

بررسی روند و طبقه‌بندی کیفیت منابع آب زیرزمینی در دشت بروجرد - دورود

چکیده

منابع آب زیرزمینی بزرگ‌ترین ذخیره‌ی قابل‌دسترس آب شیرین کره‌ی زمین به شمار می‌آید؛ بنابراین مدیریت این منابع و کنترل کیفی آن‌ها بسیار بااهمیت است. هدف از این تحقیق، بررسی روند تغییرات پارامترهای کیفی آب زیرزمینی با استفاده از آزمون من‌کندال و طبقه‌بندی کیفی دشت بروجرد- دورود با استفاده از شاخص GQI می‌باشد. برای این منظور از پارامترهای مختلفی ازجمله کلر، سولفات، اسیدیته، سختی کل و کل جامدات محلول مربوط به ۴۱ منبع در دوره زمانی ۱۳۹۵-۱۳۷۲ استفاده شد. نتایج نشان داد بر اساس آزمون من‌کندال، پارامترهای اسیدیته و کلر دارای آماره Z مثبت بوده که روند اسیدیته در سطح ۹۵ درصد معنی‌دار است و سایر پارامترها دارای آماره‌ی Z منفی و روندی کاهشی بود. بر اساس شاخص GQI، همه پارامترها در سال ۱۳۹۵ بر اساس طبقه‌بندی ISIRI در حد مجاز قرار داشتند. بر اساس رتبه‌بندی پارامترهای مختلف مشخص شد که pH ، TH و EC بیشترین تأثیر را بر کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت داشته‌اند. از نظر مکانی، بیشترین غلظت پارامترهای کیفی به‌جز pH در مرکز دشت قرار دارد. ناحیه‌ی شمال شرق دشت نیز مستعد آلودگی بالا نسبت به سایر نواحی دشت خصوصاً از نظر کاتیون‌ها و EC می‌باشد. طبقه‌بندی شولر به‌منظور صحت‌سنجی نتایج شاخص GQI نشان داد کیفیت در کلاس خوب و قابل‌قبول قرار دارد که تأییدکننده نتیجه حاصل از این شاخص می‌باشد.

واژگان کلیدی: آب زیرزمینی، شاخص کیفیت آب زیرزمینی، شولر، کریچینگ، من- کندال.

مقدمه

با توجه به اینکه جمعیت جهان در حال افزایش است و انتظار می‌رود که تا سال ۲۰۵۵ جمعیت جهان از ۷/۵ میلیارد نفر کنونی به ۱۰ میلیارد نفر برسد و با در نظر گرفتن رشد سطح زندگی، افزایش شهرنشینی، افزایش درخواست برای تغذیه حیوانات و مصارف زراعی، افزایش سرانه‌ی مصرف آب و افزایش برداشت از منابع آب بیش‌ازپیش صورت می‌گیرد (Schultz, 2017). برای رفع نیازهای در حال رشد، منابع آب کافی و باکیفیت مناسب موردنیاز است (Azaza Hamzaoui et al., 2011; Pazand et al., 2012). در مناطق خشک و نیمه‌خشک، بخش عمده‌ای از منابع تأمین‌کننده‌ی مصرف آب به‌وسیله‌ی منابع زیرزمینی تأمین می‌شود (Khosravi et al., 2016). افزایش روزافزون برداشت از این منابع و تغییرات آب‌وهوایی، باعث تحمیل فشار بیشتر بر آن‌ها شده است (Kulkarni et al., 2015). این مسئله علاوه بر مسائل کمی، مشکلات کیفی را هم به دنبال داشته است. از طرفی توصیف کیفیت آب به دلیل تغییرپذیری مکانی آلاینده‌ها و گستردش شاخص‌هایی که باید اندازه‌گیری شوند (شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی)، امری دشوار و هزینه‌بر است. بااین‌وجود مطالعه و بررسی کیفیت منابع آب در مناطق مختلف برای مدیریت صحیح منابع آب ضروری می‌باشد (زهتابیان و همکاران، ۱۳۸۹). یکی از روش‌های ساده و به‌دوراز پیچیدگی‌های ریاضی و آماری برای توصیف وضعیت کیفی آب، استفاده از شاخص‌های کیفی می‌باشد (Khosravi et al., 2016). El-Fadel و همکاران (۲۰۱۴) پژوهشی در آبخوان کارستی ساحلی طرابلس لبنان واقع در امتداد ساحل مدیترانه

یاسر سبزواری^۱

حسین زینی‌وند^{۲*}

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران
۲. دانشیار گروه مهندسی آبخیزداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران

*مسئول مکاتبات:

zeinivand.h@lu.ac.ir

کد مقاله: ۱۳۹۹۰۳۰۸۲۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۲/۱۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۳/۲۳

این مقاله پژوهشی و برگرفته از سایر

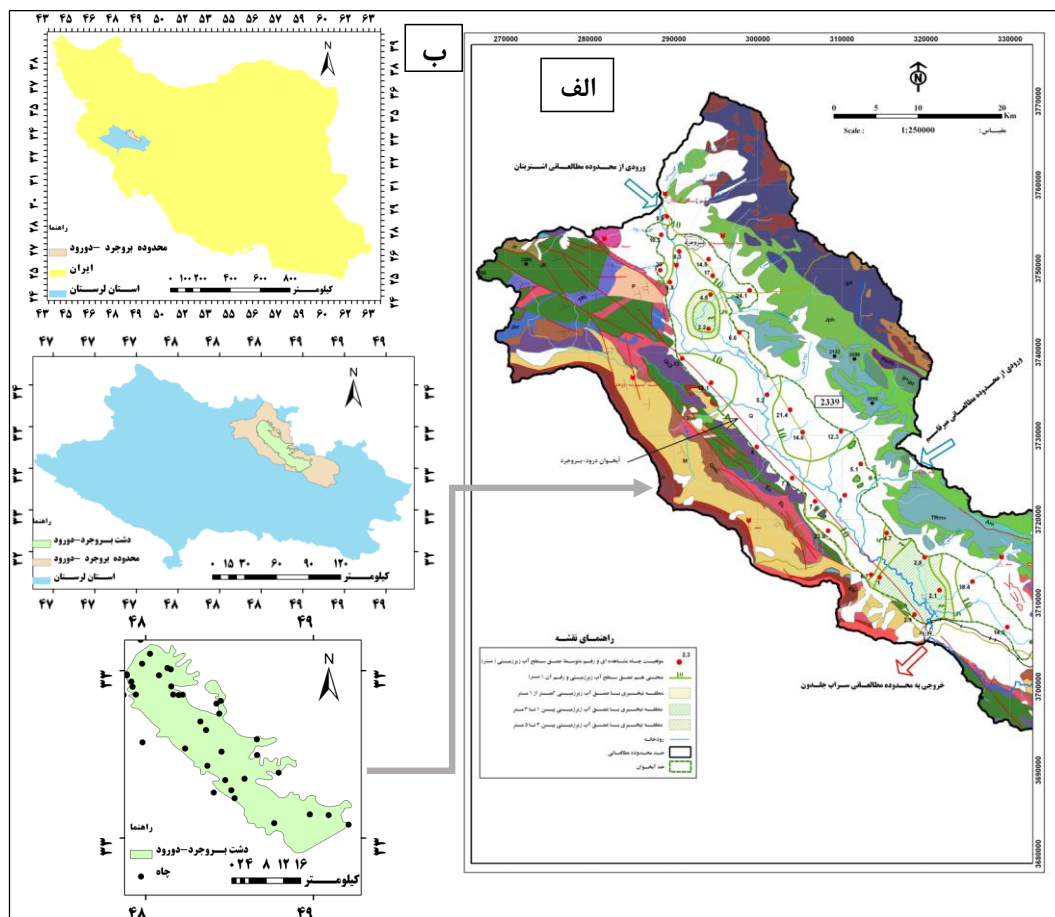
فعالیت‌های پژوهشی است.

