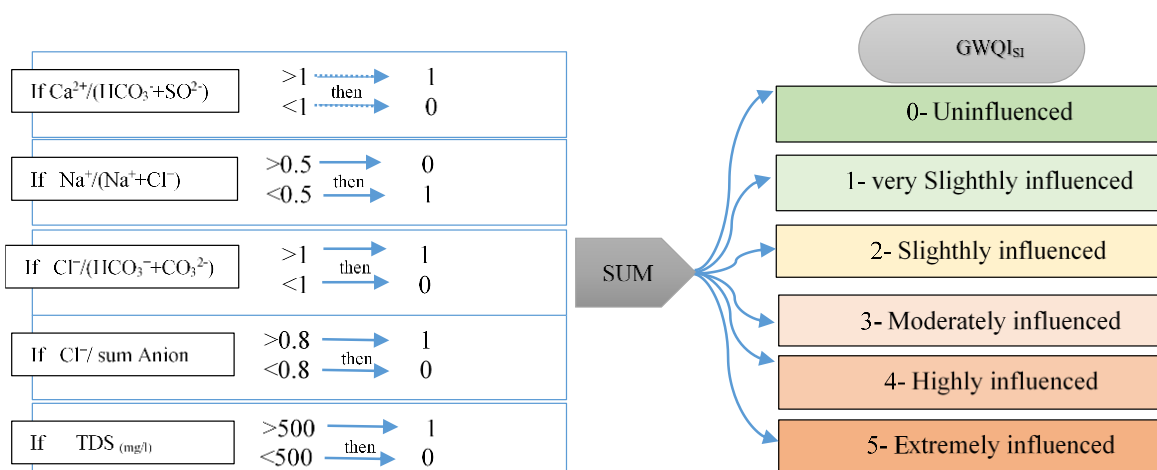


Fig. 3- Flow chart summarizing the procedure of the GWQISI  
 شکل ۳- خلاصه‌ای از رده‌بندی کیفیت آب زیرزمینی بر اساس شاخص GWQISI

آنالیز حساسیت مدل IDLRT: ارزیابی آسیب‌پذیری با استفاده از تعداد پارامترهای متعدد، تأثیر خطاها و یا عوامل نامعلوم و عدم قطعیت‌های موجود در یک پارامتر منفرد، بر روی خروجی نهایی را محدود می‌گرداند (Evans and Myers, 1990; Rosen, 1994). به منظور از بین بردن تردیدها در مورد اینکه آیا می‌توان آسیب‌پذیری آب‌زیرزمینی نسبت به آلودگی را با تعداد کمتری از پارامترها و با دقت بیشتر و هزینه کمتر ارزیابی کرد، آیا وزن‌ها و رتبه‌های نسبت داده شده به پارامترهای مدل دارای دقت کافی هستند یا نه، و بر روی میزان تأثیرگذاری هر کدام از پارامترها برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت آنالیز حساسیت مدل به دو روش حذف پارامتر و تک پارامتری انجام گرفته‌است. در طی این مرحله پارامترهای ورودی مدل تغییر داده شده و عکس‌العمل سیستم نسبت به این تغییرات مورد ارزیابی قرار گرفته است (Barber et al., 1993; Merchant, 1994; Napolitano and Fabbri, 1996; Mclay et al., 2001).

در روش تحلیل حساسیت حذف پارامتر، حساسیت نقشه آسیب‌پذیری نسبت به حذف یک یا چند پارامتر و اهمیت هر یک از پارامترها در ارزیابی آسیب‌پذیری مورد بررسی قرار می‌گیرد. میزان حساسیت در این روش از رابطه (۳) بدست می‌آید.

$$S = \left| \frac{v_i - v_i'}{\left(\frac{n}{n-1}\right) \times 100} \frac{v_i}{v_i'} \right| \quad (3)$$

که در آن؛  $S$  میزان حساسیت،  $v_i$  و  $v_i'$  به ترتیب، شاخص‌های آسیب‌پذیری بدون حذف و با حذف پارامتر و  $n$  تعداد لایه‌های اطلاعاتی مورد استفاده برای محاسبه  $v_i$  و  $v_i'$  می‌باشند.

آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی به نفوذ آب شور به کمک مدل تصمیم‌گیری جدید چند معیاره IDLRT ارزیابی شده است. مدل IDLRT پتانسیل نفوذ آب شور را با جمع نمودن عوامل کلیدی مؤثر ارزیابی می‌نماید. مهم‌ترین فاکتورهای مؤثر در آسیب‌پذیری به نفوذ آب شور، عبارتند از: گستردگی آب شور نفوذ کرده (I)، تغذیه یا به عبارتی تغییرات حجم ذخیره مخزن (R)، فاصله از ساحل (D)، سطح آب‌های زیرزمینی بالاتر از میانگین سطح دریا (L) و ضخامت سیستم آبخوان (T).

مقدار عددی شاخص IDLRT از مجموع حاصلضرب وزن (w) و رتبه‌ی (r) پارامترهای مؤثر در ارزیابی آسیب‌پذیری مطابق رابطه (۲) محاسبه گردیده‌است. در جدول ۳ رتبه‌بندی پارامترهای مدل IDLRT نشان داده شده است.

$$IDLRT_{Index} = \sum_{i=1}^5 W_i R_i \quad (2)$$

وزن تعیین شده برای هر فاکتور نشان‌دهنده اهمیت نسبی آن فاکتور در فرایند نفوذ آب شور است. بعد از شناسایی فاکتورها، وزن هر یک با توجه به تأثیر آن در نفوذ آب شور تعیین گردیده است. حاصل پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان یک لایه رستری است که سلول‌های دارای ارزش عددی بزرگتر، نشان‌دهنده مناطق آسیب‌پذیر آبخوان می‌باشد و به پنج گروه آسیب‌پذیری تقسیم‌بندی گردیده است (جدول ۴)، که بر اساس آن می‌توان خطر آلودگی منطقه را بررسی نمود. هر چه شاخص بزرگ‌تر باشد، خطر ایجاد آلودگی نیز بیشتر است. جدول ۴ رتبه‌بندی شاخص آسیب‌پذیری IDLRT و درجات آسیب‌پذیری آبخوان را نشان می‌دهد. نتایج حاصل از مدل در نهایت منجر به تصمیم‌گیری بهتر و انتخاب مناطقی می‌شود که به شیوه‌های مدیریتی خاص نیاز دارند.

