

## ارزیابی احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی دشت همدان - بهار با استفاده از روش‌های زمین آماری

مینا توزنده جانی<sup>۱\*</sup> - علیرضا سفیانیان<sup>۲</sup> - نورالله میرغفاری<sup>۳</sup> - محسن سلیمانی<sup>۴</sup>

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۲۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۲۵

### چکیده

در بین عناصر سنگین، آرسنیک به‌عنوان یک عنصر سرطان‌زا شناسایی شده است و غلظت‌های زیاد آن در اکوسیستم می‌تواند یک نگرانی بزرگ برای سلامتی عمومی و محیط‌زیست ایجاد کند. هدف از این مطالعه ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی دشت همدان - بهار از نظر آلودگی به آرسنیک می‌باشد. بدین منظور غلظت آرسنیک در ۹۴ نقطه آب زیرزمینی مورد بررسی قرار گرفت. جهت تعیین توزیع مکانی آرسنیک از روش‌های مختلف زمین آمار استفاده گردید، سپس نتایج حاصل از این روش‌ها با استفاده از روش ارزیابی متقابل و محاسبه شاخص‌های میانگین خطای مطلق (MAE) و میانگین خطای انحراف (MBE) با یکدیگر مقایسه شدند و مناسب‌ترین روش انتخاب گردید. بدین منظور از روش توابع پایه شعاعی RBF با مدل Multiquadric جهت تعیین توزیع مکانی آرسنیک در آب زیرزمینی استفاده شد. علاوه بر این نقشه احتمال آلودگی و افزایش غلظت آرسنیک از حد آستانه نیز با استفاده از مدل کریجینگ شاخص برای آب زیرزمینی تهیه گردید. نتایج نشان داد که در حدود ۶۷ درصد آبخوان دارای احتمال آلودگی کمتر از ۵۰ درصد بود. درحالی که ۲۱/۱۸ درصد سطح آبخوان دارای آلودگی متوسط و ۱۰/۹ درصد سطح آبخوان دارای احتمال آلودگی زیاد بود. مناطقی که در آن احتمال آلودگی آب زیرزمینی زیاد بود با کاربری کشاورزی و به‌خصوص مناطق زیر کشت سیب‌زمینی هم‌خوانی داشت که می‌تواند به دلیل مصرف زیاد کودهای شیمیایی و مرعی در این مناطق باشد.

**واژه‌های کلیدی:** عنصر سرطان‌زا، توابع پایه شعاعی، توزیع مکانی، کریجینگ شاخص

### مقدمه

مانند فلزات سنگین کادمیوم، سرب، آرسنیک و غیره. مشکلات آلودگی کشوری نظیر ایران، همانند سایر کشورهای درحال توسعه، به‌واسطه رشد جمعیت و افزایش فعالیت‌های انسانی روز به روز افزایش می‌یابد و لزوم توجه بیشتری را می‌طلبد (۷). بررسی‌ها نشان می‌دهد که به طور متوسط چرخه نوسازی منابع آب سطحی حدود ۲۰ روز به طول می‌انجامد، ولی این مدت در منابع آب زیرزمینی کند بوده و به بیان دیگر آلودگی منابع و سفره‌های آب زیرزمینی، عمدتاً غیرقابل بازگشت است (۳۲). سفره‌های آب زیرزمینی منبع اصلی تأمین آب شرب بیش از ۱/۵ میلیارد نفر در سرتاسر جهان به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک مانند ایران است (۲۱). در حال حاضر حدود ۶۰ درصد آب آشامیدنی جهان و ۷۷/۸ درصد مصارف شرب در ایران از آب زیرزمینی تأمین می‌شود (۶ و ۱۱). در سالیان اخیر مشخص شده است که کیفیت آب‌های زیرزمینی نیز به‌اندازه کمیت آن‌ها مهم است. امروزه آلودگی منابع آب زیرزمینی توسط آلاینده‌ها و به ویژه فلزات سنگین باعث کاهش کیفیت این منابع شده و حتی در برخی مناطق احتمال غیرقابل استفاده شدن آن‌ها را افزایش داده

زندگی تمام موجودات زنده اعم از گیاه، حیوان و انسان به آب بستگی دارد و زندگی در جایی ممکن است که آب وجود داشته باشد (۲۱). فرآیند توسعه کشورها از جمله ایران، مسائل گسترده آلودگی آب را ایجاد کرده است و این آلودگی نه تنها ممکن است با تغییرات فیزیکی و زیستی همراه باشد بلکه به دلیل حل شدن فزاینده مواد سمی و نامطلوب در آب، آلودگی شیمیایی نیز ممکن است ایجاد شود. آلودگی‌ها با ایجاد تغییرات مذکور، کیفیت آب را تنزل می‌دهند و در مراحل آب را برای اغلب مصارف غیرقابل استفاده می‌کنند (۳۱). برخی از آلودگی‌ها زوال‌پذیرند و به آسانی تجزیه یا تقلیل داده می‌شوند؛ مانند مواد زاید کشاورزی، ولی بعضی آلاینده‌ها زوال‌ناپذیرند

۱، ۲، ۳ و ۴- کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشیاران و استادیار گروه محیط زیست، دانشگاه صنعتی اصفهان  
\* - نویسنده مسئول: (Email: m.touzandejani91@gmail.com  
DOI: 10.22067/jsw.v31i3.53993

آذربایجان شرقی و غربی گزارش شده است و با پایش‌هایی که هر ساله صورت می‌گیرد بر تعداد روستاها و مناطق آلوده به آرسنیک افزوده می‌شود (۲۹). تا کنون پژوهش‌های متعددی به منظور بررسی آلودگی‌های زیست محیطی فلزات سنگین به خصوص آرسنیک با استفاده از روش‌های زمین‌آماري انجام گرفته است. اردکانی و همکاران (۱۳۹۳) غلظت برخی از عناصر سنگین از جمله آرسنیک را در منابع آب زیرزمینی دشت رزن بررسی کرده و با استفاده از مدل‌های زمین‌آماري نقشه پهنه‌بندی عناصر مربوطه تهیه نمودند و نتایج آن‌ها نشان داد که میانگین غلظت عناصر مورد مطالعه کمتر از استانداردهای تعیین شده توسط WHO می‌باشد (۴). اصغری مقدم و همکاران (۱۳۹۳) طی پژوهشی وضعیت هیدروشیمیایی منابع آب زیرزمینی دشت خوی را از جنبه تعیین آلودگی آرسنیک مورد بررسی قرار دادند. نتایج این مطالعه نشان داد مقادیر آرسنیک در برخی مناطق دارای غلظت بالاتر از حد استاندارد سازمان بهداشت جهانی برای آب شرب است. هم چنین مشخص گردید منشأ آرسنیک منطقه مورد مطالعه زمین‌زاد و مربوط به عوامل زمین‌شناسی، سنگ‌ها و رسوبات حاصل از فرسایش این سنگ‌هاست (۵). نتایج پژوهشی که به منظور بررسی غلظت تجمع یافته آرسنیک در آب‌چاه‌های خانگی کارولینای شمالی انجام یافت، نشان داد که از ۶۳۰۰۰ حلقه چاه بررسی شده غلظت آرسنیک در نمونه‌های ۱۴۶۳ چاه بیش از استاندارد EPA بوده است (۳۵). فرانسیسکا و همکاران (۲۰۰۹) در ارزیابی آرسنیک موجود در آب زیرزمینی از روش‌های زمین‌آماري برای تعیین توزیع مکانی آرسنیک استفاده کردند و نتیجه گرفتند که بیش از ۹۰ درصد منطقه از حد استاندارد آرسنیک تجاوز کرده است (۱۲). گارسیا و همکاران (۲۰۰۷) فاکتورهای مؤثر بر غلظت آرسنیک در آب زیرزمینی را مورد بررسی قرار دادند و دریافتند که بیش‌ترین غلظت در نواحی دیده می‌شود که سطح آب زیرزمینی بالاست (۱۳).