شرقی انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که شاخص GQI (Groundwater Quality Index) می‌تواند به برنامه‌ریزی مؤثر برای مدیریت کیفیت آب در جهت بهره‌برداری پایدار از منابع آب زیرزمینی به‌خصوص در فصل تابستان که تغذیه محدود است کمک کند. Coletti و همکاران (۲۰۱۰) در تحقیق خود از شاخص کیفیت آب زیرزمینی استفاده کردند و دریافتند که منشأ اصلی آلودگی منابع آبی از زمین‌های کشاورزی اطراف حوضه آبخوان‌ها صورت می‌گیرد و گزارش نمودند که پارامترهای آمونیاک، نیترات و نیترژن آمونیاکی ارتباط قوی‌تری با شاخص کیفیت آب دارند. Machiwal و Jha (۲۰۱۵) به‌منظور شناسایی منابع آلوده‌کننده آب در منطقه Udaipur هندوستان از شاخص GQI استفاده کردند و به این نتیجه رسیدند که فلوراید، سدیم، EC و TDS به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای رو به افزایش است. جودوی و زارع (۱۳۸۸) با استفاده از شاخص GQI به بررسی کیفیت آب زیرزمینی دشت فیض‌آباد جهت مصارف شرب پرداختند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که روش GQI با روش‌های دیگر ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی همخوانی دارد و می‌توان از آن به‌عنوان یک شاخص مورداطمینان برای بررسی تغییرات مکانی و حتی زمانی کیفیت آب زیرزمینی استفاده کرد. دشتی برمکی و همکاران (۱۳۹۳) در ارزیابی شاخص کیفیت آب زیرزمینی (GQI) در آبخوان لنجانان به این نتیجه رسیدند که کیفیت آب زیرزمینی در منطقه‌ی مورد مطالعه متوسط و نسبتاً زیاد است. خسروی و همکاران (۱۳۹۴) به مطالعه تغییرات زمانی و مکانی کیفیت آب زیرزمینی دشت یزد- اردکان با استفاده از شاخص GQI پرداختند. نتیجه مطالعه نشان داد که روند شاخص GQI در منطقه کاهشی بوده و کاربری اراضی نقش بسیار زیادی در کاهش میزان شاخص GQI و در نتیجه کیفیت آب زیرزمینی دشت یزد- اردکان دارد. دبیری و همکاران (۱۳۹۵) به ارزیابی تغییرات کیفیت آب‌های زیرزمینی دشت سنگان- خواف با استفاده از شاخص GQI پرداختند. نتایج نشان داد که مقدار این شاخص برای دشت مورد مطالعه بین ۶۶/۰۱ تا ۸۱/۳۹ درصد متغیر می‌باشد که نشانگر کیفیت متوسط تا قابل‌قبول آب منطقه است. این شاخص در جهت جریان آب زیرزمینی کاهش پیدا کرده است که دلالت بر تأثیر تغییرات لیتوژنیک وجود لایه‌های آهکی و پهنه‌های رسی در منطقه دارد. در مطالعه نصرآبادی و مائده (۲۰۱۴) که به بررسی شاخص کیفی در آب‌های زیرزمینی شهر تهران پرداختند، مشاهده شد که کیفیت آب در سال ۱۳۹۱ نسبت به سال ۱۳۹۰ پایین‌تر بوده است. همچنین مقدار شاخص در بخش‌های شرقی و جنوبی شهر تهران نسبت به سایر بخش‌های نمونه‌برداری بالاتر می‌باشد، بازگوکننده کیفیت پایین‌تر آب این مناطق می‌باشد. سبزواری و همکاران (۱۳۹۸) با مطالعه کیفیت منابع آب زیرزمینی و تأثیر آن بر نفوذپذیری خاک‌های زراعی دشت بروجرد - دورود با تحلیل‌های آماری و زمین‌آمار به این نتیجه رسیدند که در طبقه‌بندی کشاورزی بر اساس شاخص تراوایی، ۸۵/۸۴ درصد دشت مورد مطالعه دارای کیفیت عالی است. همچنین، بر اساس طبقه‌بندی ویلکاکس حدود ۸۶ درصد دشت دارای کیفیت مناسب است. پارسایی و همکاران (۱۳۹۹) با مطالعه تغییرات مکانی کیفیت آب زیرزمینی از نظر شرب و کشاورزی در دشت قروه در استان کردستان با استفاده از داده‌های سالانه ۱۳۸۸ تا ۱۳۹۳ به این نتیجه رسیدند که مساحت مناطق دارای کلاس‌های مناسب‌تر در حال کاهش و مساحت مناطق دارای کلاس‌های نامناسب در حال افزایش است. همچنین، در این منطقه، داده‌های کیفیت آب در ماه‌های پرب آب و کم آب به ترتیب در ۳۶ درصد روند مثبت و ۶۴ درصد روند منفی معنی‌داری را در سطح ۹۵ درصد از خود نشان دادند. ناصری و همکاران (۱۳۹۹)، از یک رویکرد مکانی-زمانی کریجینگ برای بررسی الگوی کیفی حاکم بر تالاب بامدژ بر اساس چند شاخص کیفیت آب استفاده شد. با توجه به داده‌های مختلف ماهانه در ۲۳ نقطه، رویکردها و شاخص‌های مختلف پهنه‌بندی کیفیت تالاب موردسجش قرار گرفته و نقشه‌های کیفیت تالاب با توجه به شاخص‌های موردبررسی تهیه شد. نتایج نشان داد که شاخص‌های کیفیت در شمال شرقی، غرب و در برخی مواقع در جنوب شرقی وضعیت بهتری قرار دارند. Jeihouni و همکاران (۲۰۱۸) به ارزیابی بلندمدت بیلان آب زیرزمینی و نظارت بر کیفیت آب در شرق دشت‌های دریاچه ارومیه پرداختند. نتایج نشان داد که بیلان آب زیرزمینی در طول دوره مطالعه منفی است. علاوه بر این، کیفیت آبخوان‌ها در طی دوره مطالعه کاهش یافت که این کاهش، در غرب و جنوب غربی منطقه شدید بود. Bali و Dev (۲۰۱۸) به ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی و مناسب بودن آن برای مصارف شرب و کشاورزی در منطقه کنگره‌ایمال‌پرادش، هند پرداختند. نتایج نشان داد که اکثر متغیرهای کیفیت آب بیش‌ازحد تعیین‌شده توسط استانداردهای بین‌المللی و منطقه‌ای است. Jafari و همکاران (۲۰۱۸) به ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی برای مصارف شرب و کشاورزی در شهر ابهر ایران پرداختند. نتایج نشان داد که طبق استاندارد سازمان جهانی بهداشت و استاندارد ایران برای شرب،

کیفیت کاهش یافته و مشکل اصلی در بخش کشاورزی، سختی کل آب است. Ibrahim (۲۰۱۹) به بررسی کیفیت آب برای مصارف شرب با استفاده از شاخص کیفیت آب در اردن پرداخت. نتایج نشان داد که بر اساس استانداردهای اردن برای مصارف آشامیدنی، کلیه پارامترهای فیزیکی و شیمیایی تقریباً زیر حد مجاز هستند. El Baba و همکاران (۲۰۲۰) به ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی با استفاده از شاخص کیفیت آب و تجزیه و تحلیل ژئواستاتیک در استان دیر البلاح، نوار غزه پرداختند. نتایج نشان داد که تمام نمونه‌های آب به دلیل نفوذ آب دریای مدیترانه در سفره‌های ساحلی بسیار شور هستند. هدف از تحقیق حاضر بررسی روند تغییرات زمانی با استفاده از آزمون من کندال و تغییرات مکانی مشخصه‌های کیفی مختلف منابع آب زیرزمینی دشت بروجرد-دورود و طبقه‌بندی کیفیت کلی دشت با استفاده از شاخص GQI می‌باشد.

مواد و روش‌ها

محدوده دشت بروجرد- دورود بین عرض شمالی حداقل ۳۳ درجه و ۳۶ دقیقه و حداکثر ۳۴ درجه و ۶ دقیقه و طول شرقی حداقل ۴۸ درجه و ۲۷ دقیقه و حداکثر ۴۹ درجه و ۲۷ دقیقه قرار گرفته است. مساحت آن ۲۵۴۵/۸ کیلومتر مربع و جزء شمالی‌ترین قسمت‌های حوزه آبخیز کارون بزرگ است. وسعت محدوده‌ی مورد مطالعه در این تحقیق ۶۲۶/۲ کیلومتر مربع از کل دشت بروجرد-دورود می‌باشد و بقیه وسعت محدوده را ارتفاعات تشکیل می‌دهند. حداقل ارتفاع دشت ۱۴۳۷ متر مربوط به بخش‌های خروجی حوزه و حداکثر ارتفاع، مربوط به مناطق کوهستانی اطراف دشت و برابر با ۴۰۱۵ متر از سطح دریا و در جنوب شرقی آن است. بیشترین تراز آب زیرزمینی برابر ۱۵۹۴/۱۶ متر از سطح دریا در شمال تنها آبخوان این دشت قرار دارد و به تدریج به سمت نقاط مرکزی و جنوب شرق دشت، کاهش می‌یابد؛ بنابراین، کمترین تراز آب زیرزمینی به میزان ۱۴۵۲/۸۳ متر از سطح دریا در جنوب شرق آبخوان اندازه‌گیری شده است. بر این اساس، جهت جریان آب زیرزمینی در این دشت از ارتفاعات حاشیه شمالی به سمت مرکز و جنوب شرق است (شرکت مدیریت منابع آب ایران، ۱۳۹۵). در شکل ۱ نقشه هم‌عمق آب زیرزمینی و موقعیت دشت بروجرد- دورود مشخص شده است.



شکل ۱: الف- نقشه هم‌عمق آب زیرزمینی دشت بروجرد دورود (شرکت مدیریت منابع آب ایران، ۱۳۹۵) ب- موقعیت دشت در لرستان و کشور.

