



دانشگاه گوارن و منابع طبیعی

نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک  
جلد بیست و دوم، شماره اول، ۱۳۹۴  
<http://jwsc.gau.ac.ir>

## ارزیابی آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت بجستان جهت مصارف کشاورزی با استفاده از روش کریجینگ شاخص

\*ابوالفضل بامری<sup>۱</sup>، حلیمه پیری<sup>۲</sup> و فاطمه گنجی<sup>۳</sup>

<sup>۱</sup>مریی گروه علوم خاک، دانشگاه زابل، آمریی گروه مهندسی آب، دانشگاه زابل،

<sup>۲</sup>دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مهندسی آب، دانشگاه زابل

تاریخ دریافت: ۹۱/۱۰/۱۴؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۴/۳۱

### چکیده

بهره‌برداری و استفاده غیراصولی از منابع آب‌های زیرزمینی باعث افت سطح و کاهش کیفیت این آب‌ها شده است. این پژوهش با هدف مدل‌سازی تغییرات مکانی ویژگی‌های شیمیایی آب‌های زیرزمینی دشت بجستان با استفاده از روش‌های زمین‌آماری کریجینگ معمولی و کریجینگ شاخص جهت مصارف کشاورزی انجام گرفته است. پارامترهای شیمیایی از کل ویژگی‌های آب زیرزمینی و از کیفیت آب مربوط به ۶۱ حلقه چاه انتخاب شدند. هر کدام از پارامترهای اندازه‌گیری شده با استاندارد مصرف FAO جهت کشاورزی مورد مقایسه قرار گرفت. از بین پارامترهای نام‌برده سه پارامتر سدیم (Na)، نسبت جذب سدیم (SAR) و شوری (EC) از حد مجاز برای کشاورزی بیش‌تر بودند. در ابتدا نرمال بودن داده‌ها بررسی و داده‌های غیرنرمال به روش لگاریتم‌گیری، نرمال گردید. سپس تجزیه و تحلیل واریوگرام‌ها برای این سه پارامتر محاسبه شد. معیار ارزیابی در این پژوهش مقادیر میانگین خطا (ME) و مجذور میانگین خطا (RMSE) با استفاده از روش اعتبارسنجی بود. سپس نقشه‌های پتانسیل کمی مربوط به این سه پارامتر با استفاده از کریجینگ معمولی تهیه و در ادامه روش کریجینگ شاخص برای تهیه نقشه‌های ریسک عناصر کیفی در آب به‌کار گرفته شد. نتایج نشان داد پارامترهای EC و SAR در بیش‌تر چاه‌ها از حد استاندارد بالاتر بوده و بیش‌ترین محدودیت مربوط به EC در آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه می‌باشد که در بیش از ۵۹ حلقه چاه مهم‌ترین عامل کاهش کیفیت آب می‌باشد و مصرف آب این چاه‌ها می‌تواند در درازمدت باعث شورشدن و کاهش نفوذپذیری خاک گردد.

واژه‌های کلیدی: دشت بجستان، آب زیرزمینی، کریجینگ معمولی، کریجینگ شاخص

\* مسئول مکاتبه: [rbameri@uoz.ac.ir](mailto:rbameri@uoz.ac.ir)

## مقدمه

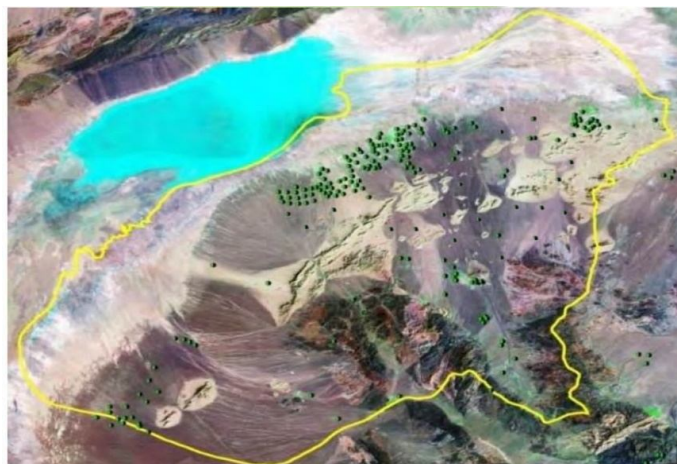
در مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان مانند ایران، آب‌های زیرزمینی سهم به‌سزایی در تأمین آب آشامیدنی و کشاورزی دارند. رشد روزافزون جمعیت و در نتیجه بهره‌برداری بیش از حد منابع محدود آب زیرزمینی از یک طرف و آلوده شدن آن‌ها به سبب فعالیت‌های گوناگون زیستی، کشاورزی و صنعتی بشر از طرف دیگر زنگ خطر بحران آب را در سال‌های آینده به صدا در آورده است. بنابراین حفظ کیفیت فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی منابع آب سرلوحه فعالیت بسیاری از سازمان‌هایی است که به‌نحوی با این منابع سر و کار دارند. از این‌رو مطالعه دقیق آب‌های زیرزمینی به‌منظور ارایه راه‌کارهایی در جهت حفاظت، مدیریت و بهره‌برداری بهینه از منابع آب‌های زیرزمینی، امری ضروری به‌نظر می‌رسد. تهیه نقشه‌های به‌هنگام تغییرات شوری و املاح می‌تواند گامی مهم در بهره‌برداری صحیح از منابع آب باشد. افزون بر آن نقشه‌های تغییرات ویژگی‌های شیمیایی آب‌های زیرزمینی، نقشی ارزنده را در فرایند تصمیم‌گیری و مدیریت استفاده و بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی ایفا می‌کند. اما با توجه به هزینه‌های مربوط به نمونه‌برداری، نمونه‌برداری از تمام نقاط آبخوان امکان‌پذیر نمی‌باشد. بنابراین پیش‌بینی مقدار پارامتر مورد نظر در نقاطی که نمونه‌برداری نشده براساس داده‌های به‌دست آمده از نقاط نمونه‌برداری شده یکی از راه‌کارهای مناسب به‌شمار می‌رود. بر این اساس می‌توان از روش‌های زمین‌آماری به‌منظور پیش‌بینی مقادیر آلاینده‌ها در نقاط مجهول استفاده کرد (گوورتس، ۱۹۹۷). فرض اساسی در استفاده از روش‌های زمین‌آماری، وجود پیوستگی مکانی در مورد تغییرات متغیر مورد نظر می‌باشد. مفاهیم زمین‌آمار و کاربرد آن توسط پژوهشگران مختلفی در سراسر جهان گزارش شده است (کومار و احمد، ۲۰۰۳؛ دلبری و افراسیاب، ۲۰۰۳؛ دلبری و همکاران، ۲۰۱۱) که در این پژوهش‌ها از روش‌های میان‌یابی مانند کریجینگ، کوکریجینگ، روش عکس فاصله و تابع شعاعی جهت تهیه نقشه‌های تغییرات کیفیت آب‌های زیرزمینی استفاده شده است. انتخاب روش مناسب پهنه‌بندی و تهیه نقشه تغییرات ویژگی‌های کیفی آب‌های زیرزمینی گامی اساسی و مهم در مدیریت منابع آبی مناطق مختلف به‌شمار می‌رود. تاکنون پژوهش‌های اندکی راجع به استفاده از روش کریجینگ شاخص برای بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی انجام گرفته است. جانگ و لی (۲۰۰۰) از روش کریجینگ شاخص برای بررسی غلظت نیترات در شمال دشت چین استفاده کردند. پژوهشی مشابه نیز توسط فلیپو و همکاران (۲۰۰۷) در آبخوان‌های گرند مورین فرانسه انجام شد و غلظت