در بسیاری از مطالعات آلودگی‌های زیست‌محیطی نه‌تنها پهنه‌بندی غلظت آلاینده بلکه تهیه نقشه‌های احتمال بزرگ‌تر بودن مقادیر برآورد شده از حدود آستانه نیز حائز اهمیت است. پهنه‌بندی آلودگی‌های زیست‌محیطی اولین قدم در شناسایی گستره آلودگی‌ها به شمار می‌آید. نقشه‌های احتمال آلودگی قادر به نشان دادن خطر آلودگی با تقسیم‌بندی منطقه مورد مطالعه بر اساس سطوح مختلف غلظت و یا به صورت مقادیر احتمال فزونی میزان آلاینده از حد آستانه معینی هستند. نقشه‌های اخیر نقش ارزنده‌ای در فرآیند تصمیم‌گیری ایفا می‌نمایند زیرا یک نقشه احتمال قادر به ارائه و انتقال عدم قطعیت موجود در تجزیه و تحلیل‌های آماری داده‌ها به فرد تصمیم‌گیرنده است (۲۷). همچنین نقشه‌های احتمال که بیان‌گر میزان ریسک آلودگی است را می‌توان به عنوان اطلاعات پایه جهت ارزیابی خطر آلودگی خاک، آب و دیگر اجزا اکوسیستم برای سلامت انسان و محیط‌زیست مورد استفاده قرار داد.

است. فلزات سنگین یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی به شمار می‌آیند که در اثر فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و توسعه شهری میزان ورود آن‌ها به منابع آب رو به افزایش است (۳۲). در بین فلزات سنگین آرسنیک یک شبه‌فلز سمی و سرطان‌زاست که به‌طور گسترده در محیط‌زیست پراکنده شده است و رتبه بیستم فراوانی عناصر در پوسته زمین را با میانگین ۱/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم را دارد (۱۶). آرسنیک در گروه اول ترکیبات سرطان‌زای موسسه بین‌المللی تحقیقات سرطان طبقه‌بندی شده است و از اثرات آن می‌توان به شاخی شدن پوست، سرطان کبد، پوست و مثانه، اختلالات روانی، آسیب به نورون‌های عصبی، فشار خون، پایین آمدن بهره‌دهی و کاهش ایجاد گلبول‌های سفید و قرمز خون اشاره کرد (۱۹،۲۰). این عنصر در طبیعت به حالت‌های اکسایش As(V) (آرسنات) و As(III) (آرسنیت) دیده می‌شود (۹) که آرسنیت تقریباً ۶۰ بار سمی‌تر از آرسنات است (۱). آرسنیک از طریق فرآیندهای طبیعی و یا انسان‌زاد وارد محیط می‌شود. فعالیت‌های انسانی شامل دفن پسماندهای خطرناک صنعتی، ذوب و خالص کردن مواد معدنی دارای آرسنیک، احتراق ذغال سنگ، برداشت آب زیرزمینی و فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد (۲). آرسنیک معمولاً به همراه کادمیوم، سرب، روی و جیوه در طبیعت یافت می‌شود. این عناصر از طریق چرخه غذایی که مهم‌ترین آن‌ها، آب آلوده است وارد بدن شده و ایجاد مسمومیت شیمیایی می‌کند. فازهای آرسنیک در خاک شامل آرسنیک محلول و آرسنیک موجود در فازهای تبادلی، کربناته، باند شده با اکسیدهای آهن و منگنز و مواد آلی است (۲۳). تحرک آرسنیک در فاز تبادلی بستگی به شوری، pH، بارهای سطحی خاک و حضور عناصری مانند آهن، منگنز، کلسیم و فسفات در خاک دارد که می‌تواند نقش تعیین‌کننده‌ای در تحرک آرسنیک و انتقال آن به آب‌های زیر زمینی داشته باشد (۳۹). برای مهار تحرک آرسنیک در خاک می‌توان از روش تثبیت استفاده کرد. در مبحث تثبیت آلاینده‌ها در خاک، غلظت کل آلاینده در خاک تغییر نمی‌کند، بلکه بخش پویای آلاینده کاهش می‌یابد. این تکنیک می‌تواند از آلودگی آب‌های زیرزمینی و ورود آلاینده‌ها به چرخه غذایی جلوگیری کند (۲۴).

سازمان بهداشت جهانی<sup>۱</sup> WHO و آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا<sup>۲</sup> USEPA حداکثر مجاز غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی را ۱۰ میکروگرم بر لیتر مشخص کرده‌اند. بر پایه استاندارد ملی ایران نیز حد اکثر مجاز غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی ۱۰ میکروگرم بر لیتر است (۲۹).

در ایران مواردی از آلودگی در استان‌های خراسان، کردستان،

1- World Health Organisation

2-United State Environmental Protection Agency

دشت بر اساس دیاگرام اقلیمی آمبرژه، در اقلیم نیمه خشک سرد قرار گرفته و دارای آب و هوای سرد کوهستانی می‌باشد (۳۳). تابستان‌ها معتدل و گرمترین ماه‌های سال آن، تیر و مرداد با حداکثر گرمای  $۶/۳۹+$  درجه سانتیگراد و سردترین ماه‌ها دی و بهمن با حداقل درجه حرارت  $-۳۳$  سانتیگراد است. رژیم بارندگی این منطقه از تیپ اقلیم مدیترانه‌ای است. متوسط آمار بارندگی سالانه در دوره آماری ۳۹ ساله بر اساس داده‌های ایستگاه باران سنجدی همدان  $۳۲۴/۳$  میلی‌متر می‌باشد. حداقل بارش سال در اواخر خرداد و حداکثر آن در فروردین ماه به ثبت رسیده است (۳۰). این محدوده به دلیل اختلاف ارتفاع بین بهار و ارتفاعات الوند، منطقه‌ای بادخیز است.