**Table 3- Rates and weights for different criteria and their influencing classes used for groundwater vulnerability in the IDLRT model.**

Parameter	GWQISI (I)	Distance from the shore (D)	Level of groundwater above the mean sea level (L)	Recharge (R)	Thickness of the aquifer (T)	Rate
Rang	4-5	<300	<1	0-0.025	<5	10
	3-4	300-650	1-3	0.025-0.05	5-15	8
	2-3	650-1000	3-7	0.05-0.075	15-30	5
	1-2	1000-1500	7-10	0.075-1	30-40	3
	0-1	>1500	>10	>1	>40	1
Weight	0.2	0.15	0.2	0.3	0.15	-

**Table 4- Classes of groundwater vulnerability in the IDLRT model**

Vulnerability class	I (Very Low)	II (Low)	III (Moderate)	IV (High)	V (Very high)
Vulnerability rang	1-2.5	2.5-4	4-5.5	5.5-8	8-10

### ۳-۲- پارامترهای مدل IDLRT و نقش آنها در ارزیابی آسیب‌پذیری ویژه آبخوان

گسترده‌گی آب شور نفوذ کرده (I): تعادل هیدرولیکی طبیعی موجود بین آب شور و شیرین با بهره‌برداری از آبخوان برهم خورده و شاهد هجوم روزافزون آب شور به سمت آبخوان و شور شدن منابع آب زیرزمینی و زمین‌های کشاورزی هستیم. شاخص کیفی (GWQISI) برای تعیین مناطق تحت تأثیر نفوذ آب شور مورد استفاده قرار گرفته‌اند. مناطق با مقادیر بالاتر بیشتر تحت تأثیر نفوذ آب شور قرار داشتند. در دشت ملکان شاخص نهایی GWQISI با مقادیر ۱ تا ۵ محاسبه شد. منطقه شمال و شمال غربی با مقادیر بیش از سه نشان دهنده حضور نفوذ آب شور (شکل ۵) است.

فاصله از ساحل یا منبع شوری (D): نفوذ آب شور زمانی که آبخوان نزدیک ساحل بوده و شرایط هیدروژئولوژیکی آبخوان جهت انتقال مناسب باشد؛ به بیشترین مقدار خود خواهد رسید (Bear and Verrujit, 1987). این بدان معنی است که در چارچوب مدیریت آبخوان ساحلی، میزان نفوذ آب شور، یک متغیر تصمیم است؛ با میزان تغذیه یا پمپاژ در آبخوان ساحلی (Bear and Cheng, 2010) کنترل می‌شود. هر چه فاصله از منبع شوری بیشتر باشد خطر آسیب‌پذیری کمتر خواهد بود. این پارامتر با توجه به فاصله عمود بر خط ساحلی برآورد شده است. حداکثر رتبه ۱۰ برای فاصله کمتر از ۳۰۰ متر است در حالی که حداقل ۱ برای فاصله بیش از ۱۵۰۰ متر مطابق جدول ۴ اختصاص داده شده است. توزیع پارامتر D در شکل ۶-الف) نشان داده شده است.

ارتفاع سطح آب‌های زیرزمینی بالاتر از سطح دریا (L): این پارامتر یکی از مهم‌ترین پارامترهای مؤثر در ارزیابی نفوذ آب شور می‌باشد، زیرا اختلاف ارتفاع هیدرولیکی بین آب شیرین و آب شور تأمین‌کننده فشار هیدرولیکی حرکت جبهه‌های آب است (Lobo Ferreira and Chachadi, 2005). هرچه ارتفاع سطح آب زیرزمینی بالاتر از سطح آب دریا، کمتر باشد؛ خطر آسیب‌پذیری آبخوان افزایش خواهد یافت. سطح آب‌های زیرزمینی بالاتر از سطح دریا از ۷ تا ۶۹ متر متغیر بوده و از اندازه‌گیری سطح آب، در ۳۸ چاه مشاهده‌ای در منطقه مورد مطالعه در سال ۲۰۱۶ بدست آمده است. حداقل ارتفاع در منطقه شمال غرب ثبت شده است، که نشان‌دهنده احتمال افزایش نفوذ آب شور در این بخش است. حداکثر ارتفاع در بخش شرقی منطقه مورد مطالعه است (شکل ۶-ب).

در تحلیل حساسیت تک پارامتری<sup>۲</sup> اثر هر کدام از پارامترهای مدل را بر روی شاخص نهایی آسیب‌پذیری ارزیابی می‌کند (Napolitano and Fabbri, 1996). در این تحلیل حساسیت، وزن مؤثر یا واقعی هر پارامتر با وزن تئوریک اختصاص داده شده به آن در مدل IDLRT مقایسه می‌شود. وزن مؤثر یا وزن واقعی هر سلول با استفاده از رابطه (۴) محاسبه می‌گردد.

$$W_i' = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{P_{ij} P_{wj}}{v_{ij}} \times 100 \quad (4)$$

که در آن،  $W_i'$  عبارت است از وزن مؤثر پارامتر  $i$ ام،  $P_{wj}$  و  $P_{ij}$  به ترتیب رتبه و وزن پارامتر در سلول  $j$ ام و  $v_{ij}$  شاخص آسیب‌پذیری پارامتر  $i$ ام در سلول  $j$ ام است.