در پژوهش حاضر برای بررسی روند تغییرات زمانی، ارزیابی و طبقه‌بندی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بروجرد- دورود با استفاده از آزمون من-کندال و شاخص کیفیت آب زیرزمینی (GQI) و طبقه‌بندی شولر، از داده‌های کیفی دوره زمانی ۱۳۷۲-۱۳۹۵ مربوط به ۴۱ منبع موجود در دشت استفاده شد. این اطلاعات شامل کلسیم (Ca)، منیزیم (Mg)، سدیم (Na) و هدایت الکتریکی (EC) (سبزواری و همکاران، ۱۳۹۸)، کلر (Cl)، سولفات (SO₄)، اسیدیته (pH)، سختی کل (TH) و کل جامدات محلول (TDS) می‌باشد. برای مقایسه‌ی میزان پارامترهای دشت از استاندارد تحقیقات صنعتی ایران (ISIRI) استفاده گردید.

از آزمون من‌کندال به‌منظور بررسی و تحلیل روند سری زمانی پارامترها، استفاده می‌شود. این آزمون، ناپارامتریک می‌باشد که توسط من و کندال ارائه شده است (Mann, 1945 و Kendall, 1975). تست من کندال به‌صورت معادله‌های زیر می‌باشد:

آزمون من کندال با تعریف آماره S به‌صورت رابطه ۱ می‌باشد (Yue et al., 2002).

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k) \quad \text{رابطه ۱:}$$

که در آن x_j و x_i که به ترتیب i امین و j امین داده مشاهده‌ای و n اندازه نمونه (طول دوره آماری) است. تابع علامت با رابطه (۲) قابل محاسبه است.

$$Sgn(X) = \begin{cases} +1 & (x_i - x_k) > 0 \\ 0 & (x_i - x_k) = 0 \\ -1 & (x_i - x_k) < 0 \end{cases} \quad \text{رابطه ۲:}$$

با فرض مستقل بودن و یکنواخت بودن داده‌ها، میانگین و انحراف معیار S به صورت روابط (۳) و (۴) محاسبه می‌شوند:

$$E(S) = 0 \quad \text{رابطه ۳:}$$

$$v(s) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^m (i-1)(2t+5)}{18} \quad \text{رابطه ۴:}$$

که در آن، n: تعداد داده‌ها، m: تعداد گره‌ها و t: تعداد داده‌ها در هر گره است. منظور از گره این است که اگر از یک مقدار داده، بیشتر از یکی وجود داشته باشد، این مقادیر مساوی، تشکیل یک گره را می‌دهند و تعداد این مقادیر مساوی در گره m، t می‌باشد.

میزان نمره استاندارد شده Z که همان مقدار آماره من-کندال است از رابطه ۵ قابل محاسبه است:

$$z = \begin{cases} \frac{s-1}{\text{var}(s)} & s > 0 \\ 0 & s = 0 \\ \frac{s+1}{\text{var}(s)} & s < 0 \end{cases} \quad \text{رابطه ۵:}$$

چنانچه مقدار Z بزرگ‌تر از $\pm 1/96$ باشد داده‌ها دارای روند می‌باشند و فرض صفر رد می‌شود در غیر این صورت فاقد روند است.

Z: آماره توزیع نرمال استاندارد می‌باشد و در یک آزمون دو دامنه بسته به سطوح اعتماد مورد آزمون می‌تواند مقادیر مختلفی به خود گیرد و S: پارامتر روش من-کندال است که به نحوه محاسبه آن در بالا اشاره گردید. مقدار آماره Z برای سطوح اطمینان ۹۵ درصد و ۹۹ درصد به ترتیب برابر با $1/96$ و $2/58$ در نظر گرفته می‌شود.

در بررسی‌های آمار کلاسیک نمونه‌های به دست آمده از جامعه، عمدتاً به صورت تصادفی در نظر گرفته می‌شوند و مقدار اندازه‌گیری شده‌ی یک کمیت معین در یک نمونه‌ی خاص، هیچ‌گونه اطلاعاتی درباره‌ی مقدار همان کمیت در نمونه‌ی دیگر و به فاصله‌ی معلوم نخواهد داشت. در صورتی که در زمین‌آمار، بین مقادیر یک کمیت در جامعه، نمونه‌ها، فاصله و جهت قرار گرفتن نمونه‌ها نسبت به هم ارتباط برقرار می‌شود. همچنین در آمار کلاسیک، فرض می‌شود که تغییرپذیری یک متغیر تصادفی است. در صورتی که در زمین‌آمار، بخشی از آن تصادفی و بخش دیگر آن دارای ساختار و تابع فاصله و جهت است؛ بنابراین در زمین‌آمار ابتدا به بررسی وجود یا نبود ساختار مکانی بین داده‌ها پرداخته می‌شود و سپس در صورت وجود ساختار مکانی تحلیل داده‌ها انجام می‌گیرد. زمین‌آمار شاخه‌ای از علم آمار است که مبتنی بر نظریه‌ی متغیرهای ناحیه‌ای است. هر متغیری که در فضای سه‌بعدی توزیع شده باشد و دارای وابستگی مکانی باشد، متغیر ناحیه‌ای نامیده می‌شود و در مطالعات زمین‌آمار بحث و بررسی می‌گردد. مقدار متغیر ناحیه‌ای $Z(x)$ در هر نقطه، به دو مؤلفه‌ی قطعی و تصادفی تجزیه می‌شود؛ بنابراین می‌توان نوشت (رابطه ۶):

$$Z(x) = m(x) + L(x) \quad \text{رابطه ۶:}$$

که در آن $Z(x)$: متغیر ناحیه‌ای در نقطه‌ای به مختصات (x) ، $m(x)$: مؤلفه‌ی قطعی متغیر ناحیه‌ای و $L(x)$: مؤلفه‌ی تصادفی متغیر ناحیه‌ای است. در صورتی که متغیر ناحیه‌ای دارای ساختار مکانی مناسبی باشد، تحلیل‌های بسیاری را بر روی آن می‌توان به عمل آورد که از جمله آن‌ها

می‌توان به برآورد متغیر موردنظر در نقاط بدون آمار و طراحی نمونه‌برداری اشاره کرد. لازم به ذکر است، شرط استفاده از روش‌های زمین‌آمار، این است که داده‌ها به توزیع نرمال نزدیک باشند.

کریجینگ: یک روش تخمین است که بر منطق میانگین متحرک وزن‌دار استوار می‌باشد و به‌عنوان بهترین تخمین گر خطی نااریب شناخته می‌شود (Gaus et al., 2003). شرط استفاده از روش کریجینگ آن است که متغیر Z دارای توزیع نرمال باشد. در غیر این صورت باید از روش کریجینگ غیرخطی استفاده و یا به نحوی توزیع متغیر نرمال گردد. رابطه کلی کریجینگ به‌صورت رابطه ۷ است:

$$Z^*(x_i) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad \text{رابطه ۷:}$$

که در آن، $Z^*(x_i)$: مقدار تخمینی متغیر در موقعیت x_i ، λ_i : وزن مربوط به نمونه i ام، $Z(x_i)$: مقدار متغیر i ام و n نیز تعداد مشاهدات است. شاخص کیفیت آب‌های زیرزمینی (GQI):

این فرآیند شامل تغییر مکانی اندازه‌گیری‌ها و تبدیل‌های چندباره داده‌های کیفیت آب زیرزمینی به‌صورت یک مقدار رتبه‌بندی شاخص کیفیت آب زیرزمینی است.

نقش اولیه (I):

در مرحله اول نقشه‌های غلظت برای هر پارامتر از داده‌های نقطه‌ای با استفاده از روش درون‌یابی کریجینگ با عنوان نقشه‌های اولیه (I) تهیه می‌شوند. دلیل استفاده از کریجینگ این است که برخلاف دیگر روش‌های درون‌یابی، کریجینگ مبتنی بر روشی آماری است. این روش، میانگین وزنی روی داده‌های نقطه‌ای اجرا می‌کند جایی که خروجی برابر مجموع ضرایب مقادیر نقطه‌ای و وزن‌ها تقسیم‌بر مجموع وزن‌ها برآورد می‌شود. $\div 1$ وزنی در کریجینگ با استفاده از یک مدل نیم‌تغییرنا تعریف‌شده، با کاربری مبتنی بر خروجی همبستگی مکانی و تحلیل الگوی شرح داده‌شده در مرحله قبل تعیین شده‌اند. پیش‌فرض این روش، نرمال بودن داده‌ها می‌باشد. لذا نرمال بودن داده‌ها بررسی شد. در مرحله دوم، با آزمون مدل‌های مختلف برازش در کریجینگ و بررسی ریشه مربع میانگین استاندارد شده و میانگین استاندارد شده درون‌یابی اجرا شد.

نقشه اولیه (II):

برای بیان کردن داده‌ها به‌صورت نرم جهانی، غلظت اندازه‌گیری شده در هر سلول X' ، در نقشه اولیه، به مقدار استاندارد مطلوب آن (ISIRI)، X ، (جدول ۱) با استفاده از شاخص اختلاف نرمال شده ارائه می‌شود.

$$C = (X' - X) / (X' + X) \quad \text{رابطه ۸:}$$

نقشه به‌دست‌آمده نشان می‌دهد که برای هر سلول، یک مقدار شاخص آلودگی با محدوده بین ۱- تا ۱ وجود دارد. نقشه بیانگر شاخص آلودگی است که به‌عنوان نسبت بین غلظت اندازه‌گیری شده آلاینده و حداکثر سطح آلاینده قابل‌پذیرش محاسبه شده است.