دشت همدان - بهار به‌عنوان یکی از دشت‌های ممنوعه و مسئله‌دار از نظر افت در سطح آب‌های زیرزمینی آن مطرح است. حساسیت ویژه این دشت در تأمین آب شرب، کشاورزی و صنعت شهر همدان و بهار و لزوم برداشت آب بیشتر در سال‌های آینده است.

از نظر زمین‌شناسی محدوده مورد مطالعه جزء زون سنندج - سیرجان محسوب می‌گردد و علامت مشخصه آن باتولیت گرانیتی الوند است که هسته ارتفاعات جنوبی حوزه را تشکیل داده‌اند و در دامنه این ارتفاعات سنگ‌های دگرگونی در مقیاس وسیع وجود دارند (۱۸). خاک‌های منطقه، خاک‌های کم عمق تا نیمه عمیق سنگریزه‌دار سبک تا متوسط همراه با تجمع مقداری مواد آهکی می‌باشد. بافت خاک منطقه مورد مطالعه به طور عمده لومی رسی و لومی است (۳۸). کاربری عمده این منطقه کشاورزی می‌باشد و محصولات غالب آن شامل سیب‌زمینی، یونجه، گندم و جو است. شکل ۱ موقعیت دشت همدان - بهار را نسبت به استان همدان نشان می‌دهد.

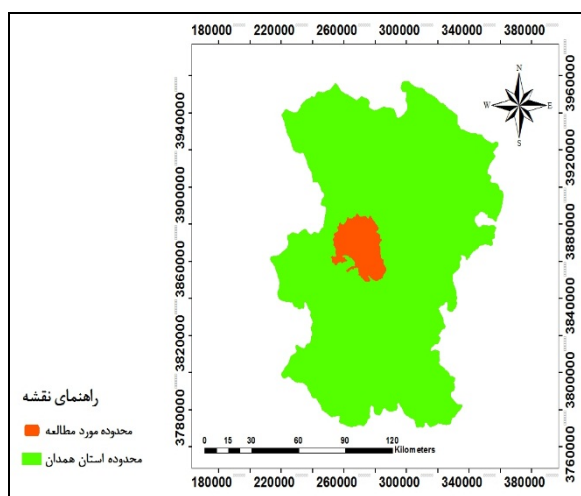
در این راستا شاخه‌ای از علم آمار کاربردی، به نام زمین‌آمار وجود دارد که با استفاده از اطلاعات حاصله از نقاط نمونه‌برداری شده، قادر به ارائه مجموعه وسیعی از تخمین‌گرهای آماری به منظور برآورد خصوصیات مورد نظر در نقاطی که نمونه‌برداری نشده‌اند، می‌باشد (۲۸). زمین‌آمار ابزارهایی را برای بررسی و تبیین آماری داده‌های نقطه‌ای فراهم می‌کند. این ابزارها فنونی را برای تهیه پهنه از نقطه در اختیار قرار می‌دهد (۳۶).

با توجه به توسعه کاربری کشاورزی در منطقه مورد مطالعه، استفاده بیش از حد نهاده‌های کشاورزی توسط کشاورزان و عدم پایش عناصر تجمع یافته در منابع آب زیرزمینی دشت همدان - بهار، به منظور بررسی عوارض مخرب بر سلامت شهروندان، در این پژوهش نسبت به بررسی غلظت و تهیه نقشه‌های توزیع مکانی و احتمال آلودگی فلز آرسنیک در منابع آب زیرزمینی این منطقه اقدام گردید.

## مواد و روش‌ها

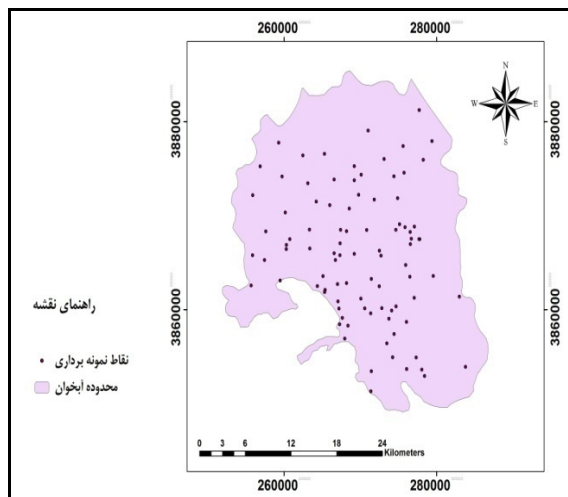
### منطقه مورد مطالعه

استان همدان در قسمت شمال غربی کشور واقع شده و از چهار دشت همدان - بهار، کبودر آهنگ، رزن و قهاوند تشکیل یافته است. منطقه مورد مطالعه آبخوان دشت همدان - بهار می‌باشد که با وسعتی حدود ۸۰۰ کیلومتر مربع در دامنه شمالی ارتفاعات الوند بین طول شرقی  $۱۷^{\circ}$ ،  $۴۸^{\circ}$  تا  $۳۳^{\circ}$ ،  $۴۹^{\circ}$  و عرض شمالی  $۳۳^{\circ}$ ،  $۳۵^{\circ}$  قرار گرفته است. در این دشت بخش‌های مرکزی از شهرستان همدان و بخش‌های لاله‌جین، صالح‌آباد و شهرستان بهار واقع شده است. حدود ۳۷ درصد از جمعیت ۱/۷ میلیون نفری استان در این محدوده که ۱۲/۷ درصد از مساحت استان را دارا است، ساکن می‌باشند. این

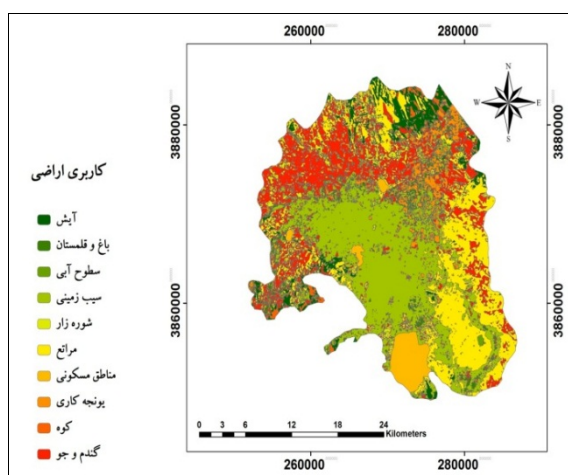


شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان همدان

Figure 1- Location of the study area in the Hamedan province



شکل ۲- موقعیت نقاط نمونه برداری در منطقه مورد مطالعه  
Figure 2- Location of sampling points in the study area



شکل ۳- نقشه کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه  
Figure 3- land use map of study area

و تخمین گرمثلثی<sup>۲</sup> و روش های زمین آمار، شامل تخمین گرهای غیر پارامتریک (IDW, Spline, RBF) و تخمین گرهای آمار پارامتریک (کریجینگ<sup>۳</sup> و کوکریجینگ<sup>۴</sup>) هستند (۲۶).