### ۳- نتایج و بحث

#### ۳-۱- تغییرات مکانی شوری آب زیرزمینی با استفاده از شاخص کیفی GWQISI

نسبت‌های یونی هیدروژئوشیمیایی جهت ارزیابی تغییرات مکانی و تشخیص شوری در آب‌های زیرزمینی مطابق جدول ۲ مورد بررسی قرار گرفته است. پراکنش و تغییرات مکانی نسبت‌های یونی معیار از جمله  $Na^+ / (Na^+ + Cl^-)$ ،  $Ca^{2+} / (HCO_3^- + SO_4^{2-})$ ،  $Cl^- / \sum Anion$  و  $(HCO_3^- + CO_3^{2-})$  در شکل ۴ نشان داده شده است.

شاخص کیفی (GWQISI)، نسبت‌های یونی معیار را مطابق رابطه (۱)، در یک فرمت قابل فهم تلفیق و جهت تجزیه و تحلیل مکانی در درک نفوذ آب شور به کار گرفته شده است. برای هر یک از این نسبت‌ها مطابق جدول ۲ ارزش‌گذاری انجام گردید و نقشه‌های رتبه بندی در محیط نرم‌افزار Arc GIS 10.3.1 تهیه و مناطق تحت تأثیر شوری مشخص گردیده است.

نقشه خروجی نهایی شاخص کیفی (GWQISI) با مقادیر ۱ تا ۵ محاسبه شده است و مناطق تحت تأثیر نفوذ آب شور، در ناحیه شمال غربی آبخوان دیده می‌شود (شکل ۵).

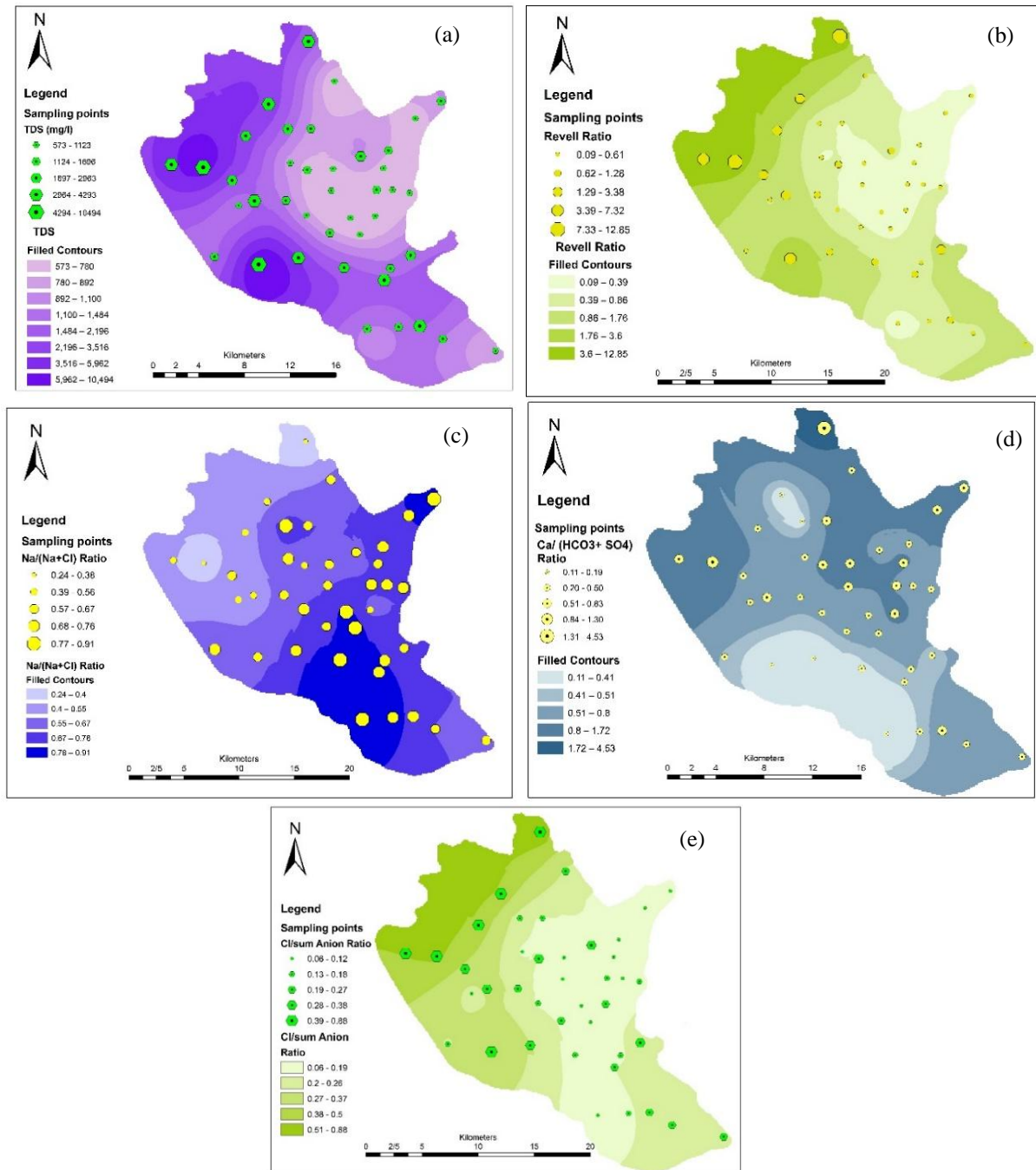
با توجه به گستردگی شوری در آبخوان، معیارهای تأثیرگذار بر آسیب‌پذیری آب زیرزمینی نسبت به شوری مورد بحث و بررسی قرار گرفته است.

$\Delta V$  در این رابطه نشان‌دهنده تغییر حجم ذخیره آبخوان در اثر تغذیه و بهره‌برداری از آبخوان است، هر گونه تغییر در تعادل آب در آبخوان در اثر تغذیه یا بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی منجر به تغییر در موقعیت آب شور خواهد شد.