نقشه رتبه‌بندی:

در این مرحله، شاخص آلودگی (نقشه اولیه)، به یک نقشه رتبه‌بندی با محدوده بین ۱ تا ۱۰ تبدیل می‌شود. رتبه ۱ نشان‌دهنده کم‌ترین تأثیر آب زیرزمینی و رتبه ۱۰ بیشینه آن است. در نقشه جدید، کم‌ترین سطح شاخص آلودگی (۱-) برابر با ۱، سطح حد واسط (۰) برابر با ۵ و بیش‌ترین سطح (۱) معادل با ۱۰ است؛ بنابراین، می‌توان از تابع چندجمله‌ای زیر با محدوده تغییرات ۱ تا ۱۰ استفاده کرد. در این معادله C ، مقدار شاخص آلاینده برای هر سلول و r مقدار رتبه مربوط به آن است.

$$r = 0.5 * C^2 + 4.5 * C + 5 \quad \text{رابطه ۹:}$$

محاسبه‌ی GQI :

شاخص کیفیت آب زیرزمینی از این معادله به دست می‌آید:

$$GQI=100-((r_1w_1+r_2w_2+...+r_nw_n)/N) \quad \text{رابطه ۱۰:}$$

در رابطه ۱۰، r میزان نقشه رتبه‌بندی (۱ تا ۱۰)، W وزن نسبی پارامترها و N تعداد کل پارامترهای استفاده‌شده در تحلیل‌ها هستند. وزن نسبی هر پارامتر، به مقدار میانگین رتبه‌بندی (r) آن‌ها ارتباط دارد. در مورد پارامترهایی که اثرات بهداشتی بالقوه دارند، از رابطه $(\text{mean } r+2)$ با شرط $r < 8$ در محیط آرک مپ استفاده می‌شود. قسمت اصلی شاخص کیفیت آب زیرزمینی نشان‌دهنده ترکیب خطی میانگین از فاکتورهاست. وزن مختص هر پارامتر بیان‌کننده اهمیت نسبی آن پارامتر در آب زیرزمینی مربوط به مقدار رتبه‌بندی میانگین (نقشه رتبه‌بندی) آن است. پارامترهایی که تأثیر بیشتری بر کیفیت آب‌های زیرزمینی (میزان میانگین بالا) دارند، در ارزیابی کلی کیفیت آب زیرزمینی مهم‌تر هستند. در این پژوهش، بر آلاینده‌هایی که خطر بالقوه‌ای برای سلامتی انسان دارند، تأکید ویژه‌ای شده است ($W=\text{mean } r+2$). درنهایت و با تقسیم حاصل ضرب رتبه هر پارامتر در وزن میانگین آن بر تعداد کل پارامترها، شاخص کیفیت آب زیرزمینی با محدوده مقدار شاخص بین ۱ تا ۱۰۰ به دست می‌آید. به‌این ترتیب تأثیر پارامترهای به‌صورت انفرادی تا حد زیادی کاهش می‌یابد و محاسبه شاخص هرگز به تعداد معینی از پارامترهای شیمیایی محدود نمی‌گردد. ۱۰۰ در قسمت اول این معادله، باعث می‌شود که مقادیر نزدیک به عدد ۱۰۰ نشان‌دهنده کیفیت مطلوب و مقادیر نزدیک به ۱ کیفیت نامطلوب را نشان دهند. جدول ۱ کلاس‌بندی مقادیر شاخص GQI را نشان می‌دهد.

جدول ۱: طبقه‌بندی کیفیت بر اساس شاخص GQI (Babiker et al., 2007).

مقدار GQI	۱۰۰-۹۰	۹۰-۷۰	۷۰-۵۰	۵۰-۲۰	۲۰-۰
کلاس کیفیت آب	مناسب	قابل قبول	متوسط	نامناسب	کاملاً نامطابق

دیاگرام شولر یکی از مهم‌ترین طبقه‌بندی‌ها جهت بررسی کیفیت آب از نظر شرب می‌باشد. دیاگرام شولر، غلظت یون‌های اصلی را برحسب میلی‌اکی‌والان گرم در لیتر نشان می‌دهد. در این نمودار بر اساس پارامترهای شیمیایی سدیم، کلر، سولفات، کلسیم، منیزیم و pH، آب‌ها از نظر مصارف آشامیدنی تقسیم می‌شوند. جدول ۲ نشان‌دهنده مقادیر طبقه‌بندی غلظت پارامترهای کیفی بر اساس طبقه‌بندی شولر و استاندارد تحقیقات صنعتی ایران می‌باشد.

جدول ۲: طبقه‌بندی آب شرب طبق دیاگرام شولر و ISIRI (میلی‌اکی‌والان گرم در لیتر).

پارامتر	خوب	قابل قبول	نامناسب	بد	ISIRI
pH	7/2	7/8	9	10	۶/۵-۸/۵
Ca	20	25	85	130	300
Mg	4/5	6	37	72	200
Na	69	73	104	730	200
So4	37	48	57	650	400
Cl	28	35	54	550	400
TDS	<۵۰۰	۱۰۰۰-۵۰۰	۱۰۰۰-۴۰۰۰	۴۰۰۰>	1500
EC	-	-	-	-	.
HCO3	-	-	-	-	-

پارامتر	خوب	قابل قبول	نامناسب	بد	ISIRI
K	-	-	-	-	-
TH	۲۵۰ <	۲۵۰-۵۰۰	۵۰۰-۲۰۰۰	۲۰۰۰ >	۳۰۰

نتایج

جدول ۳ نشان‌دهنده‌ی آمار توصیفی پارامترهای کیفیت منابع آب زیرزمینی مورد مطالعه می‌باشد. اسیدیته (pH): تعیین این پارامتر در مناطق مختلف دارای اهمیت زیادی است چون میزان رسوب‌گذاری و یا خوردگی آب را نشان می‌دهد. تغییرات pH از ۷/۰۳ تا ۸/۱۷ متغیر می‌باشد. طبق ISIRI مقدار این مشخصه در حد استاندارد قرار دارد. سدیم (Na): تغییرات این پارامتر در دشت از ۰/۰۱ تا ۵ میلی‌اکی‌والان در لیتر متغیر می‌باشد. هدایت الکتریکی (EC): تغییرات شوری آب در طول مسیر جریان زیاد می‌باشد. معمولاً در طول جریانات آب زیرسطحی، تبادل یونی صورت گرفته و با افزایش مقدار املاح محلول، میزان هدایت الکتریکی افزایش می‌یابد. در محل منبع تغذیه مقدار EC حداقل می‌باشد. حداقل میزان EC، ۲۸۸ و حداکثر آن ۱۳۷۷ میکرو موس بر سانتی‌متر می‌باشد، معمولاً طبق استاندارد، منابع آبی که EC بیشتر از ۴۰۰۰ میکرو موس دارند برای کشاورزی مضر بوده و باعث افزایش شوری خاک و تخریب محصول می‌گردد و معمولاً گیاهان مقاوم به شوری آب‌های با EC کمتر از ۷۰۰۰ میکرو موس را تحمل می‌کنند. ISIRI در خصوص هدایت الکتریکی حد مجاز و مطلوب آن، استاندارد را ارائه نکرده است ولی مجمع اروپایی حد مطلوب ۴۰۰ میکرو موس را پیشنهاد می‌کند. با توجه به استاندارد تعریف‌شده منابع مورد مطالعه شامل نمونه‌های بالاتر از حد مجاز می‌باشند.

کل جامدات محلول (TDS): افزایش این پارامتر متناسب با افزایش EC است و این دو باهم رابطه خطی دارند. حداقل مقدار TDS برابر ۱۸۱ و حداکثر مقدار آن ۹۰۸ می‌باشد. بر اساس ISIRI مقادیر شاخص TDS در حد مجاز قرار دارند. بی‌کربنات (HCO₃): دلیل افزایش یون بی‌کربنات تغذیه از سازندهای آهکی و کربنات است. حداقل میزان این پارامتر ۲/۳ میلی‌اکی‌والان در لیتر و حداکثر آن ۶/۵ میلی‌اکی‌والان در لیتر است.

سولفات (SO₄): تغییرات یون سولفات از حداقل ۰/۱۸ تا ۲/۵۲ میلی‌اکی‌والان در لیتر متغیر می‌باشد. کاتیون‌های کلسیم (Ca)، منیزیم (Mg) و سدیم (Na): حداقل یون کلسیم ۱/۲ و حداکثر آن ۵ میلی‌اکی‌والان در لیتر می‌باشد. مقدار یون منیزیم از حداقل ۰/۵ تا ۵/۳ میلی‌اکی‌والان در لیتر متغیر است. حداکثر میزان سدیم ۳/۵ میلی‌اکی‌والان در لیتر و حداقل آن ۰/۳ میلی‌اکی‌والان در لیتر می‌باشد.