روش های کلاسیک روش هایی هستند که از آمار کلاسیک برای تخمین استفاده می کنند؛ در صورتی که در روش های زمین آماری، تخمین بر اساس ساختار فضایی موجود در محیط مورد نظر صورت می گیرد. روش های میانابایی زمین آماری کمیت همبستگی مکانی نقاط نمونه برداری شده را مدنظر قرار داده و تخمین را بر اساس موقعیت قرارگیری مکان نمونه های اندازه گیری نشده انجام می دهد (۱۵). در

در شکل ۳ نیز کاربری های مختلفی که در محدوده مورد مطالعه وجود دارند مشخص گردیده است. جهت تعیین کیفیت آب زیرزمینی دشت همدان - بهار از جنبه آلودگی به آرسنیک، تعداد ۹۴ نمونه آب زیرزمینی از چاه های موجود در منطقه مورد مطالعه مورد بررسی قرار گرفت و غلظت آرسنیک نمونه ها به روش طیف سنج جذب اتمی مدل GFAAS تعیین شد. موقعیت قرارگیری نقاط نمونه برداری در منطقه مورد مطالعه در شکل ۲ نشان داده شده است.

### روش های میانابایی

روش های مختلفی برای تخمین و پهنه بندی وجود دارد که شامل دو دسته هستند، روش های کلاسیک (تخمینگرهای چندضلعی تیسسن<sup>۱</sup>

2- Tringulation  
3-Kriging  
4-Cokriging

1- Theissen Polygons

زیر چند روش عمده تخمین معرفی می‌گردد.

### الف) روش کریجینگ

به‌طور کلی کریجینگ نامی تعمیم‌یافته است که به کلیه روش‌های آماری تخمین و برآورد متغیر ناحیه‌ای اطلاق می‌گردد. هدف اصلی کریجینگ یافتن اوزان آماری مشاهدات و نمونه‌هاست به گونه‌ای که علاوه بر ناریب بودن تخمین، واریانس تخمین نیز حداقل گردد. به همین دلیل کریجینگ را در بعضی موارد بهترین تخمین‌گر خطی ناریب می‌گویند (۱۷، ۲۶).

از نظر منطق محاسبات، دو روش کریجینگ وجود دارد: روش خطی و روش غیر خطی. در روش خطی فرض بر این است که توزیع عیار ماده معدنی تابعی نرمال به دست دهد و در حالت غیر خطی این توزیع می‌تواند غیر نرمال باشد. انواع روش‌های خطی همچون کریجینگ معمولی، کریجینگ ساده و از انواع روش‌های غیر خطی می‌توان به کریجینگ ناپیوسته، کریجینگ شاخص و احتمال اشاره کرد (۲۶).

### ب) روش معکوس فاصله وزنی<sup>۱</sup>

روش معکوس وزنی فاصله یکی از روش‌هایی است که در مطالعات جغرافیایی از آن زیاد استفاده می‌شود. فرض اساسی این روش بر آن است که با افزایش فاصله، میزان تأثیر پارامترها در برآورد سطح کاهش می‌یابد. در این روش برای پیش‌بینی در مکان‌هایی که داده‌های آن‌ها اندازه‌گیری نشده است از مقادیر اندازه‌گیری شده پیرامون محل استفاده می‌شود. در پیش‌بینی، عامل وزن بر اساس فاصله نقاط از یکدیگر تعیین می‌شود. به نقاط نزدیک محل نمونه وزن بیشتر و به نقاط دورتر وزن کمتر اختصاص می‌یابد. با استفاده از معادله ۱ می‌توان مقادیر مربوط به نقاط مختلف را به دست آورد.

$$Z_i = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{Z_j}{d_{ij}^m}}{\sum_{j=1}^n \frac{1}{d_{ij}^m}} \quad (1)$$

که در آن  $Z_i$  مقادیر نمونه،  $d_{ij}$  فاصله اقلیدسی هر مکان تا محل نمونه،  $m$  عامل توان (اصطکاک فاصله) و  $n$  تعداد نقاط نمونه است. نسبت کاهش وزن بستگی به مقدار  $m$  دارد. اگر  $m=0$  در نظر گرفته شود در این صورت کاهش در وزن با فاصله ایجاد نمی‌شود. بنابراین وزن در سطح فضا برابر فرض می‌شود. با افزایش مقدار  $m$  وزن برای نقاط دورتر با سرعت بیشتر کاهش می‌یابد. اگر مقدار  $m$  خیلی بزرگ باشد تنها نقاط مشاهده در پیش‌بینی تأثیر خواهد داشت. در مطالعات معمولاً این مقدار برابر ۲ در نظر گرفته می‌شود ولی الزامی نیست،

1 - Inverse Distance Square Weighted (IDW)

بلکه متناسب با نیاز و ماهیت اطلاعات و تغییرات فضایی آن باید مقدار  $m$  تعیین شود (۱۰).

### ج) روش توابع پایه شعاعی<sup>۲</sup>

این روش‌ها یکسری از تکنیک‌های دقیق درون‌یابی هستند که ۵ تابع پایه متفاوت دارند. هر تابع پایه یک شکل متفاوت و نتایج درون‌یابی سطحی اندکی تفاوت دارند.

روش‌های توابع پایه شعاعی شکلی از شبکه عصبی مصنوعی هستند و قادرند مقادیر بیش از ماکزیمم و کمتر از مینیمم اندازه‌گیری شده را تخمین بزنند درحالی‌که روش معکوس وزنی فاصله هرگز مقادیر بالای ماکزیمم اندازه‌گیری شده یا پایین‌تر از حداقل اندازه‌گیری شده را تخمین نمی‌زند (۳). معادله روش تابع پایه شعاعی به‌صورت زیر است:

$$Z_* = \text{Mean} \sum_{i=1}^N W_i \times \Phi_i \quad (2)$$

$\Phi$  = مقدار ارزش متغیر در نقطه  $i$  ام

$W_i$  = وزن نمونه در نقطه  $i$  ام

$Z_*$  = مقدار برآورد شده برای هر نقطه

### معیار ارزیابی

به منظور مقایسه روش‌های به‌کار برده شده در این تحقیق و انتخاب مناسب‌ترین روش زمین‌آمار، از تکنیک اعتبار متقابل (Cross Validation) استفاده شده است. در این روش، در هر مرحله یک نقطه مشاهده‌ای حذف شده و با استفاده از بقیه نقاط مشاهده‌ای، آن نقطه برآورد می‌شود. این کار برای کلیه نقاط مشاهده‌ای تکرار می‌شود، به طوری‌که در نهایت به تعداد نقاط مشاهده‌ای، مقادیر برآوردی وجود خواهد داشت. همچنین با استفاده از مدل‌های به دست آمده، در تعدادی از نقاطی که اندازه‌گیری وجود داشت، مقادیر تخمینی محاسبه گردید (۱۴).