تغذیه آبخوان (R): میزان تغذیه یا تغییر حجم ذخیره آبخوان مطابق رابطه (5) بدست می‌آید.

$$\Delta V = A \times S_y \times \frac{dh}{dt} \quad (5)$$

که در آن A، مساحت محدوده مورد مطالعه،  $S_y$ ، آبدهی ویژه و  $dh/dt$ ، نوسان تراز سطح ایستابی می‌باشد.



**Fig. 4- Parameters of the GWQI<sub>S1</sub> index in Malekan aquifer: (a) TDS concentration (in mg/L); (b) Cl<sup>-</sup>/(HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) ratio; (c) Na<sup>+</sup>/(Na<sup>+</sup> + Cl<sup>-</sup>) ratio, (d) Ca<sup>2+</sup>/(HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> + SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) ratio; and (e) Cl<sup>-</sup>/sum Anion ratio**  
 شکل ۴- پارامترهای شاخص GWQI<sub>S1</sub> (الف، غلظت TDS، ب) پراکنش نسبت رول (Cl<sup>-</sup>/(HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>+CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>))، ج) پراکنش نسبت (Na<sup>+</sup>/Na<sup>+</sup>+Cl<sup>-</sup>) و د) پراکنش نسبت (Ca<sup>2+</sup>/HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>+SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) و ی) پراکنش نسبت (Cl<sup>-</sup>/sum Anion) در دشت ملکان



۰/۰۳۲ متر در سال است (Azizi et al., 2018). میزان تغذیه آبخوان مورد مطالعه در شکل (۶-ج) نشان داده شده است.

ضخامت اشباع آبخوان (T): ضخامت اشباع آبخوان نقش مهمی در نفوذ آب شور در نواحی ساحلی دارد، زیرا با کاهش ضخامت اشباع آبخوان احتمال نفوذ آب شور بیشتر می‌گردد (Kura et al., 2014). پارامتر ضخامت اشباع آبخوان در شکل (۶-د) نشان داده شده است.

### ۳-۳- تعیین شاخص آسیب‌پذیری و تهیه نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان

پس از تجزیه و تحلیل اطلاعات بدست آمده، لایه‌های مورد نیاز مدل IDLRT تهیه (شکل ۶) و سپس بر اساس تئوری این مدل با اعمال رتبه‌بندی، (به منظور هم مقیاس کردن نقشه‌های رستری هر یک از پارامترها جهت استفاده در سیستم محاسباتی یکسان)، و وزن‌دهی مناسب مطابق جدول ۳، شاخص آسیب‌پذیری در این روش از مجموع حاصل ضرب وزن و رتبه‌ی پارامترها مطابق رابطه (۲) بدست می‌آید.

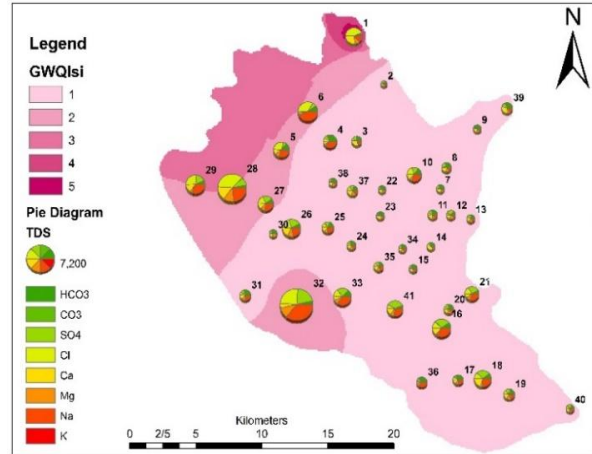


Fig. 5- نقشه نهایی شاخص کیفی (GWQI<sub>SI</sub>) در دشت ملکان

بیشترین مقدار نفوذ آب شور در فصل خشک زمانی رخ می‌دهد که تغذیه ناشی از بارندگی صفر باشد. مقادیر میزان تغذیه از ۵ تا ۱۰۹ میلی‌متر در سال و متوسط تغذیه آبخوان در هر متر مربع از آن برابر