نسبت جذبی سدیم (SAR): این نسبت که با محاسبه‌ی کاتیون‌های کلسیم، منیزیم و سدیم حاصل می‌گردد بیانگر شوری آب است. حداقل این مشخصه در دشت ۰/۰۲ و حداکثر آن ۱/۷۴ می‌باشد.

پتاسیم (K): حداقل این شاخص صفر و حداکثر آن ۰/۲۲ می‌باشد.

کلر (Cl): چنانچه این مشخصه از حد استاندارد بیشتر شود برای گیاهان مضر می‌باشد و همچنین یکی از عوامل شوری آب شرب محسوب می‌گردد. در حوضه مورد مطالعه، مقدار یون کلر از حداقل ۰/۲ میلی‌اکی‌والان در لیتر تا حداکثر ۸/۵ میلی‌اکی‌والان متغیر است.

جدول ۳: آمار توصیفی مشخصه‌های کیفی دشت مورد مطالعه (میلی‌اکی‌والان گرم در لیتر) در دوره (۱۳۷۲-۱۳۹۵).

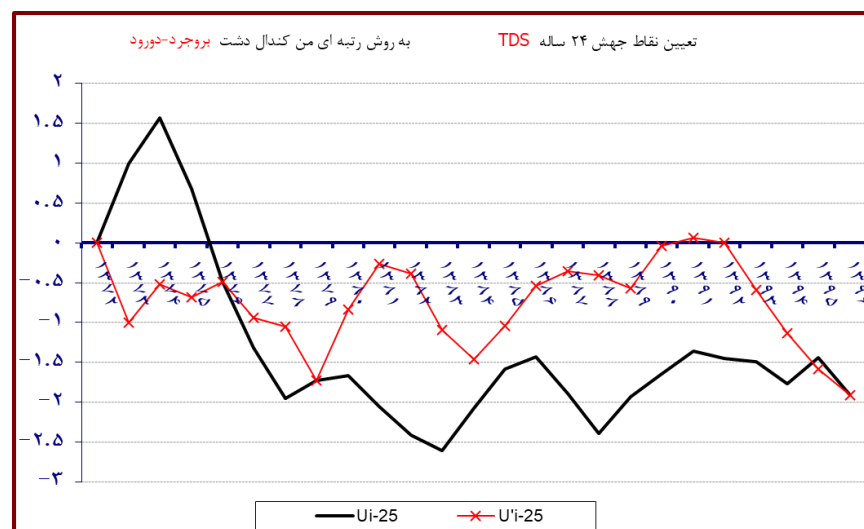
مشخصه	حداکثر	حداقل	انحراف معیار	میانگین
SO ₄	۲/۵۲	۰/۱۸	۰/۴۹	۰/۵۷
Cl	۸/۵	۰/۲	۱/۳۲	۰/۹۶
HCO ₃	۶/۵	۲/۳	۰/۸۶	۳/۶۸
K	۰/۲۲	۰	۰/۰۳	۰/۰۲
Mg	۵/۳	۰/۵	۰/۸۶	۱/۷۲
Ca	۵	۱/۲	۰/۷۹	۲/۶۵
pH	۸/۱۷	۷/۰۳	۰/۲۳	۷/۶۸
TDS	۹۰۸	۱۸۱	۱۳۸/۴	۳۴۰/۱
TH	۵۱۰	۱۳۵	۷۳/۶۴	۲۱۹/۱۸
SAR	۱/۷۴	۰/۰۲	۰/۴۹	۰/۵۴
Na	۵	۰/۰۱	۰/۸۱	۰/۸۶
EC	۱۳۷۷	۲۸۸	۲۱۰/۸	۵۳۰/۳

در جدول ۴، میزان آماری من‌کندال محاسبه شده برای پارامترهای کیفی آب زیرزمینی دشت آورده است. بر اساس این مقادیر مشخص شد که در بازه‌ی زمانی (۱۳۷۲-۱۳۹۵)، پارامترهای Cl و pH به دلیل دارای بودن آماره Z مثبت، دارای روند افزایشی بوده که روند pH در سطح ۹۵ درصد معنی‌دار است. در مقابل، بقیه پارامترها دارای آماری Z منفی بوده که بیانگر روند کاهشی آن‌هاست و روند تغییرات HCO₃ در سطح ۹۵ درصد معنی‌دار بوده است. شکل ۲ نشان‌دهنده نمودار من‌کندال پارامتر TDS دشت است که نشان‌دهنده‌ی روند تغییرات این پارامتر در بازه زمانی ۲۴ سال می‌باشد.

جدول ۴: آماره آزمون من-کندال برخی پارامترهای کیفیت منابع آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه (۱۳۷۲-۱۳۹۵).

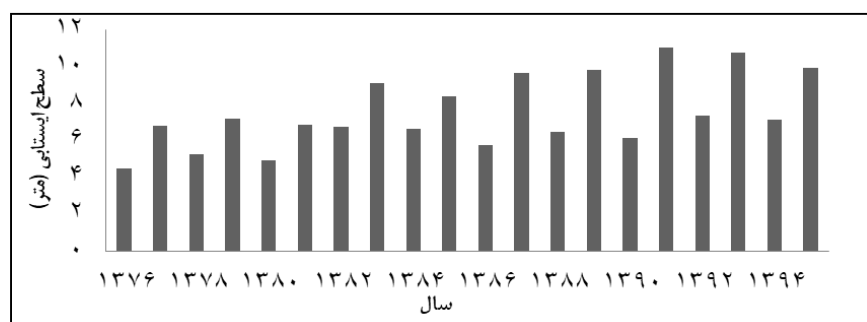
پارامتر	HCO ₃ *	Na*	Mg*	Ca*	SAR*	EC*	SO ₄	Cl	pH	TDS	TH
آماره Z	۲۶/۲-	۳۱/۱-	۱۹/۱-	۵۱/۱-	۲۶/۱-	۶۱/۱-	-۱/۳۱	۰/۰۲	۲/۱	-۱/۴۱	-۱/۷۱

* سیزواری و همکاران (۱۳۹۸)



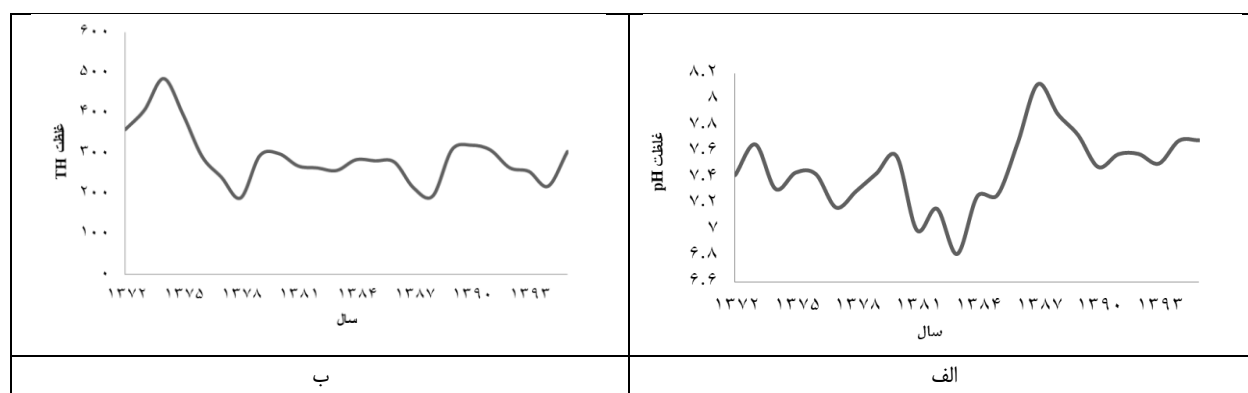
شکل ۲: نمودار من-کندال مربوط پارامتر TDS (۱۳۷۲-۱۳۹۵).

نمودار شکل ۳، دربردارنده تغییرات سطح ایستابی چاه‌های دشت در بازه زمانی ۱۳۷۶-۱۳۹۵ است. با توجه به این نمودار، عمق آب زیرزمینی در تابستان ۱۳۹۱ در بیشترین حد خود بوده و کم‌ترین عمق در زمستان ۱۳۷۶ بوده است. کاهش عمق آب زیرزمینی تقریباً در پاییز و زمستان همه‌سال‌ها مشاهده می‌شود و بیانگر تغذیه آبخوان هم‌زمان با شروع ریزش‌های جوی و اتمام فصل کشاورزی تا اواسط بهار و ذوب شدن برف‌ها می‌باشد. این موضوع حاکی از وابستگی آبخوان به تغذیه از ریزش‌های جوی است. با شروع فصل کشاورزی و برداشت از منابع آب زیرزمینی، عمق آب افزایش یافته و این افزایش تا مهرماه ادامه می‌یابد. به‌طور کلی عمق آب زیرزمینی از ۴/۵ متر در سال ۷۶ تا ۹/۹ متر در سال ۹۵ (۵/۴ متر) افزایش یافته است؛ یعنی به‌طور میانگین هر سال حدود ۰/۲۷ متر عمق آب زیرزمینی افزایش یافته است. حداقل و حداکثر عمق آب زیرزمینی به ترتیب ۴/۵ و ۱۱ متر بوده است.