نیترات در آن تعیین و پهنه‌بندی خطر آلودگی نیترات توسط کریجینگ شاخص انجام گرفت. آدهیکاری و همکاران (۲۰۱۰) برای تعیین کیفیت آب‌های زیرزمینی و ارزیابی خطر آلودگی منابع آب زیرزمینی در دشت نجف گاره هندوستان از روش‌های زمین آماری استفاده کردند که پس از تهیه نقشه‌های موضوعی از پارامترهای کیفیت آب زیرزمین مانند بی‌کربنات، کلسیم، هدایت الکتریکی، منیزیم، نیترات، سولفات و سدیم به این نتیجه رسیدند که روش کریجینگ شاخص برای ارزیابی خطر ابتلا به آلودگی آب‌های زیرزمینی مناسب است. فتاونی و همکاران (۲۰۰۸) در مطالعه کیفیت آب‌های زیر زمینی دشت‌های کشاورزی تریفا در شمال‌شرق مراکش از نظر اندازه نیترات آمونیوم و آلودگی‌های باکترولوژیکی از روش کریجینگ معمولی برای مطالعه و پهنه‌بندی نقشه کیفی آب‌های زیرزمینی استفاده نمودند. نتایج آن‌ها نشان‌دهنده تغییرات معنی‌دار در مقایسه با مطالعات قبلی بود و بیان نمودند که اگر هیچ نوع برنامه درازمدت بازدارنده صورت نگیرد، توسعه اراضی کشاورزی در این مناطق باعث تخریب کیفیت آب‌های زیرزمینی می‌گردد. دلگادو و همکاران (۲۰۱۰) ۱۱۳ نمونه آب چاه‌های دشت یوکاتان در مکزیک جمع‌آوری کردند. غلظت یون‌های کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، بی‌کربنات، سولفات، نیترات، کلر و هدایت الکتریکی تعیین شده و نسبت جذب سدیم، شوری بالقوه و شوری مؤثر نیز محاسبه گردید و منطقه از نظر کیفیت آب به ۶ ناحیه تقسیم‌بندی شد. نتایج نشان‌دهنده این بود که آب زیرزمینی نواحی ۱، ۲ و ۳ که دارای خطر شوری بودند و جهت مصارف کشاورزی غیرقابل استفاده می‌باشند. گوارتس و همکاران (۲۰۰۵) برای بررسی تغییرات مکانی غلظت آرسنیک در جنوب‌شرقی میشیگان از روش کریجینگ شاخص استفاده کردند. هو و همکاران (۲۰۰۵) جهت تعیین خطر آلودگی نیترات در دشت شمالی چین از روش کریجینگ شاخص استفاده کردند. لی و همکاران (۲۰۰۷) به‌منظور ارزیابی چندین پارامتر هیدروشیمیایی برای سه استاندارد کیفیت آب در تایوان از روش کریجینگ شاخص چندمتغیره استفاده کردند و پارامترهای هیدروشیمیایی آب زیرزمینی را به چهار دسته اصلی خطر شوری، خطر نیتروژن، خطر آرسنیک و خطر آهن منگنز تقسیم‌بندی کردند. نتایج نشان‌دهنده بالا بودن خطر آهن - منگنز در اغلب آبخوان‌ها بود و همچنین ترکیب خطر آهن منگنز به‌طور جزئی با خطرات دیگر مانند خطر نیتروژن و خطر آرسنیک در بیش‌تر آبخوان‌ها دیده شد. در همه این مطالعات کریجینگ شاخص، علاوه بر این که دارای توانایی بالا جهت برآورد مناطق آلوده می‌باشد، به‌عنوان یک ابزار مناسب جهت پهنه‌بندی این مناطق مورد استفاده قرار گرفته است.

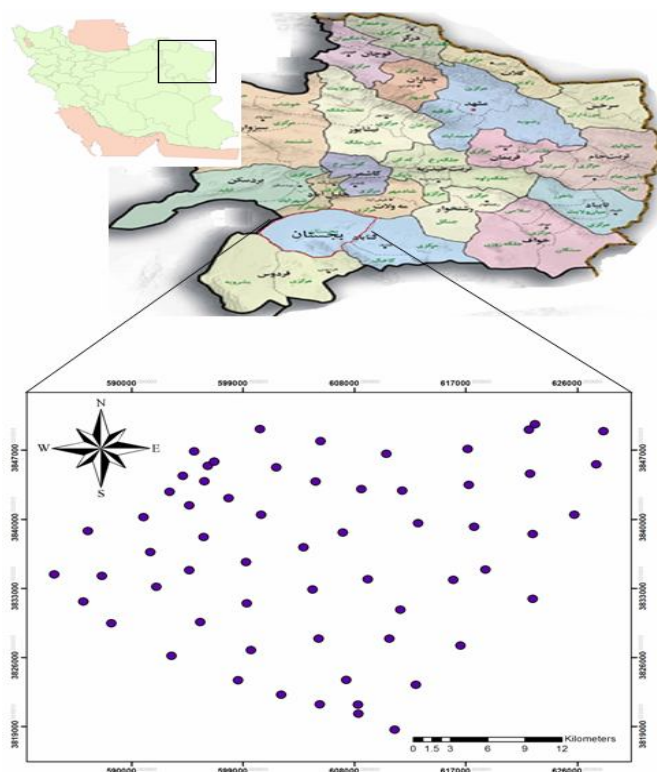
استفاده بیش از اندازه از منابع آب زیرزمینی در منطقه بجزستان این منابع آبی را با خطرات زیادی مانند شور شدن آب‌های زیرزمینی و افت سطح ایستابی روبرو کرده است. در نتیجه بیش‌ترین خطری که آینده بهره‌برداری از منابع آب را تهدید می‌کند، آلودگی این منابع توسط مواد زیان‌آوری است که انسان به‌طور عمد یا غیرعمد، در نتیجه سهل‌انگاری و ناآگاهی وارد محیط‌های طبیعی و آب‌های زیرزمینی می‌سازد و آگاهی از ریسک آلودگی آب‌های زیرزمینی به‌منظور مدیریت مناسب منابع آب‌های زیرزمینی و کاهش خطر آلودگی آن‌ها مؤثر می‌باشد. در این پژوهش نیز از روش‌های زمین‌آماری کریجینگ معمولی برای میان‌یابی پارامترهای کیفی آب و از روش کریجینگ شاخص برای ارزیابی میزان خطای آلودگی آب‌های زیرزمینی استفاده شد. بنابراین هدف از این پژوهش تهیه نقشه پارامترهای کیفی آب و احتمال شرطی (با توجه به حد آستانه در نظر گرفته شده) مربوط به آن در دشت بجزستان می‌باشد که به‌منظور ارزیابی ریسک آلودگی انواع آلاینده‌ها با رسم نقشه‌های احتمال شرطی، از روش کریجینگ شاخص استفاده می‌شود و براساس این نقشه‌ها مناطق با ریسک آلودگی بالاتر تعیین می‌گردند.