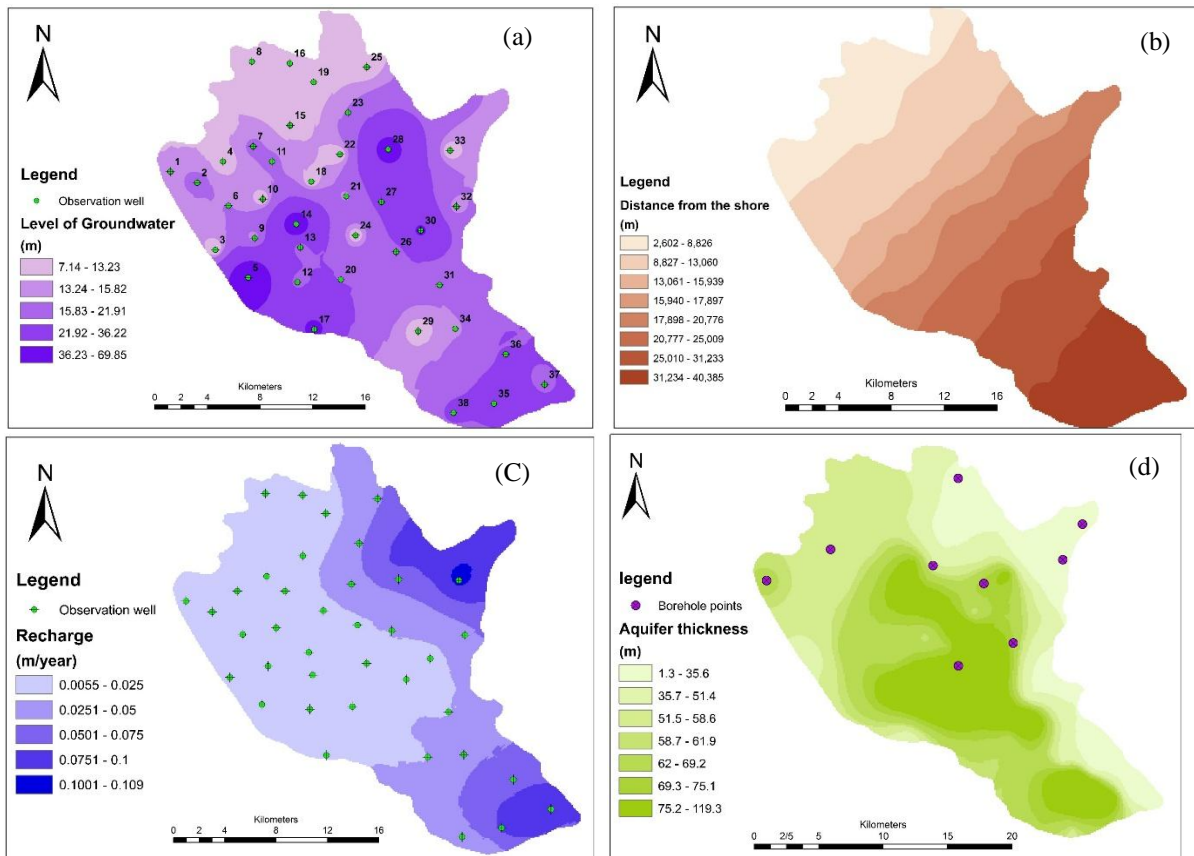


Fig. 6- Parameters of the IDLRT method: (a) Distance from the shore (D); (b) groundwater level above sea level (L); (c) Recharge (R), and (d) Thickness of aquifer (T)

شکل ۶- پارامترهای مدل IDLRT، الف) ارتفاع سطح آب‌های زیرزمینی بالاتر از سطح دریا، ب) فاصله از ساحل، ج) تغذیه آبخوان، د) ضخامت اشباع آبخوان

آسیب‌پذیری به حذف پارامتر فاصله از ساحل با میانگین تغییرات ۳/۹۳ در رتبه دوم حساسیت قرار دارد. همچنین حساسیت مدل آسیب‌پذیری به حذف پارامترهای ضخامت اشباع آبخوان، ارتفاع سطح آب‌های زیرزمینی بالاتر از سطح دریا و گستردگی آب شور نفوذ کرده به ترتیب با میانگین تغییرات ارائه شده در رتبه‌های بعدی حساسیت قرار می‌گیرند (جدول ۶).

نتایج تحلیل حساسیت تک پارامتری نیز بیشترین حساسیت مدل را نسبت به پارامتر میزان تغذیه نشان می‌دهد، پس از آن گستردگی آب شور نفوذ کرده با میانگین وزن مؤثر ۱۹/۴۲ درصد در رتبه دوم و پارامترهای ارتفاع سطح آب‌های زیرزمینی بالاتر از سطح دریا، ضخامت اشباع آبخوان و فاصله از ساحل در رتبه‌های بعدی حساسیت قرار دارند. مشخصات آماری تحلیل حساسیت تک پارامتری در جدول ۶ ارائه شده است. وزن تئوریک پارامتر فاصله از ساحل ۱۵ درصد است و میانگین وزن مؤثر آن ۹/۱۸ درصد می‌باشد، که به دلیل فاصله زیاد دشت ملکان از خط ساحلی است. بر اساس نتایج حاصل از تحلیل حساسیت مدل، پارامتر میزان تغذیه که گویای تغییرات حجم مخزن آب زیرزمینی است وزن مؤثر بیشتری نسبت به وزن تئوریک آن دارد و بیشترین حساسیت را در هر دو روش تحلیل حساسیت، نشان می‌دهد.

در مواردی که برخی از پارامترها دارای عدم قطعیت هستند، پیشنهاد می‌گردد ابتدا مدل با عدم قطعیت موجود اجرا شده و سپس تحلیل حساسیت صورت پذیرد.

اگر حساسیت مدل به پارامتر دارای عدم قطعیت زیاد نباشد می‌توان از نتایج مدل استفاده کرد در غیر این صورت یا بایستی اطلاعات مورد نیاز فراهم گردد یا روش دیگری انتخاب شود. یکی از معایب این روش این است که رتبه‌بندی و ارزش‌گذاری پارامترها تا حدودی کارشناسی است، بنابراین همین مسأله خود باعث بروز عدم‌قطعیت در نتایج می‌شود.

پس از محاسبه شاخص می‌توان گفت که کدام منطقه در خطر آلودگی بیشتر قرار دارد. هر چه شاخص بزرگ‌تر باشد، خطر ایجاد آلودگی نیز بیشتر است. شاخص آسیب‌پذیری IDLRT در دشت ملکان از ۱ تا ۴/۹ تغییر می‌کند. با توجه به جدول ۴ و با توجه به نتایج حاصل از مدل IDLRT، منطقه با آسیب‌پذیری بسیار کم حدود ۱۱۴/۱۵ کیلومتر مربع (۲۲/۱۵ درصد) را به خود اختصاص می‌دهد و منطقه با آسیب‌پذیری کم، مساحتی حدود ۲۵۵/۰۵ کیلومتر مربع (۴۹/۴۵ درصد) دارد. منطقه با آسیب‌پذیری متوسط با مساحتی حدود ۱۴۶/۵۱ کیلومتر مربع (۲۸/۴٪) از کل منطقه مورد مطالعه را به خود اختصاص می‌دهد (شکل ۷). بخش جنوب شرقی دشت دارای کمترین آسیب‌پذیری و بیشترین آسیب‌پذیری دشت نسبت به نفوذ آب شور در شمال و شمال غربی و غرب محدوده مورد مطالعه وجود دارد.