معیارهای مختلفی نیز برای ارزیابی کارایی روش‌های میان‌یابی وجود دارد، که می‌توان به میانگین خطای اریب یا انحراف (MBE<sup>۳</sup>)، میانگین خطای مطلق (MAE<sup>۴</sup>) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE<sup>۵</sup>) اشاره کرد. معادلات مربوطه به قرار زیر هستند:

$$\text{RMSE} = \left[ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (z^*(x_i) - z(x_i))^2 \right]^{1/2} \quad (3)$$

$$\text{MAE} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |z^*(x_i) - z(x_i)| \quad (4)$$

2 - Radial Basic Function (RBF)

3- Mean Bias Error

4- Mean Absolute Error

5- Root Mean Squared Error

$$MBE = \frac{1}{N} [Z^*(x_i) - (x_i)] \quad (5)$$

RMSE جذر میانگین مربعات خطای تخمین می‌باشد و بیانگر این است که مقادیر پیش‌بینی شده چقدر از مقادیر مشاهده شده انحراف دارد. حد پایین RMSE صفر است. MAE میانگین مطلق خطای تخمین بوده و معرف دقت روش و مقدار متوسط خطا است که هرچه به صفر نزدیک باشد بهتر است. MBE میانگین انحراف از خطا و نشان‌دهنده میزان انحراف از نتایج به دست آمده است.  $Z^*(x_i)$  و  $Z(x_i)$  به ترتیب، مقدار مشاهده شده و مقدار برآورد شده و N تعداد نمونه‌ها است.

قبل از انجام میانبایی عناصر ابتدا آنالیز همبستگی مکانی مورد بررسی قرار گیرد. تجزیه و تحلیل ساختار تغییرات مکانی با استفاده از تغییر نما صورت می‌گیرد. تغییر نما یا واریوگرام تغییرات فاصله‌ای یا ساختار تغییرپذیری یک متغیر خاص را نشان می‌دهد و از ابزارهای اساسی زمین‌آمار جهت بررسی تغییرات مکانی خصوصیات آب است. در واقع تغییر نما (واریوگرام) میانگین مربعات تفاضل دو مقدار را به عنوان تابعی از نمو فاصله بین آن‌ها نشان می‌دهد. تغییر نما پایه بسیاری از محاسبات زمین‌آمار است.

جهت انجام پهنه‌بندی، مدل‌های مختلف تغییر نما و روش‌های مختلف زمین‌آمار به کار گرفته شده و بهترین مدل تغییر نما و مناسب‌ترین روش درون‌یابی، که کمترین خطای تخمین و خطای قدر مطلق میانگین (MAE) و خطای انحراف میانگین (MBE) را ایجاد نماید، انتخاب و میانبایی نهایی با استفاده از آن‌ها صورت گرفت. همچنین برای بیان استحکام ساختار فضایی یک متغیر از نسبت  $C/C_0$  استفاده شد که برابر است با نسبت بزرگی مؤلفه ساختار دار به مؤلفه بدون ساختار واریوگرام که هرچه این مقدار از ۰/۵ بیشتر باشد نشان‌دهنده بزرگی مؤلفه ساختار دار و وجود ساختار فضایی قوی است. نسبت دیگری نیز بدین منظور وجود دارد و آن نسبت اثر قطعه‌ای به سقف  $(C_0)/(C+C_0)$  است و در واقع معرف آن است که چه مقدار از کل تغییرپذیری را اثر قطعه‌ای توجیه می‌کند. نسبت اثر قطعه‌ای به سقف می‌تواند به عنوان معیاری برای طبقه‌بندی وابستگی مکانی ضرایب ۰/۲۵ و ۰/۷۵ دو آستانه برای شدت نسبی وابستگی مکانی است. متغیری با ضریب کمتر از ۰/۲۵ نشان‌دهنده وابستگی مکانی قوی است. متغیری با ضریب بین ۰/۲۵ تا ۰/۷۵ وابستگی مکانی متوسط و ضریب بزرگ‌تر از ۰/۷۵ وابستگی مکانی ضعیفی را نشان می‌دهد (۳۴).

### تهیه نقشه احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی

برای تهیه نقشه احتمال آلودگی باید حدود غلظت آستانه یا بحرانی را برای عنصر مورد نظر تعیین کرد. در بین روش‌های زمین‌آمار، کریجینگ شاخص، کریجینگ احتمال و کریجینگ گسسته، از

روش‌های کریجینگ غیرخطی هستند که برای مدل‌سازی تابع توزیع تجمعی شرطی<sup>۱</sup> (CCDF) غلظت آلاینده‌ها در نقاط نمونه‌برداری نشده به کار می‌روند (۲۵). با توجه به CCDF در یک مکان معلوم می‌توان احتمال این که غلظت یک عنصر سنگین از یک آستانه مشخص بیشتر باشد را محاسبه نمود. در این مطالعه جهت تهیه نقشه احتمال آلودگی آب زیرزمینی از روش کریجینگ شاخص استفاده گردید.

برای سهولت تفسیر نقشه‌های احتمال آلودگی و با در نظر گرفتن احتمال ۵۰ درصد به عنوان حد قابل قبول ریسک، نقشه‌ها به سه طبقه زیر تقسیم شدند (۲۲).

- ۰-۵۰ درصد خطر ریسک آلودگی کم
- ۵۰-۷۵ درصد خطر ریسک آلودگی متوسط
- ۷۵-۱۰۰ درصد خطر ریسک آلودگی زیاد

## نتایج و بحث

### آنالیز آماری داده‌ها

پارامترهای توصیفی در سه دسته شامل شاخص‌های موقعیت، شاخص‌های پراکنش و شاخص‌های شکل بررسی شدند. شاخص موقعیت، آماره‌های میانگین و میانه را دربر می‌گیرد و محل قرارگیری مرکزیت یا نقطه ثقل داده را نشان می‌دهند. از شاخص‌های پراکنش انحراف معیار بررسی شد که این شاخص جهت توصیف تغییرات مقادیر داده‌ها به کار گرفته می‌شود. آماره‌های ضریب چولگی و ضریب تغییرات نیز بیان‌گر شکل توزیع داده‌ها هستند.