## مواد و روش‌ها

دشت بجزستان یکی از بخش‌های بزرگ شهرستان گناباد و از شهرهای جنوبی استان خراسان رضوی می‌باشد که در فاصله ۲۷۸ کیلومتری جنوب‌غربی مشهد قرار گرفته است. این بخش از شمال به کاشمر، از جنوب به فردوس و از شرق به دشت عمرانی و از غرب به بخش دستگردان طبس منتهی می‌شود. بجزستان در طول جغرافیایی ۵۷ درجه و ۴۵ دقیقه تا ۵۸ درجه و ۳۷ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۴ درجه و ۱۳ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۵۶ دقیقه شمالی واقع شده است. وسعت آن ۳۷۰۰ کیلومترمربع و ارتفاع از سطح دریا ۱۲۵۰ متر می‌باشد. از ویژگی‌های این منطقه، خشکی به‌نسبت بالای هوا، کمبود رطوبت، ریزش نزولات جوی، تبخیر زیاد و نبود پوشش گیاهی را می‌توان نام برد که به همین دلیل در ردیف مناطق خشک و کویری ایران محسوب می‌شود. متوسط بارندگی سالیانه آن ۱۶۷ میلی‌متر و متوسط درجه حرارت سالیانه هوا ۱۶/۶ درجه سانتی‌گراد و رطوبت نسبی ۳۸/۱ درصد می‌باشد. شغل عمده مردم منطقه کشاورزی و دامپروری بوده و آب مورد نیاز کشاورزی از ۴۸۱ رشته قنات و ۲۳۵ حلقه چاه عمیق و نیمه‌عمیق با مجموع دبی ۳۶۱/۳ لیتر بر ثانیه تأمین می‌شود. شکل‌های ۱ و ۲ موقعیت منطقه مورد مطالعه، چاه‌های موجود در منطقه و چاه‌های مورد بهره‌داری را نشان می‌دهد.



شکل ۱- تصویر ماهواره‌ای دشت بچستان و موقعیت چاه‌های موجود در منطقه (قهرمانی و خاشعی سیوکی، ۲۰۱۲).



شکل ۲- موقعیت منطقه مورد مطالعه و چاه‌های مورد بهره‌داری.

به منظور بررسی کیفی آب زیرزمینی دشت بجنستان، در فصل بهار سال ۱۳۹۰ نمونه‌های آب از ۶۱ حلقه چاه که در کل سطح منطقه پراکنده‌اند، جمع‌آوری شد و مختصات مکانی چاه‌های مورد مطالعه با استفاده از دستگاه مختصات یاب GPS ثبت گردید. برای بررسی کیفیت آب، پارامترهای کیفی مختلف مانند سولفات ( $SO_4$ )، منیزیم (Mg)، کلسیم (Ca)، سدیم (Na)، کلر (CL)، بی‌کربنات ( $HCO_3$ )، نسبت جذبی سدیم (SAR) و شوری (EC) در مورد نمونه‌های آب مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها شامل بررسی توزیع فراوانی، خلاصه آماری و همبستگی موجود بین داده‌های خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب زیرزمینی با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS انجام شد. سپس مقادیر مربوط به هر پارامتر با حد استاندارد مربوط به کشاورزی مقایسه گردید و نتایج آن نشان داد که پنج پارامتر شیمیایی آب‌های مورد مطالعه کیفیت استاندارد جهت مصارف کشاورزی را دارند و تنها پارامترهای نسبت جذبی سدیم (SAR)، شوری (EC) و سدیم (Na) از حد مجاز برای مصرف آب در کشاورزی بالاتر هستند، بنابراین این سه پارامتر انتخاب و با استفاده از روش‌های زمین‌آماری به بررسی تغییرات مکانی و خطر آلودگی آن‌ها پرداخته شد. تغییرات مکانی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب زیرزمینی با استفاده از نیم‌تغییرنما به کمک  $GS^+$  مورد بررسی قرار گرفت. برای پهنه‌بندی هر یک از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب زیرزمینی، از روش تخمین زمین‌آماری کریجینگ معمولی استفاده شد. نقشه‌های ریسک آلودگی به هر یک از آلوده‌کننده‌های شیمیایی با استفاده از روش کریجینگ شاخص در محیط GIS تهیه گردید.

**کریجینگ معمولی:** در روش کریجینگ معمولی مقدار متغیر در هر نقطه نمونه‌برداری نشده با استفاده از یک متوسط‌گیری متحرک وزنی خطی مقادیر اندازه‌گیری شده در همسایگی نقطه مورد نظر تخمین زده می‌شود (ایساکس و سریواستاوا، ۱۹۸۹).

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot Z(x_i) \quad , \quad \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad (1)$$

که در آن،  $Z^*(x)$ : مقدار تخمین زده شده  $Z$  در موقعیت  $x$ ،  $\lambda_i$ : وزن نسبت داده شده به متغیر  $Z$  در نقطه  $x_i$  و  $n$ : تعداد نقاط همسایگی می‌باشد. همان‌طوری‌که از رابطه ۱ پیداست، جمع وزن‌های اختصاص داده شده به مقادیر معلوم ( $\lambda_i$ )، باید برابر واحد گردد (گورتس، ۱۹۹۷).

#### 1- Ordinary Kriging

کریجینگ شاخص<sup>۱</sup>: کریجینگ شاخص با استفاده از مقادیر اندازه‌گیری شده متغیر در همسایگی نقطه مورد برآورد، احتمال مقادیر متغیر که بالاتر از یک حد آستانه معلوم هستند را تعیین می‌کند. مراحل انجام روش کریجینگ شاخص به اختصار در زیر آمده است. الف) مقادیر متغیر براساس حد یا حدود آستانه داده شده به مقادیر شاخص تبدیل می‌شوند. بدین ترتیب که به مقادیر اصلی اگر از حد آستانه منتخب کوچک‌تر باشند، کد ۱ و اگر بزرگ‌تر باشند، کد صفر تعلق می‌گیرد:

$$I(x; z_k) = \begin{cases} 1 & \text{if } Z(x) \leq z_k \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases} \quad k = 1, \dots, K \quad (2)$$

که در آن،  $I(x; z_k)$ : متغیر شاخص،  $z_k$ : حد آستانه و  $K$ : تعداد کل آستانه‌ها می‌باشند. ب) نیم‌تغییرنمای تجربی داده‌های تبدیل‌یافته مربوط به هر حد آستانه مطابق زیر محاسبه و بهترین مدل تنوری بر آن برازش می‌شود:

$$\gamma_I^*(h) = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [I(x_i; z_k) - I(x_i + h; z_k)]^2 \quad (3)$$