شکل ۳: نمودار تغییرات سطح ایستابی منابع آب زیرزمینی دشت (۱۳۷۶-۱۳۹۵).

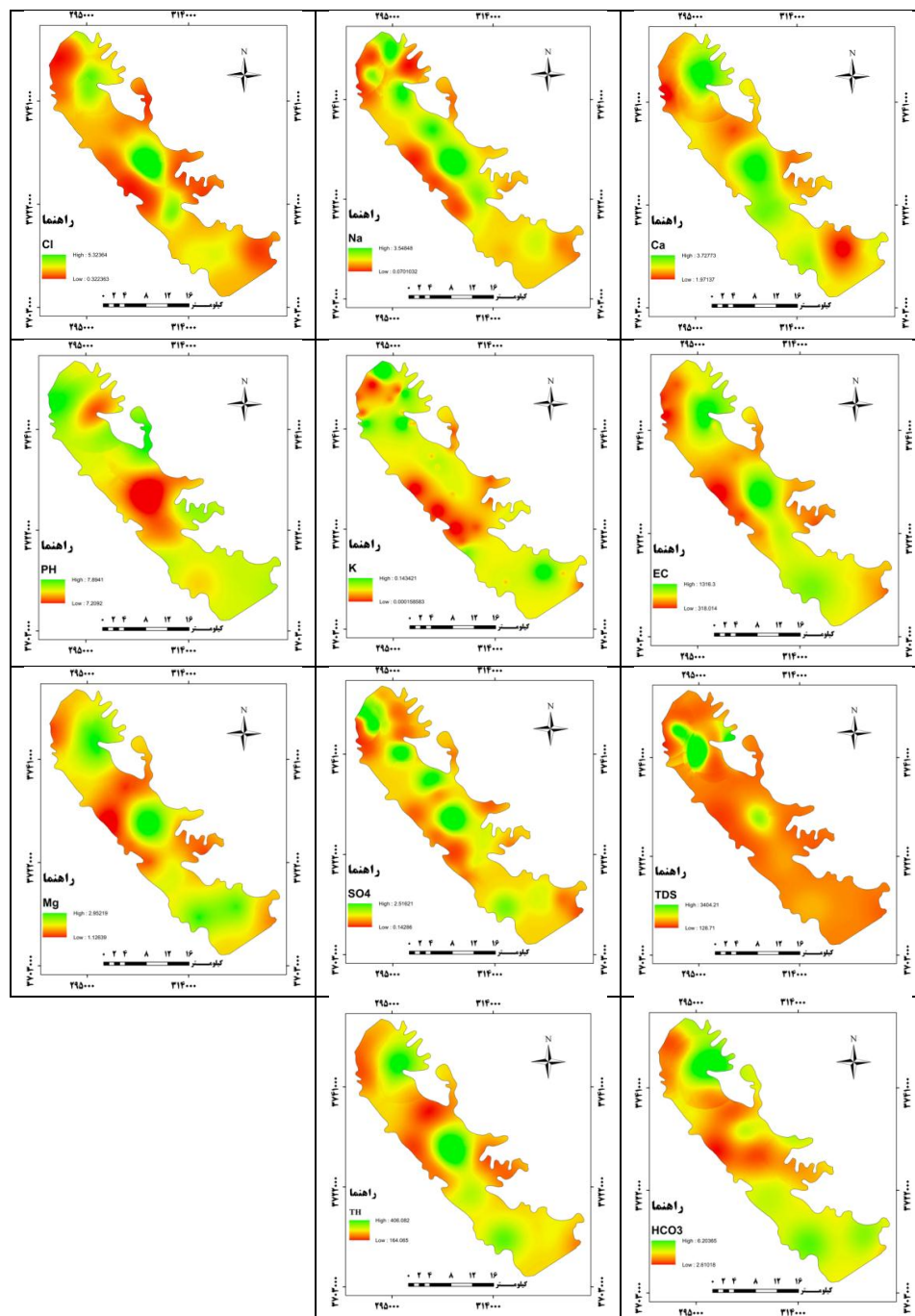
شکل ۴ الف و ب به ترتیب، نشان‌دهنده تغییرات پارامترهای pH و TH در دوره زمانی ۱۳۷۲-۱۳۹۵ است. با توجه به این شکل غلظت pH افزایش و غلظت TH کاهش یافته است.



شکل ۴: الف- نمودار تغییرات pH ب- نمودار تغییرات TH منابع آب زیرزمینی دشت مورد مطالعه (۱۳۷۲-۱۳۹۵).

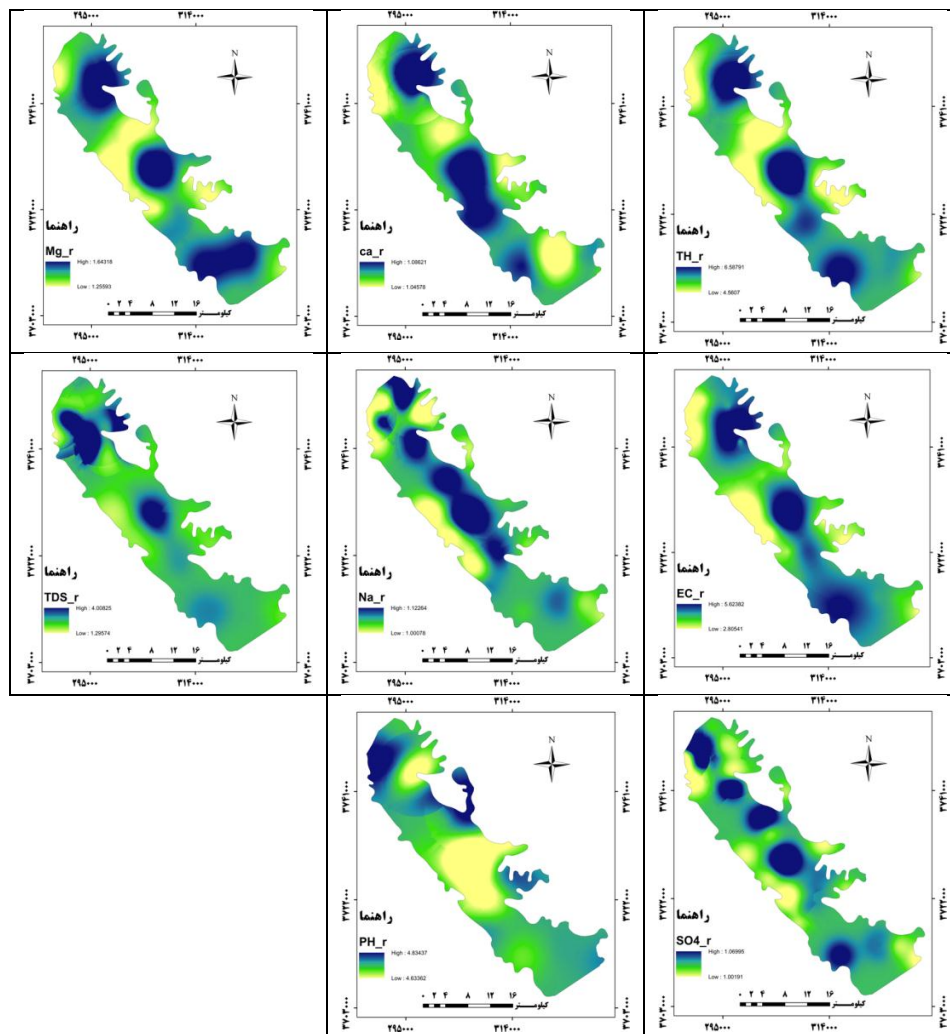
برای بررسی تغییرات مکانی مشخصه‌های کیفی، ابتدا روش‌های مختلف درون‌یابی مورد مقایسه قرار گرفت. از بین روش‌های مختلف، روش درون‌یابی کریجینگ به دلیل دارا بودن معیار خطا به‌عنوان مناسب‌ترین روش انتخاب گردید (سبزواری و همکاران، ۱۳۹۸). شکل ۵ نشان‌دهنده نقشه‌های پهنه‌بندی مشخصه‌های کیفی دشت مطالعاتی می‌باشد. بر اساس این نقشه‌ها، بیش‌ترین غلظت پتاسیم در غرب، بیش‌ترین آلودگی سدیم، کلسیم و EC در مرکز و شمال شرق دشت، کم‌ترین آلودگی pH، پتاسیم و بی‌کربنات در مرکز و غرب دشت، بیش‌ترین میزان سولفات در

نواحی مرکزی متمایل به شرق، بیشترین میزان سختی و منیزیم آب در مرکز و جنوب و بیشترین غلظت کل جامدات محلول در نقاطی از مرکز متمایل به شمال وجود دارد.



شکل ۵: نقشه‌ی تغییرات مکانی مشخصات کیفی دشت مورد مطالعه در سال ۱۳۹۵.