توصیف آماری غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی در جدول ۱ نشان داده شده است. دامنه غلظت آرسنیک در منطقه بین ۵-۷۹/۵ میکروگرم بر لیتر است و ضریب تغییرات آن نیز بالا است. میانگین غلظت نیز ۱۲/۴ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. این در حالی است که حد آستانه آرسنیک در آب که توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) تعیین شده، ۱۰ میکروگرم بر لیتر است (۴۱). بنابراین میانگین آرسنیک در منطقه فراتر از حدود استاندارد جهانی است. ضریب تغییرات بالا و چولگی مثبت بالا (۳/۱۱) حاکی از آن است که میانگین نمی‌تواند معرف خوبی برای غلظت آرسنیک منطقه باشد. یکی از دغدغه‌های کارشناسان در مراحل اولیه تجزیه و تحلیل‌های آماری داده‌ها، تعیین تبعیت آن‌ها از توزیع نرمال است. اکثر روش‌های زمین‌آمار مستلزم داشتن جامعه‌ای با توزیع نرمال است. در این مطالعه برای بررسی توزیع و تست نرمال بودن در سطح اطمینان ۹۵ درصد،

1- Conditional Cumulative Distribution Function (CCDF)

از آنالیز کولموگروف اسمیرنوف و هیستوگرام داده‌ها استفاده شد. نتایج نشان داد که غلظت آرسنیک در آب‌های زیرزمینی منطقه فاقد توزیع نرمال می‌باشد.

جدول ۱- آمار توصیفی غلظت آرسنیک در آب زیرزمینی

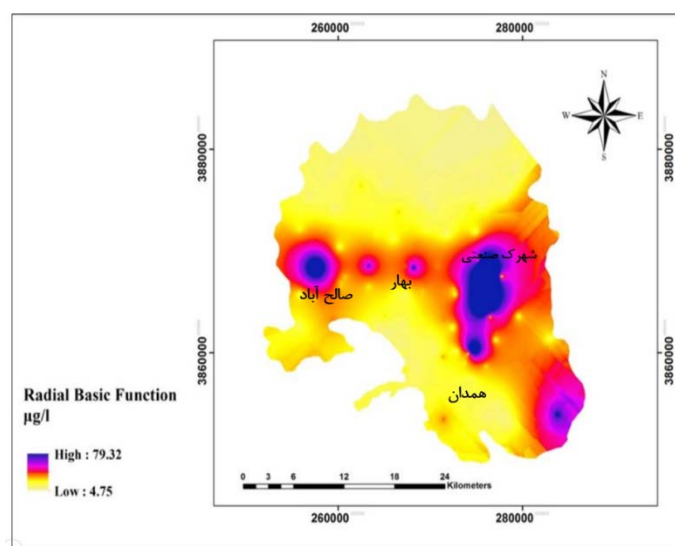
Table 1. Descriptive statistics of arsenic concentrations in groundwater

متغیر Variable	مینیمم Minimum	ماکزیمم Maximum	میانگین Mean	انحراف معیار StDev	ضریب تغییرات CV	چولگی Skewness
آرسنیک (µg/L) Arsenic	5	79.5	12.4	15.56	125.5	3.11

زیرزمینی فاقد وابستگی مکانی قوی است. بنابراین برای پهنه‌بندی این متغیر از بین روش‌های ناپارامتریک، از توابع پایه شعاعی (RBF) با مدل Multiquadric استفاده شد (شکل ۶). این روش برای آرسنیک آب زیرزمینی دارای کمترین مقدار MAE و MBE بود.

### تعیین توزیع مکانی آرسنیک آب زیرزمینی

مقادیر غلظت آرسنیک آب زیرزمینی حتی با تبدیل لگاریتمی و تبدیل قوی‌تر باکس-کاکس نیز نتوانست از توزیع نرمال تبعیت نماید. همچنین آنالیز همبستگی مکانی نشان داد که غلظت آرسنیک در آب



شکل ۶- نقشه توزیع مکانی آرسنیک در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه به روش RBF

Figure 6- The spatial distribution map of arsenic in groundwater by RBF method

آرسنیک در آب‌های زیرزمینی دشت پامپین آرژانتین دریافتند که بیشترین غلظت در نواحی دیده می‌شود که سطح آب زیرزمینی بالاست و کمترین غلظت آرسنیک نیز در نواحی با عمق زیاد دیده می‌شود (۱۳). علاوه بر این، مطالعات قبلی صورت گرفته بر روی خاک‌های این منطقه نشان می‌دهد که در این نواحی میزان مواد آلی و pH خاک سطحی نیز پایین است. بنابراین قدرت جذب فلزات سنگین در خاک کاهش یافته و آرسنیک وارد محلول خاک شده و به آب زیرزمینی نفوذ پیدا کرده است (۳۷). فرانسیسکا و همکاران (۲۰۰۹) نیز در ارزیابی آرسنیک موجود در آب زیرزمینی از روش‌های زمین‌آمار برای تعیین توزیع مکانی آرسنیک استفاده کردند و به این نتیجه رسیدند که دشت پامپین در ایالت کوردوبا بیشترین غلظت آرسنیک را

بیشترین غلظت و تمرکز آرسنیک در محل شهرک صنعتی واقع در شمال همدان (در مسیر همدان - تهران) و بخش‌های جنوبی آن وجود داشت. به‌طور کلی غلظت‌های بیش از حد آرسنیک در سه منطقه قابل مشاهده است. منطقه اول که در آن غلظت آرسنیک اندازه‌گیری شده بیش از ۵۰ میکروگرم بر لیتر بود، محدوده‌ای بین شهر همدان و شهرک صنعتی جاده تهران است و بیشترین میزان ناهنجاری اندازه‌گیری شده (۷۹/۵ میکروگرم بر لیتر) نیز در همین ناحیه قرار دارد. منطقه بعدی که غلظت آرسنیک اندازه‌گیری شده در آن بالاست در حومه شهر صالح‌آباد است. در این مناطق سطح آب زیرزمینی بالا و حدود ۱۰ متر است و آلاینده‌ها راحت‌تر می‌توانند به آب زیرزمینی نفوذ کنند. گارسیا و همکاران (۲۰۰۷) در بررسی فاکتورهای مؤثر بر غلظت