ج) تابع توزیع تجمعی شرطی (ccdf) در هر نقطه نمونه‌برداری نشده مانند نقطه  $(x)$  با استفاده از پارامترهای مدل‌های نیم‌تغییرنمای شاخص با روش کریجینگ معمولی برآورد می‌گردد:

$$F(x; z_k | (n)) = I^*(x; z_k) = \sum_{i=1}^n \lambda_i I(x_i; z_k) \quad (4)$$

که در آن،  $I^*(x; z_k)$ : مقدار برآورد شده شاخص  $I$  در نقطه  $x$  و  $\lambda_i$ : مقدار وزن نسبت داده شده به مقدار شاخص  $I$  در نقطه  $x_i$  واقع در همسایگی نقطه مورد تخمین می‌باشد. علامت  $(n)$  به معنی مشروط به داده‌های مشاهده شده، می‌باشد. توابع احتمالاتی منفصل برآورد شده باید بین هر دو قسمت ccdf درون‌یابی و در ماوراء حد اقل و حداکثر مقادیر، برون‌یابی شوند تا تابع توزیع تجمعی پیوسته‌ای که دربرگیرنده تمام دامنه اعداد محتمل متغیر مورد نظر باشد، فراهم گردد. ccdf های برآورد شده توسط روش کریجینگ شاخص به‌طور مستقیم قابل مقایسه با تخمین‌های حاصله از انواع دیگر

روش‌های کریجینگ مانند کریجینگ معمولی نمی‌باشند بلکه لازم است تا روی این cdf ها فرآیندهای ثانوی انجام شود تا تخمین‌های نوع E (E-type estimates) که قابل مقایسه با تخمین‌های کریجینگ معمولی می‌باشند، حاصل گردد. همچنین در این مرحله معیارهای ارزیابی میزان نامعینی تخمین از جمله واریانس شرطی (conditional variance) کریجینگ شاخص و احتمال بیش‌تر یا کم‌تر از حد آستانه داده شده، قابل محاسبه است.

ارزیابی روش‌های میان‌یابی: روش ارزیابی استفاده شده در این پژوهش، روش ارزیابی متقابل است. در این روش، در هر مرحله یک نقطه مشاهده‌ای حذف شده و با استفاده از بقیه نقاط، آن نقطه برآورد می‌شود. این کار برای همه نقاط مشاهده‌ای تکرار می‌شود، به طوری که در آخر به تعداد نقاط مشاهده‌ای، برآورد وجود خواهد داشت. در نهایت مقادیر واقعی با مقادیر تخمین زده شده متناظر با خود مورد مقایسه قرار می‌گیرند. برای مقایسه، دو معیار، متوسط خطا (ME)<sup>۱</sup> و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE)<sup>۲</sup> مورد استفاده قرار خواهد گرفت (ایساکس و سریواستاوا، ۱۹۸۹):

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Z^*(x_i) - Z(x_i)) \quad (5)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Z - Z^*)^2} \quad (6)$$

که در آن‌ها، n: تعداد داده‌های مورد استفاده است. این معیارها اطلاعات مختلفی راجع به درجه اعتبار نتایج تخمین فراهم می‌کنند. ME: متوسط انحراف روش و RMSE: هم مقدار انحراف میانگین و هم انحراف واریانس را نشان می‌دهد. به طور کلی بهترین روش، روشی است که کم‌ترین مقدار ME و RMSE را داشته باشد.

## نتایج و بحث

ضریب تغییرات به عنوان یک شاخص، تغییرات کلی از ناهمگنی پارامترهای کیفیت آب زیرزمینی را نشان می‌دهد. براساس طبقه‌بندی نلسون و بوما (۱۹۸۵)، اگر ضریب تغییرات کم‌تر از ۱۰ درصد باشد، تغییرپذیری ضعیف، اگر بیش از ۱۰ درصد باشد متوسط و در نهایت ضریب تغییرات برابر با ۱۰۰ درصد

1- Mean Error

2- Root Mean Square Error



نشان‌دهنده تغییرات بسیار شدید متغیر می‌باشد. بنابراین همان‌طور که در جدول ۱ دیده می‌شود می‌توان شدت تغییرات تمامی پارامترهای مورد اندازه‌گیری را در منطقه مورد مطالعه، متوسط در نظر گرفت.

جدول ۱- نتایج تجزیه آماری کیفیت آب زیرزمینی.

پارامتر	ماکزیمم	مینیمم	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات (درصد)	چولگی	کشیدگی
نسبت جذبی سدیم (SAR)	۲۷/۶۲	۲/۳۱	۱۸/۳	۴	۲۲	-۰/۷	۳/۹۳
* سدیم (Na) (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۳۰/۴	۷/۲	۴۳/۶۵	۲۰/۱۹	۴۶/۲	۱/۴۸	۴/۵۷
* هدایت الکتریکی (EC) (دسی‌زیمنس بر متر)	۱۷/۸	۱/۰۲	۵/۰۵	۲/۷۸	۵۵	۱/۸۳	۶/۴۱

\* استفاده از لگاریتم جهت نرمال‌سازی داده‌ها.

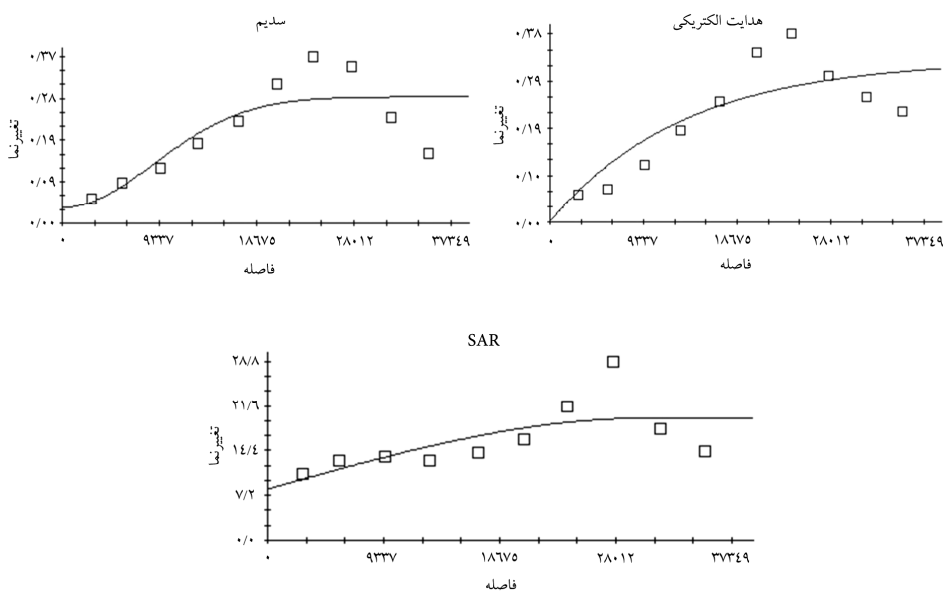
مقادیر ضریب چولگی نشان داد که وضعیت توزیع متغیرهای EC و Na از توزیع نرمال پیروی نمی‌کنند و ضریب چولگی آن‌ها بین ۱- و ۱+ قرار ندارد (بامری و همکاران، ۲۰۱۲). بنابراین با استفاده از روش لگاریتم‌گیری، داده‌ها نرمال‌سازی شدند. دامنه تغییرات هدایت الکتریکی آب چاه‌های منطقه بین اعداد ۱/۰۲ تا ۱۷/۸ دسی‌زیمنس بر متر واقع شده است و میانگین این پارامتر کیفی آب ۵/۰۵ دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد. در واقع این واقعیت نشان می‌دهد که هدایت الکتریکی در تمام نقاط در منطقه مورد مطالعه بیش از ارزش آستانه آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌باشد. بنابراین نقشه احتمال این پارامتر، فراتر از استاندارد شوری آب برای مصارف کشاورزی می‌باشد و مقدار ۱/۵ دسی‌زیمنس بر متر به‌عنوان ارزش آستانه در نظر گرفته شد.