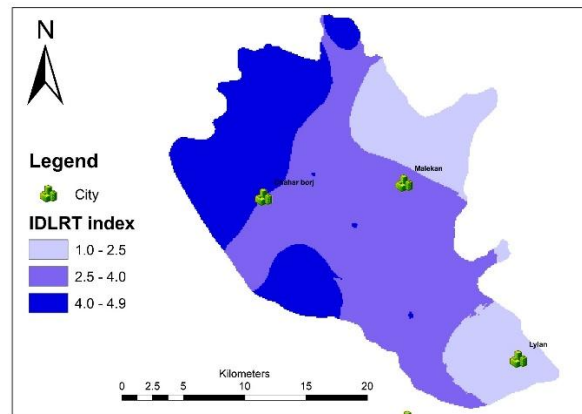


Fig. 7- Groundwater vulnerability map of Malekan aquifer system

شکل ۷- نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آبخوان دشت ملکان

### ۴-۳- آنالیز حساسیت مدل IDLRT

نتایج حاصل از آنالیز حساسیت حذف پارامتر حاکی از آن است که بیشترین تغییر در شاخص پتانسیل آسیب‌پذیری آبخوان با حذف پارامتر میزان تغذیه اتفاق می‌افتد به طوری که میانگین تغییرات ۱۳/۰۸ است. بر اساس آمار جدول ۶ پس از پارامتر میزان تغذیه حساسیت مدل

Table 6- Statistical summary of IDLRT model sensitivity analysis

جدول ۶- نتایج آماری تحلیل حساسیت مدل آسیب‌پذیری دشت ملکان

Parameter	Theoretical weight %	Map removal sensitivity analysis					Single parameter sensitivity analysis				
		variation index				Mean %	Effective weight				
		Min	Max	Mean	SD		Min	Max	Mean	SD	Mean %
I	20	0.00	11.25	2.70	1.46	10.00	0.98	8.16	3.88	1.26	19.42
D	15	1.25	12.03	3.93	0.89	14.57	0.61	3.00	1.84	0.36	9.18
L	20	0.00	11.25	3.49	0.97	12.95	0.82	8.57	2.48	0.52	12.39
R	30	0.31	15.27	13.08	2.39	48.47	4.29	16.22	9.76	1.66	48.80
T	15	1.25	4.23	3.78	0.45	14.02	0.61	9.38	2.04	0.88	10.21

#### ۴- نتیجه گیری

شاخص کیفی (GWQISI)، نسبت‌های یونی معیار را، به خوبی در یک فرمت قابل فهم تلفیق و جهت تجزیه و تحلیل مکانی در درک نفوذ آب شور به کار گرفته شده است. نقشه خروجی نهایی شاخص کیفی (GWQISI) مناطق تحت تأثیر نفوذ آب شور را در ناحیه شمال غربی آبخوان ملکان نشان داده است. شناسایی مناطق آسیب‌پذیر آبخوان به آلودگی، پایش کیفی و مدیریت صحیح این منابع از راه‌های مناسب، برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌باشد. شاخص آسیب‌پذیری IDLRT در دشت ملکان از ۱ تا ۴/۹ تغییر می‌کند. با توجه به نتایج حاصل از مدل IDLRT، در حدود ۲۲/۱۵، ۴۹/۴۵ و ۲۸/۴ درصد از آبخوان به ترتیب دارای آسیب‌پذیری بسیار کم، کم و متوسط می‌باشد. بخش جنوب شرقی دشت دارای کمترین آسیب‌پذیری و بیشترین آسیب‌پذیری دشت نسبت به نفوذ آب شور در شمال و شمال غربی و غرب محدوده مورد مطالعه قرار گرفته است. بر اساس نتایج آماری حاصل از تحلیل حساسیت مدل، پارامتر میزان تغذیه که گویای تغییرات حجم مخزن آب زیرزمینی است وزن مؤثر بیشتری نسبت به وزن تئوریک آن دارد و بیشترین حساسیت را در هر دو روش تحلیل حساسیت، نشان می‌دهد. وزن تئوریک پارامتر فاصله از ساحل ۱۵ درصد است و میانگین وزن مؤثر آن ۹/۱۸ درصد می‌باشد، که به دلیل فاصله زیاد دشت ملکان از خط ساحلی دریاچه است. داده‌های هیدروشیمیایی نشان‌دهنده سطوح شوری بالا در بخش شمال غربی است. سطح بالایی از شوری با مواد جامد محلول بیش از ۴۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر و کلراید بالا (۳۶۹۸-۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر) در شمال غربی و غرب منطقه مشاهده شده است. نفوذ آب شور از فاضلاب خانگی معمولاً با نسبت  $Na^+ / Cl^-$  بالاتر از ۱ قابل تشخیص است. در منطقه مورد مطالعه، نسبت  $Na^+ / Cl^-$  بین ۰/۳۱ و ۵/۸۴ متغیر است. نسبت‌های پایین (کمتر از ۰/۸۶) در منطقه شمال غربی دیده می‌شود که گویای نفوذ آب شور از طرف پهنه‌های رسی نمکی شمال غرب آبخوان می‌باشد. نقشه‌های حاصل نشان داد که بیشترین منطقه آسیب‌پذیر و آسیب دیده در شمال و شمال غربی منطقه مطالعه قرار گرفته است؛ زیرا در نزدیکی پهنه‌های تبخیری قرار دارند و از طرف دیگر میزان تبخیر در این مناطق بالا است. این مناطق نیاز به حفاظت و شیوه‌های مدیریت آب زیرزمینی (به ویژه کنترل مصرف) دارد. شیوه‌های مدیریت می‌تواند برای جلوگیری از گسترش شوری آب‌های زیرزمینی به سمت جنوب و جنوب شرق مفید باشد.