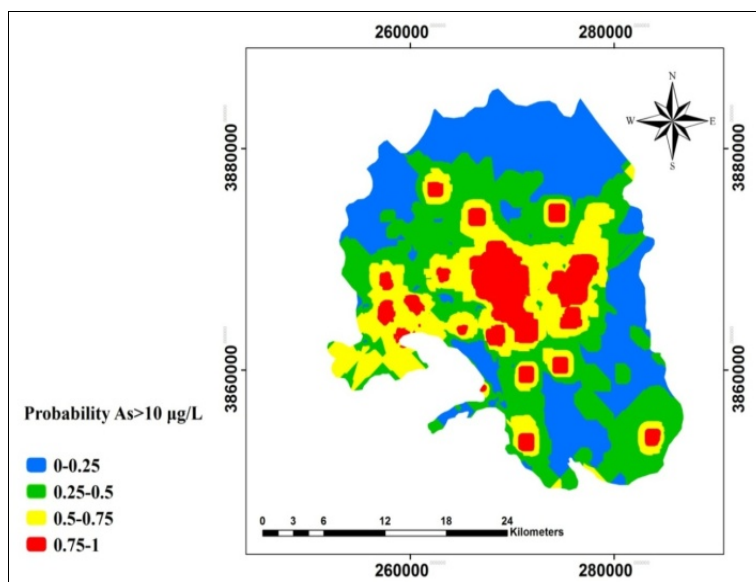
آرسنیک در آن از حدود آستانه تجاوز کرده است بیشتر با کاربری کشاورزی و به خصوص اراضی گندم و سیب‌زمینی هم‌خوانی دارد. اراضی سیب‌زمینی بیشترین میزان مصرف کود را در بین سایر محصولات زراعی منطقه به خود اختصاص داده است. در این اراضی سالانه حدود ۱۶۲۸۴ کیلوگرم در هکتار در سال کود شیمیایی و مرغی مصرف می‌شود که کود مرغی با ۱۴۷۹۰ کیلوگرم در هکتار در سال بیشترین میزان را در بین سایر کودها از جمله کودهای شیمیایی اوره، فسفات و پتاس دارا می‌باشد. تحقیقات نشان داده است که کودهای مرغی دارای میزان آرسنیک قابل توجهی نسبت به سایر کودها می‌باشد. از طرفی مصرف زیاد کودهای شیمیایی و مرغی و همچنین آفت‌کش‌ها همراه با این محصولات، معضل اصلی را برای منطقه به وجود آورده است و فروشوبی کودها و آفت‌کش‌ها همراه با آبیاری باعث آلودگی آب زیرزمینی شده است. علاوه بر این به منظور تعیین نقش ارتفاع دشت با میزان آلودگی آب زیرزمینی به آرسنیک، نقشه مدل رقومی ارتفاع (DEM) منطقه نیز مورد بررسی قرار گرفت. بررسی‌ها نشان داد که بین میزان آلودگی آب زیرزمینی و ارتفاع دشت در نقاط مختلف ارتباط معنی‌داری وجود ندارد. همچنین با توجه به تحلیل‌ها و بررسی‌های به عمل آمده بر روی سازندها و نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه، مشخص گردید که منابع آب زیرزمینی که در واحدهای دگرگونی قرار دارند، از مقادیر بالای آرسنیک برخوردار می‌باشند. بنابراین به نظر می‌رسد که علاوه بر تاثیر فعالیت‌های انسانی، آلودگی آب زیرزمینی به آرسنیک در محدوده این دشت دارای منشأ طبیعی نیز می‌باشد.

در آب زیرزمینی دارا است و بیش از ۹۰ درصد منطقه از حد آستانه مربوط به آرسنیک (۱۰ میکروگرم بر لیتر) تجاوز کرده است. در این قسمت‌ها خاک فاقد توانایی جذب فلزات سنگین بود بنابراین آرسنیک از خاک شسته و وارد آب زیرزمینی شده است (۱۲). منطقه سوم نیز، محدوده‌ای بین شهر بهار و لاله‌جین می‌باشد که غلظت بالای آرسنیک در نمونه‌های برداشت شده دیده شده است.

#### نقشه پهنه‌بندی احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی

یکی از روش‌های تعیین خصوصیات مکانی آرسنیک در آب زیرزمینی، تهیه نقشه‌های احتمال تجاوز از حد آستانه تعیین شده برای آب زیرزمینی (۱۰ میکروگرم بر لیتر) است. چنین نقشه‌هایی را با استفاده از کریجینگ شاخص می‌توان تهیه نمود.

همان‌طور که در شکل ۷ مشاهده می‌شود مناطقی که در آن احتمال آلودگی آرسنیک در آب زیرزمینی بالاست با رنگ قرمز نمایش داده شده است. این مناطق به صورت لکه‌هایی در سطح آبخوان پراکنده شده‌اند که بیشترین تمرکز آن در مرکز آبخوان است. احتمال آلودگی در حدود ۶۷ درصد آبخوان کمتر از ۵۰ درصد است. در حالی که ۲۱/۲ درصد سطح آبخوان دارای آلودگی متوسط و ۱۰/۹ درصد سطح آبخوان دارای احتمال آلودگی زیاد است. از جمله این مناطق می‌توان به نواحی جنوبی شهرستان صالح‌آباد، محدوده بین روستای امزاجرد و شهرک صنعتی بوعلی و روستاهای گنج تپه و یگانه اشاره کرد. روی هم‌گذاری نقشه احتمال آلودگی آب زیرزمینی با نقشه کاربری زمین نشان می‌دهد، مناطقی که دارای احتمال آلودگی زیاد هستند و غلظت



شکل ۷- نقشه احتمال آلودگی آب زیرزمینی و افزایش غلظت آرسنیک از حد آستانه ۱۰ میکروگرم بر لیتر

Figure 7- contamination Map and The probability of increasing arsenic concentrations of than the threshold of 10 µg/L



کشت سیب‌زمینی و سایر محصولات زراعی در منطقه و استفاده بی‌رویه از آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی در بخش کشاورزی، امکان افزایش غلظت آرسنیک در اراضی کشاورزی و به تبع آن منابع آب زیرزمینی به واسطه نفوذ نزولات جوی و آبیاری اراضی وجود دارد. به عبارتی بارندگی‌هایی که در این منطقه به وقوع می‌پیوندد، موجب انحلال عناصر موجود در سنگ‌ها و کانی‌های حوزه و ورود عناصر به منابع آب زیرزمینی می‌شود. در نتیجه آلودگی این منابع قابل پیش‌بینی بوده و لزوم تمهیداتی در این موارد ضروری به نظر می‌رسد.

اثرات فعالیت‌های زراعی بر کیفیت آب‌های زیرزمینی دشت همدان - بهار به این دلیل اهمیت می‌یابد که آب زیرزمینی تنها منبع آب قابل شرب برای کشاورزان ساکن در مزارع پراکنده در دشت است.

### تشکر و قدردانی

بدین وسیله از سازمان کل حفاظت محیط زیست به خاطر همکاری در اجرای شدن این تحقیق تشکر و قدردانی می‌گردد.

بامری نیز در سال ۱۳۹۴ با استفاده از روش کریجینگ شاخص، میزان آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت بجنستان را جهت مصارف کشاورزی مورد ارزیابی قرارداد. نتایج تحقیقات آن‌ها نشان داد که مصرف کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها عامل اصلی محدود کننده در کیفیت آب زیرزمینی می‌باشد (۸).