پس از بررسی آمار توصیفی، همبستگی مکانی و همسانگردی پارامترهای مختلف اندازه‌گیری شده مورد بررسی قرار گرفتند. تعیین همبستگی و تغییرات مکانی با استفاده از روش‌های زمین‌آمار، محاسبه و الگوسازی تغییرنا را طلب می‌کند. در نتیجه به‌منظور بررسی و مطالعه ساختار تغییرات مکانی پارامترهای اندازه‌گیری شده آب‌های زیرزمینی دشت بجنستان، تغییرنمای تجربی برای هر شاخص محاسبه و ترسیم گشت. بررسی تغییرنمای تجربی نشان داد که پارامترهای مورد ارزیابی دارای همبستگی متوسط تا ضعیف می‌باشند. از طرفی برای تشخیص پدیده همسانگردی در این پژوهش، از تغییرنمای سطحی استفاده شد. برای تمامی متغیرها، ناهمسانگردی آن‌ها کنترل گردید. با وجود تقارن تغییرنمای سطحی، تمامی متغیرها همسانگرد هستند. این واقعیت نمایانگر آن است که تغییرپذیری این متغیرها در

جهت مختلف یکسان بوده است. این موضوع نشان می‌دهد که تغییرات به فاصله بین نمونه‌ها بستگی داشته و بنابراین بیانگر آن است که همسانگردی در داده‌ها در کل سطح منطقه مورد مطالعه، پایدار است. پس از به‌دست آوردن تغییرنماهای تجربی، مدل تئوری بر تغییرنما به کمک نرم‌افزار  $GS^+$  برازش داده شد و تغییرنما مناسب به داده‌های خصوصیات آب از بین مدل‌های خطی به سقف، خطی، کروی، نمایی و گوسی برازش گردید. انتخاب مناسب‌ترین مدل تغییرنما، براساس حداقل مجموع مربعات (RSS) و حداکثر میزان  $R^2$  صورت گرفت. بهترین مدل برازش داده شده به واریوگرام و عامل‌های مربوط به آن برای هر کدام از پارامترهای اندازه‌گیری شده در جدول ۲ خلاصه شده است.

جدول ۲- بهترین مدل برازش داده شده به واریوگرام و عامل‌های مربوط به آن.

عامل کیفی آب زیرزمینی	مدل	اثر قطعه‌ای C.	آستانه C.+C	شعاع تأثیر A.	تناسب مکانی C/(C.+C)	RSS	$r^2$
SAR	کروی	۰/۰۱	۰/۰۳	۳۰۴۹۰	۰/۵۸	۳/۴۴۶E-۰/۰۳	۰/۴۴
Na	گوسی	۰/۰۳	۰/۵۵	۱۲۴۱۰	۰/۸۷	۰/۰۳	۰/۶۷
EC	نمایی	۰/۰۲	۰/۳۴	۵۶۶۰	۰/۹۲	۰/۰۱	۰/۶۷



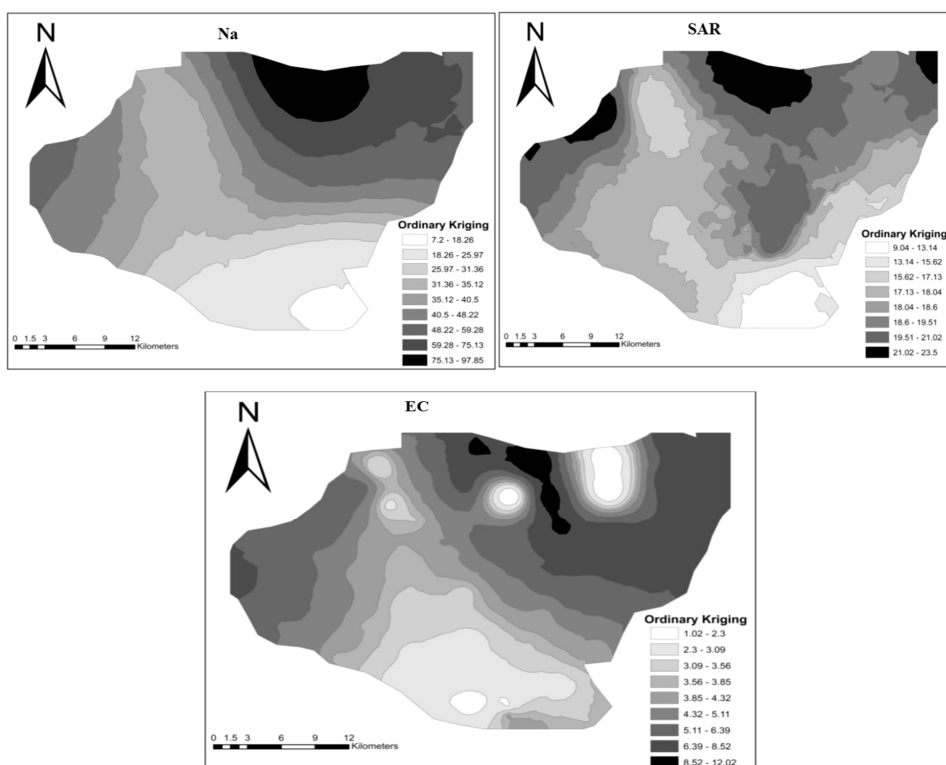
شکل ۳- بهترین مدل برازش داده شده به پارامترهای کیفی آب زیرزمینی.