#### پی‌نوشت‌ها

- 1- Map Removal Sensitivity Analysis
- 2- Single Parameter Sensitivity Analysis

اعتبارسنجی نقشه آسیب‌پذیری IDLRT از طریق مقایسه نتایج خروجی با پارامترهای توزیع مکانی EC، غلظت  $Cl^-$  و  $Na^+ / Cl^-$  انجام شد. غلظت یون کلراید به عنوان شاخص شوری از ۲۳ تا ۳۶۹۸ میلی‌گرم در لیتر با میانگین ۴۴۰ میلی‌گرم در لیتر متغیر است. توزیع کلراید روند مشابه به TDS را نشان می‌دهد (شکل ۲ و ۸). مقادیر حداقل در بخش مرکزی دیده می‌شود، در حالی که بالاترین مقدار در بخش شمال غرب قرار گرفته است. این افزایش غلظت کلر نشانه خوبی از نفوذ آب شور است (Reddy et al., 2012; Fass et al., 2007). نفوذ آب شور از فاضلاب خانگی معمولاً با نسبت  $Na^+ / Cl^-$  بالاتر از ۱ قابل تشخیص است. در منطقه مورد مطالعه، نسبت  $Na^+ / Cl^-$  بین ۰/۳۱ و ۵/۸۴ متغیر است. نسبت‌های پایین (کمتر از ۰/۸۶) در منطقه شمال غربی دیده می‌شود (شکل ۸).

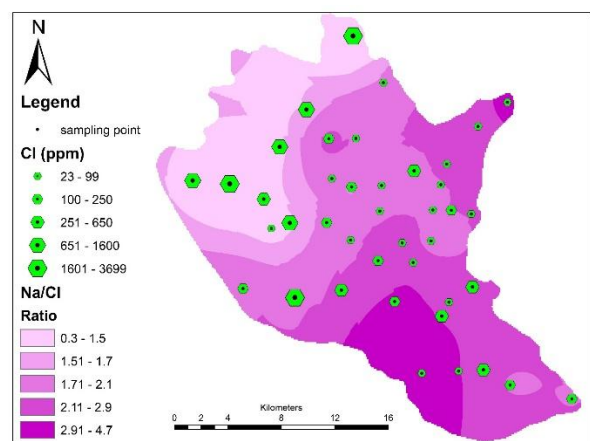


Fig. 8- Spatial distribution of the  $Na^+ / Cl^-$  ratio and  $Cl^-$  concentrations

#### شکل ۸- تغییرات مکانی نسبت $Na^+ / Cl^-$ و غلظت کلر

نتایج مختلف به وضوح حضور شوری در آبخوان ساحلی ملکان، به ویژه در بخش شمال و شمال غرب منطقه را تأیید می‌کند. همانطور که مشاهده می‌شود، شمال، شمال غرب و غرب منطقه مورد مطالعه به عنوان آسیب‌پذیرترین مناطق با روش IDLRT تعیین شده است. ارزیابی‌های آسیب‌پذیری می‌توانند به عنوان راهنمایی برای تعیین محل‌های نمونه‌برداری جهت پایش مناسب کیفیت آب زیرزمینی بکار گرفته شود. مناطق با آسیب‌پذیری بالا نیاز بیشتری به حفاظت نسبت به مناطق با آسیب‌پذیری کمتر دارند، بنابراین فرایند تخصیص منابع نیز می‌تواند با لحاظ کردن آسیب‌پذیری صورت گیرد. این ارزیابی می‌تواند پایه مهمی برای تصمیم‌گیری، برنامه‌ریزی و نظارت بر آب‌های زیرزمینی باشد.

- Dekkaki HC, Ali M B, Taleb A A, Myzy H, Zerrouk MH, Mesmoudi A (2017) Evaluation of intrinsic vulnerability against seawater intrusion using the GALDIT approach. Application to the R'mel aquifer (North West of Morocco). *Journal of Materials and Environmental Sciences* 9(1):107-112
- Evans BM, Mayers WL (1990) A GIS based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with. *Journal of Soil and Water Conservation* (45):242-245
- Fass T, Cook PG, Stieglitz T, Herczeg AL (2007) Development of saline ground water through transpiration of sea water. *Ground Water* 45(6):703-710, doi: 10.1111/j.1745-6584.2007.00344.x
- Garing C, Luquot L, Pezard PA, and Gouze P (2013) Geochemical investigations of saltwater intrusion into the coastal carbonate aquifer of Mallorca, Spain. *Applied Geochemistry* 39:1-10
- Han DM, Song XF, Currell MJ, Yang JL, and Xiao GQ (2014) Chemical and isotopic constraints on evolution of groundwater salinization in the coastal plain aquifer of Laizhou Bay, China. *Journal of Hydrology* 508:12-27
- Hosseini-Moghari SM, Ebrahimi K, and Azarnivand A (2015) Groundwater quality assessment with respect to fuzzy water quality index (FWQI): An application of expert systems in environmental monitoring. *Environmental Earth Sciences* 74(10):7229-7238
- Hounslow A (1995) *Water quality data: Analysis and interpretation*. CRC press
- Javadi AA, Abd-Elhamid HF, & Farmani R (2012) A simulation-optimization model to control seawater intrusion in coastal aquifers using abstraction/recharge wells. *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics* 36(16):1757-1779, doi: 10.1002/nag.1068
- Kaliraj S, Chandrasekar N, Peter TS, Selvakumar S, Magesh NS (2015) Mapping of coastal aquifer vulnerable zone in the south west coast of Kanyakumari, South India, using GIS-based DRASTIC model. *Environmental Monitoring and Assessment* 187(1):4073, 187:1-27, doi: 10.1007/s10661-014-4073-2
- Kallioras A, Pliakas F, Skias S, Gkiougkis I (2011) Groundwater vulnerability assessment at SW Rhodope aquifer system in NE Greece. In *Advances in the Research of Aquatic Environment* (pp. 351-358). Springer Berlin Heidelberg, doi:10.1007/978-3-642-24076-8-41
- Kardan Moghaddam H, Jafari F, Javadi S (2017) Vulnerability evaluation of a coastal aquifer via
- Abd-Elhamid HF, and Javadi AA (2011a) A cost-effective method to control seawater intrusion in coastal aquifers. *Water Resources Management* 25(11):2755-2780
- Abd-Elhamid HF, and Javadi AA (2011b) A density-dependant finite element model for analysis of saltwater intrusion in coastal aquifers. *Journal of Hydrology* 401(3):259-271
- Anders R, Mendez GO, Futa K, Danskin WR (2014) A geochemical approach to determine sources and movement of saline groundwater in a coastal aquifer. *Ground water* 52(5):756-768, doi: 10.1111/gwat.12108
- Azizi F, Asghari Moghaddam A, and Nazemi AH (2018) Evaluation of hydraulic parameters using electrical resistivity in Malekan Plain aquifer. *Quaternary Journal of Iran*, In press (In Persian)
- Babaeian F, Bagheri A, Rafieian M (2016) Vulnerability analysis of water resources systems to water scarcity based on a water accounting framework (Case study: Rafsanjan study area). *Iran Water Resources Research* 12(1):1-17
- Barber C, Bates LE, Barron R, and Allison H (1993) Assessment of the relative vulnerability of groundwater to pollution: A review and background paper for the conference workshop on vulnerability assessment. *Austral. Geology and Geophysics* 14(2/3):147-154
- Bear J, Cheng AHD (2010) *Modeling groundwater flow and contaminant transport* (Vol. 23). Springer Science & Business Media
- Bear J, Verruijt A (1987) *Theory and applications of transport in porous media. Modeling of groundwater flow and pollution*, Dordrecht: Reidel, <http://link.springer.com/book/10.1007/978-94-017-1114-2>
- Bordalo AA, Nilsumranchit W, Chalermwat K (2001) Water quality and uses of the Bangpakong river (Eastern Thailand). *Water Resources Research* (15)35:3642-3635
- Boyacioglu H (2007) Development of a water quality index based on a European classification scheme. *Water Sa* 33(1):101-106
- Chachadi AG (2005) Seawater intrusion mapping using modified GALDIT indicator model-case study in Goa. *Jalvigyan Sameeksha* 20:29-45
- Chachadi AG, Lobo-Ferreira JP (2001) Sea water intrusion vulnerability mapping of aquifers using GALDIT method. *Coastin—A Coastal Policy Res Newsl* 4:7-9