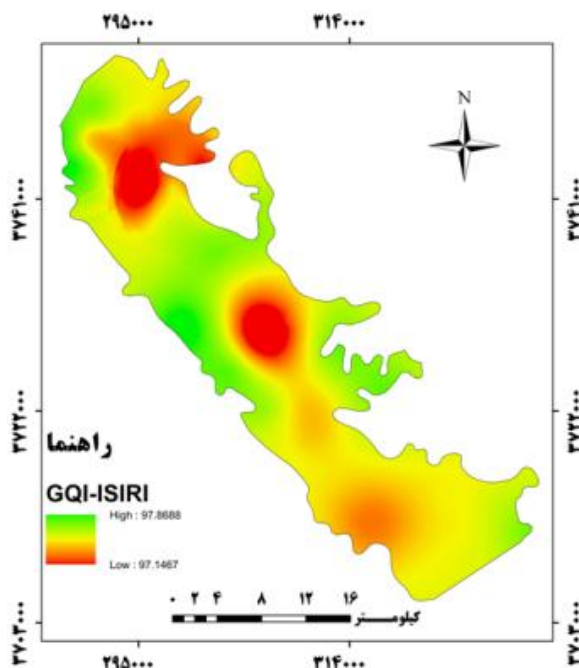
در شکل ۶ نقشه‌های رتبه‌بندی مشخصات کیفی دشت نشان داده شده است. در این نقشه‌ها، کم‌ترین مقدار رتبه با رنگ زرد و بیش‌ترین مقدار با رنگ آبی مشخص شده است. بر اساس نقشه‌ی رتبه‌بندی بیش‌ترین رتبه مربوط به پارامترهای TH، pH و EC می‌باشد. این بدین معناست که اثرگذاری این پارامترها بر آب زیرزمینی بیش‌تر از سایر پارامترها بوده است. این در حالی است که کم‌ترین رتبه‌ها به Na، Ca و SO₄ اختصاص داشته است و این پارامترها تأثیر کم‌تری نسبت به سایر پارامترها بر آب زیرزمینی دشت داشته‌اند. در نواحی مرکزی، شمال شرقی و جنوب غربی، همه‌ی پارامترها به جز pH که در مرکز دارای کم‌ترین رتبه است، دارای بیش‌ترین رتبه هستند. درحالی‌که غالباً کم‌ترین میزان رتبه پارامترها در نواحی غربی و شمال غربی دشت قرار دارد.



شکل ۶: نقشه‌ی توزیع مکانی رتبه‌بندی مشخصات کیفی دشت مورد مطالعه در سال ۱۳۹۵.

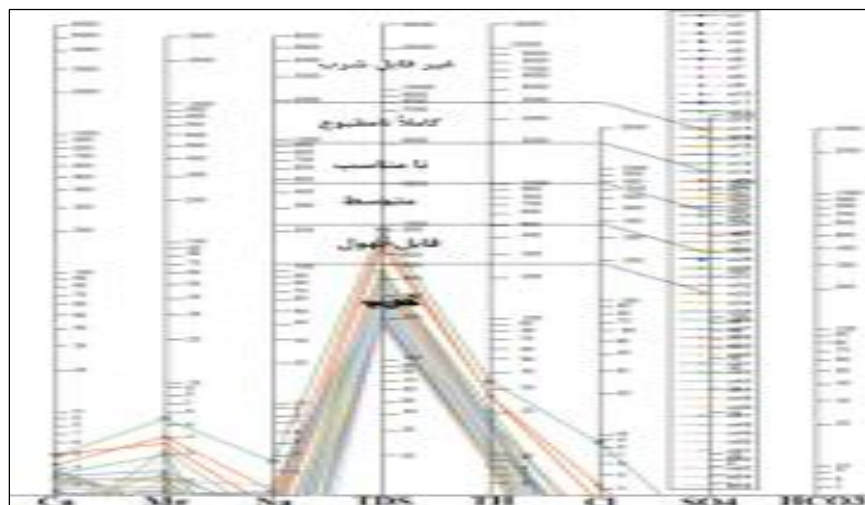
شکل ۷، نقشه‌ی پهنه‌بندی شاخص GQI دشت بروجرد-دورود می‌باشد. بر اساس این نقشه و بازه‌ی تغییرات مقدار GQI، کل دشت در کلاس مناسب قرار دارد. با این وجود در نواحی مرکز و شمال شرق دشت، کیفیت پایین‌تر از سایر نواحی دشت می‌باشد. دلیل این امر، وجود حداکثر غلظت مشخصه‌های کیفی در این نواحی از دشت بروجرد- دورود، خصوصاً EC و TH که بیش‌ترین اثرگذاری را بر منابع زیرزمینی داشته‌اند،

می‌باشد. یکی از اصلی‌ترین دلایل تمرکز غلظت پارامترهای کیفی در نواحی مرکزی دشت، قرار گرفتن این نواحی در قسمت خروجی آبخوان می‌باشد.



شکل ۷: نقشه‌ی پهنه‌بندی GQI در دشت مورد مطالعه در سال ۱۳۹۵.

یکی از اهداف پژوهش حاضر، صحت‌سنجی نتایج حاصل از شاخص GQI با استفاده از طبقه‌بندی شولر می‌باشد. دلیل انتخاب طبقه‌بندی شولر، دخالت تعداد پارامترهای بیشتر نسبت به طبقه‌بندی‌های دیگر و سخت‌گیرانه‌تر بودن آن می‌باشد. برای این منظور گراف شولر برای 41 منبع آب زیرزمینی دشت استخراج شد (شکل ۸). بر اساس این گراف، کیفیت منابع آب زیرزمینی در کلاس خوب و قابل قبول قرار گرفت. این نتیجه تأییدکننده‌ی نتیجه‌ی حاصل از طبقه‌بندی GQI می‌باشد.



شکل ۸: گراف شولر منابع آب زیرزمینی دشت مطالعاتی در سال ۱۳۹۵.

بحث و نتیجه‌گیری

بررسی روند تغییرات زمانی پارامترهای کیفی نشان داد که روند اسیدیته و کلر افزایشی بوده که روند اسیدیته در سطح ۹۵ درصد معنی‌دار بوده است در مقابل روند بقیه پارامترها کاهش یافته بوده که روند تغییرات HCO_3 در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار بوده است. کاهش آلودگی می‌تواند در طی فیلتراسیون، ته‌نشینی ذرات معلق و نفوذ که به خصوصیات فیزیکی و هیدرودینامیک آبخوان وابسته است، رخ دهد. فراریت آلاینده‌ها، به جز مواردی که تبدیل جزء غیر فرار به فرار در داخل آب رخ می‌دهد، بیش‌تر به خواص آلاینده بستگی دارد و نه آبخوان یا آب زیرزمینی. فرآیندهای زمین‌شناسی که سرنوشت آلاینده‌ها را در طی انتقال به آب زیرزمینی تعیین می‌کنند، به طبیعت آبخوان (کانی‌ها، ترکیب شیمیایی، محتوای مواد آلی، حضور باکتری‌ها) و طبیعت آب زیرزمینی که به ترکیب آبخوان وابسته است، بستگی دارد. با توجه به بررسی انجام‌شده مشاهده شد که غلظت مشخصه‌های کیفی دشت بروجرد-دورود در سال ۱۳۹۵ بر اساس ISIRI در حد مجاز قرار دارند. Ibrahim (۲۰۱۹) نیز در تحقیق خود به نتیجه مشابه دست‌یافت. از نظر مکانی، بیشترین غلظت همه‌ی مشخصه‌های کیفی به جز pH در مرکز دشت متمرکز شده است. ناحیه‌ی شمال شرق دشت نیز مستعد آلودگی بالا نسبت به سایر نواحی دشت خصوصاً از نظر کاتیون‌ها و EC می‌باشد. به‌طور کلی الگوی توزیع پارامترهای کلسیم، منیزیم، TH و EC مشابه هم می‌باشد. خسروی و همکاران (۱۳۹۴) در دشت یزد- اردکان و دشتی‌برمکی و همکاران (۱۳۹۳) در دشت لنجانان به این نتیجه رسیدند که الگوی تغییرات مکانی سدیم، کلر، سولفات، TDS و GQI مشابه است. با توجه به رتبه‌بندی همه‌ی مشخصه‌های کیفی مشخص شد که pH، TH و EC بیشترین تأثیر را بر کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت داشته‌اند. Alam و همکاران (۲۰۲۰) در تحقیق خود به ترتیب پارامترهای EC، TDS، شوری، یون‌های سدیم و کلر و سولفات را مهم‌ترین پارامترهای تأثیرگذار بر کیفیت آب منطقه چندل کشور هندوستان، معرفی کردند. Ramesh و Elango (۲۰۱۲) هم در تحقیق خود دریافتند که بیشترین اثرگذاری بر کیفیت آب زیرزمینی متعلق به pH بوده است. خسروی و همکاران (۱۳۹۴) و دشتی‌برمکی و همکاران (۱۳۹۳) در پژوهش خود به این نتیجه رسیدند که سه پارامتر کلر، سدیم و TDS بیشترین اثرگذاری را بر آب زیرزمینی داشته است. با توجه به تغییرپذیری مکانی آلاینده‌های مختلف و طیف گسترده پارامترهای اندازه‌گیری شده، به‌طور کلی توصیف کیفیت آب، امر دشواری است؛ بنابراین استفاده از شاخص‌های کیفیت آب می‌تواند شرایط کلی کیفیت آب را به‌طور خلاصه و قابل‌درک ارائه کرده و بیان دارند که آیا کیفیت کلی آب زیرزمینی تهدیدی برای مصارف مختلف خواهد بود یا خیر. کاربرد شاخص کیفیت آب زیرزمینی در این پژوهش نشان داد که کیفیت کلی دشت بروجرد-دورود در رده‌ی مناسب قرار دارد. اسلامی و همکاران (۱۳۹۶) در پژوهش خود به این نتیجه رسیدند که به‌جز تعداد کمی از نمونه‌ها در بقیه‌ی نمونه‌ها، میزان شاخص کیفیت بیانگر کیفیت بد، خیلی بد و غیرقابل‌شرب است که این موضوع لزوم فرآیند تصفیه‌ی آب را ضروری می‌سازد. در پایان صحت‌سنجی نتیجه حاصل از GQI با شاخص شولر بیانگر قابل‌اعتماد بودن این نتایج می‌باشد.