نتایج پرازش مدل‌ها نشان داد شاخص SAR از مدل کروی، شاخص EC مدل نمایی و سدیم از مدل گوسی پیروی می‌کنند. در پژوهش رضایی و همکاران (۲۰۱۰) در بررسی تغییرات مکانی چند شاخص مهم کیفیت آب‌های زیرزمینی مانند EC، Na و SAR در سطح استان گیلان با استفاده از زمین‌آمار به این نتیجه رسیدند که مدل کروی بهترین مدل برای پرازش واریوگرام می‌باشد. تقی‌زاده‌مهرجردی و همکاران (۲۰۰۸) در دشت اردکان یزد برای پارامترهای EC و Na مدل کروی را به‌عنوان بهترین مدل پرازش داده شده انتخاب کردند. حشمتی و بیگی‌هرچگانی (۲۰۱۲) در ارزیابی کیفی آب‌های زیرزمینی شهرکرد برای EC مدل گوسی را پرازش دادند. دش و همکاران (۲۰۱۰) جهت بررسی کیفیت آب زیرزمینی در غرب شهر دهلی مدل کروی با دامنه تأثیر ۹۱ کیلومتر را به‌عنوان بهترین مدل پرازش داده شده به تغییرات مکانی هدایت الکتریکی آب منطقه گزارش کردند. بنابراین می‌توان گفت الگوی تغییرات مکانی پارامترهای کیفی آب زیرزمینی از دشتی به دشت دیگر متفاوت و ناشی از تفاوت در جنس زمین منطقه مورد مطالعه می‌باشد. مدل مناسب برای SAR مدل کروی بود. تقی‌زاده‌مهرجردی و همکاران (۲۰۰۸) نیز برای SAR مدل کروی را مناسب تشخیص دادند. نسبت واریانس قطعه‌ای به آستانه یا واریانس کل  $(C/(C+C))$  شاخصی از قدرت ساختار مکانی متغیرها می‌باشد. هر چقدر نسبت اثر قطعه‌ای به سقف از مقادیر بالاتری برخوردار باشند نشان‌دهنده ساختار و همبستگی مکانی قوی‌تر برای پارامتر مورد بررسی می‌باشد (حیثی و همکاران، ۲۰۰۷). بر این اساس نسبت اثر قطعه‌ای به سقف گویا ساختار مکانی قوی برای سدیم (۰/۸۷) و هدایت الکتریکی (۰/۹۲) و همبستگی متوسط (۰/۵۸) برای نسبت جذب سدیم می‌باشد. پس از تجزیه و تحلیل تغییرنما، درون‌یابی داده‌ها به کمک GIS به‌وسیله روش زمین‌آمار کریجینگ معمولی انجام گرفت که نتایج آن در جدول ۳ آورده شده است. برای تعیین دقت و صحت روش میان‌یابی، از مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE) و  $R^2$  استفاده شد.

جدول ۳- نتایج خطای میان‌یابی برای برآورد کیفیت آب زیرزمینی.

پارامتر	روش	ME	RMSE	$R^2$
EC	کریجینگ	-۰/۰۰۵	۲/۷۱۱	۰/۴۹۴
SAR	کریجینگ	-۰/۱۲۵	۳/۳۳۲	۰/۳۰۹
Na	کریجینگ	-۰/۵۷۹	۹/۰۲۶	۰/۸۰۱

همان‌طور که از جدول ۳ مشخص است با توجه به بالا بودن نسبی میزان  $R^2$  و پایین بودن RMSE در پارامترهای اندازه‌گیری شده می‌توان نتیجه گرفت، کریجینگ معمولی دارای دقت و توانایی مناسبی جهت پهنه‌بندی کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه دارد. استفاده از روش کریجینگ معمولی در خاکشناسی، هیدرولوژی و علوم جوی بسیار معمول است و به‌طور گسترده‌ای پذیرفته شده است. نقشه پهنه‌بندی سه پارامتر مورد نظر به روش کریجینگ معمولی در شکل ۳ نشان داده شده است.

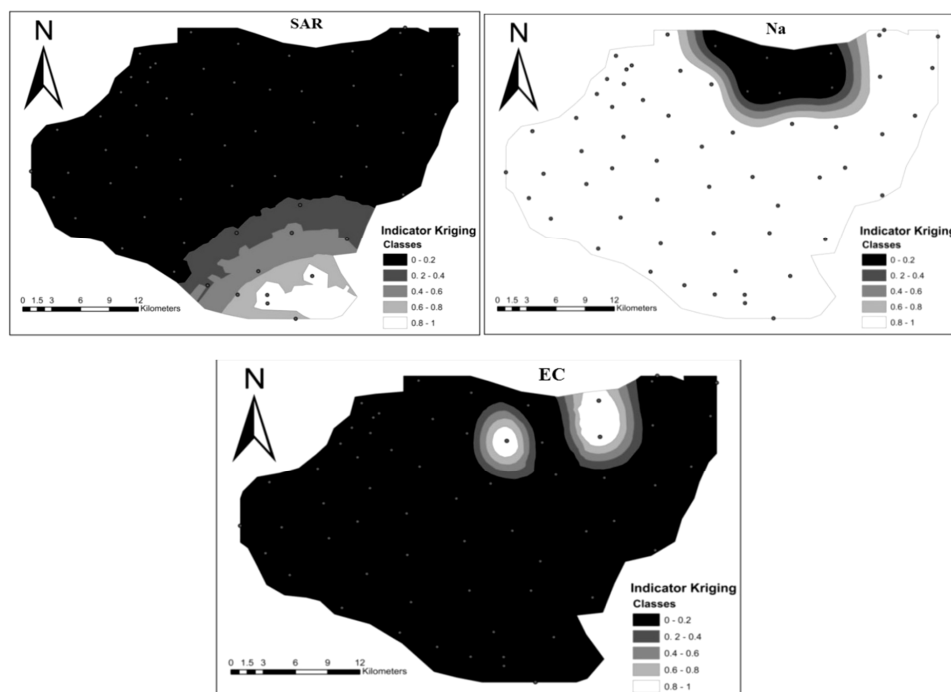


شکل ۴- نقشه میان‌یابی شده پارامترهای کیفیت آب در کل منطقه به روش کریجینگ معمولی.

همان‌طور که در شکل ۴ مشاهده می‌شود توانایی روش کریجینگ معمولی در مشخص کردن ارزش غلظت‌های مختلف یک پارامتر آلوده‌کننده از کم‌ترین مقدار تا بیش‌ترین آن می‌باشد و قادر به ارایه محدوده و درصد آلودگی در منطقه نمی‌باشد. غیر از روش کریجینگ معمولی، روش زمین‌آماری غیرپارامتریک کریجینگ شاخص دارای توانایی بهتری جهت ارایه نقشه پهنه‌بندی خطر آلودگی متغیرها می‌باشد (ژورنل و هیوجرگتس، ۱۹۷۸). از سوی دیگر، استفاده مناسب از روش کریجینگ شاخص می‌تواند پتانسیل غلظت‌های مختلف آلاینده‌ها را در منطقه به تصویر بکشد و اطلاعات مفیدی را در مورد احتمال آلودگی توسط آلاینده‌های مختلف در اختیار کاربر قرار دهد. بنابراین روش کریجینگ شاخص می‌تواند، خطر ابتلا به آلودگی توسط آلاینده‌های مختلف با بیش از حداکثر مقدار مجاز در آب آبیاری را مورد ارزیابی قرار دهد و برای توسعه استراتژی مدیریت علمی آب‌های زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه مفید باشد. جهت انجام این کار مطابق با جدول ۴ حد استاندارد هر پارامتر براساس استاندارد بدون محدودیت مشخص گردید. سپس با استفاده از روش کریجینگ شاخص برای پارامترهایی که کمتر از حد استاندارد بودند عدد ۱ و برای پارامترهایی که بیش‌تر از حد استاندارد بودند، عدد صفر در نظر گرفته شد و پهنه‌بندی بر این اساس انجام گردید. همان‌طور که گفته شد، از بین پارامترهای اندازه‌گیری شده غلظت سه پارامتر EC، SAR و Na از حد مجاز برای کشاورزی بالاتر بودند که برای نشان دادن مناطق آلوده به این پارامترها نقشه پهنه‌بندی آن‌ها با استفاده از کریجینگ شاخص رسم شده است و در شکل ۵ نشان داده شده است.

جدول ۴- استاندارد آب برای مصارف کشاورزی (ادهیکاری و همکاران، ۲۰۱۰).