- dominated town of North Orissa. *Indian J Environ Ecoplan* 5(2):293-298
- Mitra BK (1998) Spatial and temporal variation of ground water quality in sand dune area of Aomori Prefecture in Japan. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, doi: 10.13031/2013.20673
- Moridi A, Kerachian R, Zokaei M (2017) Assessment of Iran's water resources quality (2004-2014). *Iran Water Resources Research* 12(4):23-35
- Morrow FJ, Ingham MR, McConchie JA (2010) Monitoring of tidal influences on the saline interface using resistivity traversing and cross-borehole resistivity tomography. *Journal of Hydrology* 389(1):69-77, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.05.022
- Napolitano P, and Fabbri AG (1996) Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using and SINTACS. *HydroGIS 96: Application of geographical information systems in hydrology and water resources management, Proceedings of Vienna Conference. IAHS Pub. (235):559-566*
- Reddy AGS, Saibaba B, Sudarshan G (2012) Hydrogeochemical characterization of contaminated groundwater in Patancheru industrial area, southern India. *Environmental Monitoring and Assessment* 184(6):3557-3576, doi:10.1007/s10661-011-2208-2
- Revelle R (1941) Criteria for recognition of the sea water in ground-waters. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 22(3):593-597, doi: 10.1029/TR022i003p00593
- Rosen L (1994) A study of the methodology with emphasis on Swedish conditions. *Ground Water* 32(2):278-285
- Sharma S, Verma GK (2015) Inversion of electrical resistivity data: A review. *World Academy of Science, Engineering and Technology, International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering* 9(4):400-406
- Shetkar RV and Mahesha A (2011) Tropical, seasonal river basin development, hydrogeological analysis. *Journal of Hydrologic Engineering* 289-291
- Tiwari TN, Mishra MA (1985) A preliminary assignment of water quality index of major Indian rivers. *Environmental Protection* 5:276-279
- GALDIT model and comparison with DRASTIC index using quality parameters. *Hydrological Sciences Journal* 62(1):137-146
- Kazakis N, Pavlou A, Vargemezis G, Voudouris KS, Soulios G, Pliakas F, Tsokas G (2016) Seawater intrusion mapping using electrical resistivity tomography and hydrochemical data. An application in the coastal area of eastern Thermaikos Gulf, Greece. *Science of the Total Environment* 543:373-387, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.041>
- Kura NU, Ramli MF, Ibrahim S, Sulaiman WNA, Aris AZ (2014) An integrated assessment of seawater intrusion in a small tropical island using geophysical, geochemical, and geostatistical techniques. *Environmental Science and Pollution Research* 21(11):7047-7064, doi: 10.1007/s11356-014-2598-0
- Lobo Ferreira JP (2001) Sea water intrusion vulnerability mapping of aquifers issuing GALDIT method. *Proceeding of the Workshop on Modeling in Hydrogeology, Anna University, Chennai, 3-7 December, 143-156*
- Lobo-Ferreira JP, Chachadi AG (2005) Assessing aquifer vulnerability to saltwater intrusion using GALDIT method: Part 1–Application to the Portuguese aquifer to Monte Gordo. *Proceedings of this* 4:1-12
- Mahesha A, Vyshali Lathashri UA, Ramesh H (2011) Parameter estimation and vulnerability assessment of coastal unconfined aquifer to saltwater intrusion. *Journal of Hydrologic Engineering* 17(8):933-943, doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000524
- Mahrez B, Klebingat S, Houha B, Houria B (2018) GIS-based GALDIT method for vulnerability assessment to seawater intrusion of the Quaternary coastal Collo aquifer (NE-Algeria). *Arabian Journal of Geosciences* 11(4):71
- McLay CDA, Dragden R, Sparling G, and Selvarajah N (2001) Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use: A comparison of three approaches. *Environmental Pollution* 115:191-204
- Merchant JW (1994) GIS-based groundwater pollution hazard assessment: A critical review of the model. *Photogramm. Engng and Remote Sensing* 60(9):1117-1127
- Mishra PC, Patel RK (2001) Study of the pollution load in the drinking water of Rairangpur, a small tribal