منابع

- پارسایی، ز.، محمودی، م. ع. و اکدرنژاد، ا.، ۱۳۹۹. ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی برای شرب و کشاورزی در دشت قروه، نشریه علمی اکو بیولوژی تالاب، ۱۲ (۴)، صفحات ۸۰-۶۵.
- جودوی، ا. و زارع، م.، ۱۳۸۸. معرفی شاخص GQI برای ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی برای اهداف آب آشامیدنی، بیست و هفتمین همایش علوم زمین و سیزدهمین کنفرانس انجمن زمین‌شناسی ایران، تهران.
- خسروی، ح.، حیدری، ا.، زهتابیان، غ. و بذرافشان، ج.، ۱۳۹۴. بررسی روند زمانی و مکانی شاخص منابع آب زیرزمینی (مطالعه موردی: دشت یزد-اردکان)، مراتع و تحقیقات کویر ایران، ۲۲ (۴)، صفحات ۷۲۰-۷۱۱.
- دبیری، ر.، بخشی‌زاده، م. و مولائی، ح.، ۱۳۹۵. مطالعات هیدروژئوشیمی و ارزیابی تغییرات آب زیرزمینی دشت سنگان-خواف با استفاده از شاخص GQI، مجله علوم خاک و آب، ۲۶ (۴)، صفحات ۳۳۶-۳۲۵.

دشتی برمکی، م.، رضایی، م. و صابری نصر، ا.، ۱۳۹۳. ارزیابی شاخص کیفیت آب‌های زیرزمینی (GQI) در آبخوان لتجانان با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی، مجله زمین‌شناسی مهندسی، سال هشتم، ۲، صفحات ۳۸-۲۱.

زهتاییان، غ.، جان فر، ع.، عسکری، ح. و نعمت الهی، م.، ۱۳۸۹. مدل‌سازی توزیع مکانی برخی از خصوصیات شیمیایی آب‌های زیرزمینی (مطالعه موردی در حوزه آبخیز گرمسار)، نشریه تحقیقات مرتع و بیابان ایران، ۱۷ (۱)، صفحات ۷۳-۶۱.

سبزواری، ی.، حق‌آبی، ا. ح. و نصرالهی، ع. ح.، ۱۳۹۸. ارزیابی کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت بروجرد-دورود و تأثیر آن بر نفوذپذیری خاک‌های زراعی با تحلیل‌های آماری و زمین‌آمار. مجله علمی پژوهشی مهندسی اکوسیستم بیابان، ۸ (۲۵)، صفحات ۳۸-۲۷.

شرکت مدیریت منابع آب ایران، ۱۳۹۵. مطالعات تعادل منابع آب در منطقه مورد مطالعه حوضه کارون، دوره ۵: گزارش ارزیابی منابع آب، ضمیمه ۳۹: تعادل آب منطقه مطالعه دورود- بروجرد.

ناصری، م.، منعم، ج.، شاهوردی، ک. و افسوس، م.، ۱۳۹۹. پهنه‌بندی کیفیت آب تالاب بامدژ (استان خوزستان) با رویکرد مکانی-زمانی کریجینگ. نشریه علمی اکوبیولوژی تالاب، ۱۲ (۴۴)، صفحات ۳۶-۱۹.

Alam, W., Singh, K. S., Gyanendra, Y., Laishram, R. J. and Nesa, N., 2020. Hydrogeochemical assessment of groundwater quality for few habitations of Chandel District, Manipur (India). *Applied Water Science*, 10: 123.

Azaza Hamzaoui, F., Ketata, M., Bouhlila, R., Gueddari, M. and Riberio, L., 2011. Hydrogeochemical characteristics and assessment of drinking water quality in Zeuss-Koutine aquifer, southeastern Tunisia. *Environmental Monitoring and Assessment*. 174(1-4): 283-298.

Babiker, S., Mohamed, M. A. A. and Hiyama, T., 2007. Assessing groundwater Quality using GIS. *Water Resources Management*, 21(4): 699-715.

Coletti, C., Testezlaf, R., Ribeiro, T. A. P., Souza, R. T. G. and Pereira, D. A., 2010. Water quality index using multivariate factorial analysis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 1, 517-522.

Edmunds, W. M., Shand, P., Hart, P. and Ward, R. S., 2003. The natural (baseline) quality of groundwater: a UK pilot study. *Science of the Total Environment*, 310 (3-1): 25-35.

Dev, R. and Bali, M., 2018. Evaluation of groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in district Kangra of Himachal Pradesh, India. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 2018 Mar 26.

El Baba, M., Kayastha, P., Huysmans, M. and De Smedt, F., 2020. Evaluation of the Groundwater Quality Using the Water Quality Index and Geostatistical Analysis in the Dier al-Balah Governorate, Gaza Strip, Palestine. *Water*, 12(1): 262.

El-Fadel, M., Tomaszewicz, M., Adra, Y., Sadek, S. and Abou Najm, M., 2014. GIS-Based Assessment for the Development of a Groundwater Quality Index towards Sustainable Aquifer Management. *Water Resources Management*, 28(11): 71-87.

Gaus, I., Kinniburgh, D. G., Talbot, J. C. and Webster, R., 2003. Geostatistical analysis of arsenic concentration in groundwater in Bangladesh using disjunctive Kriging. *Environmental geology* 44: 939-948.

Ibrahim, M. N., 2019. Assessing Groundwater Quality for Drinking Purpose in Jordan: Application of Water Quality Index. *Journal of Ecological Engineering*, 20(3).

Jafari, K., Asghari, F. B., Hoseinzadeh, E., Heidari, Z., Radfard, M., Saleh, H. N. and Faraji, H., 2018. Groundwater quality assessment for drinking and agriculture purposes in Abhar city, Iran. *Data in brief*. 19:1033-9.

Jeihouni, M., Toomanian, A., Alavipanah, S. K., Hamzeh, S. and Pilesjö, P., 2018. Long term groundwater balance and water quality monitoring in the eastern plains of Urmia Lake, Iran: A novel GIS based low cost approach. *Journal of African Earth Sciences*. 147:11-9.

Khosravi, H., Nakhaee, N. S. and Mesbahzadeh, T., 2016. Investigation of Spatial Structure of Groundwater Quality Using Geostatistical Approach in Mehran Plain, Iran. *Pollution*, 2(1): 57-65.

Kulkarni, H., Shah, M. and Shankar, V., 2015. Shaping the contours of groundwater governance in India. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 4, Part A. pp. 172-192.

- Machiwal, D. and Jha, M. K., 2015.** Identifying sources of groundwater contamination in a hard-rock aquifer system using multivariate statistical analyses and GIS-based Geostatistical modeling techniques. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, Part A, pp. 80-110.
- Mann, H. B., 1945.** Nonparametric tests against trend. *Econometrical*. 13, 245-259.
- Kendall, M. 1975.** Rank Correlation Methods, Griffin, London.
- Pazand, K., Hezarkhani, A., Ghanbari, Y. and Aghavali, N., 2012.** Geochemical and quality assessment of ground water of Marand Basin, East Azerbaijan Province, Northwestern Iran. *Environmental Earth Sciences* .67(4): 1131-1143.
- Ramesh, K. and Elango, L., 2012.** Groundwater quality and its suitability for domestic and agricultural use in Tondiar river basin, Tamil Nadu, India. *Environmental monitoring and assessment*, 184(6): 3887-99.
- Schultz, B., 2017.** Agricultural water management and food security in a sustainable environment. 13th International Drainage Workshop of ICID, Ahwaz, Iran.
- Yue, S., Pilon, P., Phinney, B. and Cavadias, G., 2002.** The influence of autocorrelation on the ability to detect trend in hydrological series. *Hydrological processes* 16, 1807-1829.
- Zehtabian, G., Khosravi, H. and Ghodsi, M., 2010.** High Demand in a Land of Water Scarcity: Iran. In: Schneier-Madanes G., Courel MF. (eds) *Water and Sustainability in Arid Regions*. Springer, Dordrecht.