استاندارد آب کشاورزی (FAO)			پارامتر
محدودیت شدید	محدودیت متوسط	بدون محدودیت	
۵۰۰<	۹۰-۵۰۰	۹۰>	بی‌کربنات (HCO <sub>3</sub> )
نامشخص	نامشخص	نامشخص	کلسیم (Ca)
۳<	۰/۷-۳	۰/۷>	شوری (EC)
۳۵۵<	۱۴۰-۳۵۵	۱۴۰>	منیزیم (Mg)
۲۰۰<	۷۰-۲۰۰	۷۰>	سدیم (Na)
نامشخص	نامشخص	نامشخص	سولفات (SO <sub>4</sub> )
۳۵۰<	۱۴۰-۳۵۰	۱۴۰>	کلر (CL)
۱۸<	۱۰-۱۸	۱۰>	SAR



شکل ۵- محدوده خطر آلودگی پارامترهای مورد ارزیابی را به روش کریجینگ شاخص.

شکل ۵ مناطق امن (به رنگ سفید) و مناطق خطرناک (به رنگ سیاه) را با استفاده از پنج کلاس طبقه‌بندی برای مصارف کشاورزی نشان می‌دهد. جدول ۵ سهم مناطق خطرناک به کل منطقه تحت پوشش را ارایه می‌دهد. تقریباً، تمام منطقه مورد مطالعه به‌عنوان مناطق خطرناک طبقه‌بندی می‌شوند. خطر شوری آب‌های زیرزمینی، مهم‌ترین خطر آلودگی در منطقه مورد مطالعه می‌باشد و دارای بیش‌ترین مساحت آلودگی تقریباً ۹۰/۸۵ درصد می‌باشد. آلودگی این پارامتر از شمال تا جنوب دشت را شامل می‌شود به طوری که تنها ۳ حلقه چاه از ۶۱ حلقه دارای آب با هدایت الکتریکی مناسب برای مصرف کشاورزی می‌باشند.

جدول ۵- درصد مساحت آلودگی منطقه به هر پارامتر در فصل بهار (۱۳۹۰).

محدوده کلاس	مساحت (درصد)		
	Na	SAR	EC
۰-۰/۲	۶/۵۳	۷۶/۳۲	۹۰/۸۵
۰/۲-۰/۴	۱/۵۳	۱۰/۶۰	۲/۸۴
۰/۴-۰/۶	۱/۵۹	۶/۰۳	۲/۱۱
۰/۶-۰/۸	۱/۹۴	۴/۵۷	۱/۷۵
۰/۸-۱	۸۸/۴۲	۲/۴۹	۲/۴۵

پارامتر SAR، دومین عامل آلودگی در منطقه می‌باشد. توزیع این پارامتر از شمال تا جنوب می‌باشد اما دارای مساحت کم‌تری نسبت به عامل شوری می‌باشد به طوری که در مناطق جنوبی میزان آلودگی به آرامی کاهش می‌یابد و تقریباً ۷۶/۳۲ درصد از کل منطقه را شامل می‌شود. آب ۵۰ حلقه از ۶۱ حلقه چاه در منطقه، دارای آلودگی شدید به این پارامتر می‌باشند.

قابل ذکر است، آب چاه‌های منطقه از نقطه نظر میزان شوری و SAR دارای رتبه‌بندی خطر بالا هستند و میزان امنیت کم‌تری برای مصارف کشاورزی دارند. بنابراین، استراتژی مدیریت ناحیه‌ای برای استفاده از آب‌های زیرزمینی باید مطابق با اندازه‌گیری کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه و نوع استفاده از زمین باشد. نتایج این پژوهش از نظر مقدار شوری آب‌های زیرزمینی با نتایج مطالعات رضایی و همکاران (۲۰۱۰) هم‌سو می‌باشد.

میزان سدیم در منطقه دارای کم‌ترین محدوده آلودگی در منطقه می‌باشد و تنها مساحتی در حدود ۶/۵۳ درصد از کل منطقه مورد مطالعه را به خود اختصاص می‌دهد. کیفیت آب ۶ چاه از نقطه نظر میزان سدیم بدون استاندارد لازم برای مصارف کشاورزی می‌باشد. آدهیکاری و همکاران (۲۰۱۰) ارزیابی آلودگی آب‌های زیرزمینی را در شرق دهلی با استفاده از روش زمین‌آماری کریجینگ معمولی و کریجینگ شاخص انجام دادند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان داد کریجینگ شاخص خطر ریسک آلودگی منابع آب زیرزمینی را بهتر از روش کریجینگ معمولی نشان می‌دهد. نتایج رضایی و همکاران (۲۰۱۰) نیز نشان داد از نظر شاخص SAR، کیفیت آب‌های زیرزمینی استان مازندران در مجموع مناسب است ولی از نظر هدایت الکتریکی کیفیت آب‌های زیرزمینی استان به خصوص در مناطق مرکزی و مرکزی متمایل به شرق هم‌جوار با دریا پایین بوده است. وی و یان (۲۰۰۷) روش‌های کریجینگ غیرپارامتریک و کریجینگ شاخص را برای ارزیابی غلظت عناصر سنگین در خاک به کار بردند.

## نتیجه‌گیری

تعیین محدوده و مرزبندی مناطق آلوده تحت سطوح مشخص آلودگی، می‌تواند موجب تسهیل در شناسایی و اکتشاف عدم قطعیت مکانی پارامترهای مورد ارزیابی شود و در استقرار یک سیاست قوی در ارتباط با توسعه منابع آب زیرزمینی مفید واقع گردد. نتایج این پژوهش، می‌تواند در استفاده بهینه و مناسب از آب‌های زیرزمینی و حفظ کیفیت آب آبیاری در دشت بجنستان و مناطق مشابه مفید باشد. مناطق مشخص با غلظت مناسب و استاندارد بیش‌تر در قسمت جنوبی منطقه مورد مطالعه مشاهده شد و قسمت اعظم دشت دارای مشکل آلودگی میزان شوری و SAR می‌باشد. بنابراین برای جلوگیری از آسیب و کاهش عملکرد محصولات زراعی باید از استفاده مستقیم از آب‌های زیرزمینی برای کشاورزی در این منطقه به‌طور کلی اجتناب شود. با این حال، مقدار قابل توجهی از آب‌های زیرزمینی از چاه‌های غیرقانونی استخراج می‌شود و به‌خصوص برای مصارف خانگی و کشاورزی مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد که شاید مهم‌ترین دلیل این امر ارزانی و راحتی قابلیت دسترسی به آن‌ها باشد. در این راستا دولت باید یک اقدام کنترلی برای جلوگیری از پمپاژ بیش از حد آب‌های زیرزمینی و جلوگیری از فرونشست زمین در دشت بجنستان اتخاذ کند. اقدام عملی و کاربردی در این زمینه می‌تواند کاهش مقدار استخراج آب زیرزمینی در مناطق آلوده و افزایش میزان استخراج در مناطق امن باشد. علاوه بر این، استفاده هم‌زمان آب با کیفیت خوب، ارقام زراعی مقاوم به شوری و نصب و راه‌اندازی سیستم‌های زهکشی زیرسطحی می‌تواند اقدامات مؤثر برای جلوگیری از شوری خاک و ایجاد محیط مساعد برای رشد مناسب محصولات منطقه قلمداد شوند.

## منابع

1. Adhikary, P., Chandrasekharan, H., Debashis, Ch., and Kalpana, K. 2010. Assessment of groundwater pollution in West Delhi, India using geostatistical approach. *Environ Monit. Assess.* 167: 599-615.
2. Bameri, A., Khormali, F., Kiani, F., and Dehghani, A.A. 2012. Spatial variability of soil organic carbon on different slope positions of loess hillslopes in Toshan area, Golestan Province. *J. Water Soil Cons.* 19: 61-43. (In Persian)
3. Dash, J.P., Sarangi, A., and Singh, D.K. 2010. Assessment of groundwater pollution in West Delhi, India using geostatistical approach. *Environ Monit Assess.* 167: 599-615.
4. Delbari, M., and Afrasiab, P. 2003. Investigate spatial variability of soil salinity in ShibeAb and PoshteAb regions of Sistan plain. *J. Pajouhesh Sazandegi.* 15: 34-40. (In Persian)



5. Delbari, M., Afrasiab, P., and Miremadi, S.R. 2011. Analysis of the spatial-temporal salinity and water table depth (case study: Mazandaran province). *Iranian Irrigation and Drainage*. 4: 359-374. (In Persian)
6. Delgado, C., Pacheco, J., Cabrer, A., Batllori, E., Orellana, R., and Bautista, F. 2010. Quality of ground water for irrigation in tropical karst environment: The case of yucatan, Mexico. *Agricultural Water Management*. 97: 1423-1433.
7. Fetouani, S., Sbaa, M., Vanclooster, M., and Bendra, B. 2008. Assessing groundwater quality in the irrigated plain of Triffa (North-east Morocco). *J. Agric. Water Manage.* 95: 133-142.
8. Flipo, N., Jeanne, N., Poulin, M., Even, S., and Ledoux, E. 2007. Assessment of nitrate pollution in the Grand Morin aquifers (France): Combined use of geostatistics and physically based modeling. *Environmental Pollution*. 146: 241-256.
9. Ghahremani, N., and KhasheiSioki, A. 2012. Analysis of effective geological factors to the salinity of groundwater resources Bajestan plain and freshwater resources damage. Conference irrigation and evaporation reduction. Shahid Bahonar University. Kerman, Iran. (In Persian)
10. Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press, New York, 483p.
11. Goovaerts, P., Avruskin, G., Meiliker, J., Slotnick, M., Jacquez, G., and Nriagu, J. 2005. Geostatistical modeling of the spatial variability of arsenic in groundwater of southeast Michigan. *Water Resources Research*. 41: 1-19.
12. Habashi, H., Hosseini, S.M., Mohammadi, J., and Rahmani, R. 2007. Geostatistic applied in forest soil studying processes. *J. Agric. Sci. Natur. Resour.* 14: 18-27. (In Persian)
13. Heshmati, S.S., and Bigi Harchagani, H. 2012. Spatial Variability and Mapping of Shahrekord Groundwater Quality for Use in the Design of Irrigation Systems. *J. Water Res. Agric.* 26: 43-59. (In Persian)
14. Hu, K., Huang, Y., Li, H., Li, B., Chen, D., and White, R.E. 2005. Spatial variability of shallow groundwater level, electrical conductivity and nitrate concentration, and risk assessment of nitrate contamination in North China Plain. *Environment International*. 31: 896-903.
15. Isaaks, E.H., and Srivastava, R.M. 1989. *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press, New York, 561p.
16. Juang, K.W., and Lee, D.Y. 2000. Comparison of three nonparametric kriging methods for delineating heavy metal contaminated soils. *J. Environ. Qual.* 29: 197-205.
17. Journel, A.G., and Huijbregts, C.J. 1978. *Mining geostatistics*. Published By London : Academic Press. ISBN 10:0123910560. 600p.
18. Kumar, D., and Ahmed, Sh. 2003. Seasonal behavior of spatial variability of groundwater level in a granitic aquifer in monsoon climate. *Current Science*. 84: 188-196.

19. Lee, J.J., Jang, C.S., Wang, S.W., and Liu, C.W. 2007. Evaluation of potential health risk of arsenic-affected groundwater using indicator kriging and dose response model. *Science of the Total Environment*. 384: 151-162.
20. Nielsen, D.R., and Bouma, J. 1985. *Soil Spatial Variability*. Proceedings of a Workshop of the ISSS and the SSSA, Las Vegas, USA. 30<sup>th</sup> November to 1<sup>st</sup> December, 1984. Pudoc, Wageningen.
21. Rezaei, M., Davatgar, N., Tajdari, K., and Abolpour, B. 2010. Investigation the Spatial Variability of Some Important Groundwater Quality Factors in Guilan, Iran. *J. Water Soil*. 24: 932-941. (In Persian)
22. Taghizadeh-mehrjardi, R., Zareian-Jahromi, M., Mahmmodi, Sh., and Heidari, A. 2008. Spatial Distribution of Groundwater Quality with Geostatistics (Case Study: Yazd-Ardakan Plain). *World Appl. Sci. J.* 4: 9-17.
23. Wei, J.K., and Yuan, L.D. 2007. Comparison of three nonparametric kriging methods for delineating heavy metal contaminated soils. *J. Environ. Qual.* 29: 197-205.



Gorgan University of Agricultural  
Sciences and Natural Resources

*J. of Water and Soil Conservation, Vol. 22(1), 2015*  
<http://jwsc.gau.ac.ir>

## **Assessment of Groundwater Pollution in Bajestan Plains for Agricultural Purposes Using Indicator Kriging**

**\*A. Bameri<sup>1</sup>, H. Piri<sup>2</sup> and F. Ganji<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Lecturer, Dept. of Soil Science, University of Zabol,

<sup>2</sup>Lecturer, Dept. of Water Engineering, University of Zabol,

<sup>3</sup>M.Sc. Student, Dept. of Water Engineering, University of Zabol

Received: 01/03/2013; Accepted: 07/22/2013

### **Abstract**

Unethical and inequitable exploitation of groundwater resources has led to reduce the amount and the quality of these waters. In this study Ordinary Kriging (OK) and Indicator Kriging (IK) methods were used as geostatistical approach for preparation of thematic maps of the groundwater quality in Bajestan plain for agricultural purposes. First each of the measured parameters was compared with the acceptable standard limits based on the FAO standard. Three parameters such as Na, SAR and EC were greater than their respective groundwater pollution cutoff value. First, data normality was investigated and Log-transformed was applied to some parameters. The variogram analysis for each parameter was calculated. The evaluation criteria were ME and RMSE with the Cross Validation method. Then OK was used to analyze the spatial variability and quantitative potential maps, whereas IK was used to analyze groundwater quality parameters equal to or greater than the pollution threshold values. The results showed that the parameters of EC, SAR and Na in most wells were higher than the threshold value and the salinity and sodium adsorption ratio was high in most of the wells. The most limitation of the groundwater in the study area is EC. In more than 59 wells in which water quality is low, uncontrolled utilization of water for long time caused salinity and reduced soil permeability.

**Keywords:** Bajestan plains, Groundwater, Ordinary kriging, Indicator kriging

---

\* Corresponding Author; Email: rbameri@uoz.ac.ir