### نتیجه‌گیری کلی

نتایج مطالعه حاضر نشان داد که میانگین غلظت آرسنیک در آب زیرزمینی دشت همدان - بهار از رهنمود WHO و سازمان حفاظت محیط زیست ایران بیشتر می‌باشد. غلظت فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی به عوامل مختلفی از جمله نوع، میزان و زمان کود دهی، شرایط اقلیمی منطقه، سطح سفره‌های آب زیرزمینی و زمین‌شناسی منطقه بستگی دارد.

با توجه به استقرار صنایع آلاینده و همچنین ساختار زمین‌شناسی منطقه که در آن به طور طبیعی غلظت آرسنیک بالاست و با توجه به

### منابع

- 1- Akter A., Ali M.H. 2011. Arsenic contamination in groundwater and its proposed remedial Measures, International Journal of Environmental Science and Technology, 8:433-443.
- 2-Appelo T. 2006. Arsenic in Groundwater -World Problem. Seminar Utrecht, Netherlands National Committee of the IAH.
- 3-Arc GIS (version 9.3) help, geostatistical analyst
- 4-Ardakani S., Jamali M., Maanijou M. 2015. Evaluation of As, Zn, Cr and Mn concentrations in groundwater resources of Razan plain and preparing the zoning map Using geographic information systems, Journal of Environmental Science and Technology, 16(2): 25-38. (in Persian with English abstract)
- 5-Asghari Moghadam A., Jalali L. 2015. Study of arsenic anomaly and its possible source in groundwater of Khoori plain, Journal of Earth Sciences, 94: 154-147. (in Persian).
- 6-Asgari K.A., Moazede H. and Qorbanizade H. 2011. Nitrate contamination modeling in zayandehrood groundwater using artificial neural networks, the first international conference on plants, water, soil and air modeling, the International Center for Advanced Science and Technology and Environmental Science, Shahid Bahonar University of Kerman. (in Persian).
- 7-Bagheri M. 2000. Effects of effluent irrigation systems in some physical, chemical properties and soil pollution for several crop under cultivation (Dissertation for MSe degree of Water Resources) Faculty of Agriculture, Isfahan Industrial University, 156. (in Persian).
- 8-Bameri A., Piri H., Ganji F. 2015. Assessment of Groundwater Pollution in Bajestan Plains for Agricultural Purposes Using Indicator Kriging, Journal of Water and Soil Conservation, 22(1). (in Persian with English abstract)
- 9-Bissen M., Frimmel F. H. 2003. Arsenic- a Review, part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility, Acta hydrochim, Hydrobiol, 31(1): 9-18.
- 10-Faraji H., Azizi Q. 2007. The accuracy of spatial interpolation methods Case Study Mashhad Kardeh areas rainfall modeling, geographical research, 58: 15-1. (in Persian).
- 11-Fatehi M., Semiromi M. and Mirnia S. 2012. groundwater resources Management using a numerical model (Case study: Grbaygan plain in Fars province), Iran Water Resources Management Conference 4th, May 2012, Amirkabir University of Technology, Tehran. (in Persian).
- 12-Francisca F. M., Carro, M. E. 2009. Assessment of natural in groundwater in Cordoba Province, Argentina, Environmental Geochemistry and Health, 31: 673-682.
- 13-Garcia M.G., Sracek O., Fernandez D.S., Hidalgo M. 2007. Factors affecting arsenic concentration in groundwaters from Northwestern Chaco-Pampean Plain, Argentina, Environ Geol, 52: 1261-1275.
- 14-Golmohammadi G., Maroofi S., Mohammadi K. 2009. Runoff Coefficient Regionalization of the Hamedan province using geostatistical methods and GIS, Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, 46: 514-501. (in Persian).

- 15-Habashi H., Hoseini S M., Shatayi S. and Mohammadi J. 2006. Evaluation of the accuracy of the interpolation method to estimate the total nitrogen in the soil using GIS, Geomatics Conference. (in Persian).
- 16-Hakan, A., Turan, N. A. 2015. Estimation of spatial distribution of heavy metals in groundwater using interpolation methods and multivariate statistical techniques; its suitability for drinking and irrigation, Environmental Monitoring and Assessment, 187: 1-13.
- 17-HasaniPak A., Sharafaldin M. 2002. Exploratory data analysis, Tehran University Press, second edition, page 987. (in Persian).
- 18-<http://www.hmrw.ir>
- 19-Hudson-Edwards K. A., Jamieson H. E., Charnock J. M., Macklin M.G. 2005. Arsenic speciation in waters and sediments of ephemeral floodplain pools, rios Agrio-Guadiamar, Aznalcóllar, Spain Chem Geol, 219(1-4):175-192.
- 20-International Agency for Research on Cancer (IRAC), Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to human. Vol.1 World Health Organization, 1987.
- 21-Kardovani P. 2004. Groundwater and surface water issues and exploit them. Resources and Water Issues in Iran, University of Tehran Press, vol.1.(in Persian)
- 22-Khodakarami L. 2009. Agricultural non-point sources of pollution assessment using GIS and RS, Faculty of Agriculture, Isfahan Industrial University. (in Persian)
- 23-Kim J.Y., Davis A.P., Kim K.W. 2003. Stabilization of available arsenic in highly contaminated mine tailings using iron. Journal of Environmental Science and Technology, 37: 189-195.
- 24-Kumpiene J., Ore S., Renella G., Mench M., Lagerkvist A., Maurice C. 2006. Assessment of zerovalent iron for stabilization of chromium, copper, and arsenic in soil. Environmental Pollution. 144: 62-69.
- 25-Lark R.M., Ferguson R.B. 2004. Mapping risk of soil nutrient deficiency or excess by disjunctive and indicator kriging, Geoderma, 118: 39-53.
- 26-Mohammadi J. 2007. Pedometer. Volume II, spatial statistics, published by the Pelk, First Edition, 453 pages. (in Persian)
- 27-Mohammadi J. 2003. Zoning and assessment of soil pollution using fuzzy set theory . fuzzy collections and its Applications Conference, 139-133. (in Persian)
- 28-Mohammadi J. 2001. An overview of the fundamentals of geo-static and Its Application in Soil, Journal of Soil and Water, 15(1): 99-121. ( in Persian)
- 29-Nazari Y., Abasnejad A. 2015. Source determination and distribution of arsenic in Rhine Plain groundwater (south-east of Kerman) using statistical techniques, Journal of Earth Sciences, 94: 128-117. (in Persian)
- 30-Nozari H., Zali A. 2013. Studing the status of the groundwater aquifer withdrawals from Hamadan-Bahar basin, Journal of Soil and Water Science, 23(4): 277-290. (in Persian with English abstract).
- 31-Rajaei Q, Pourkhabbaz A. R, Hesari Motlagh S. 2012. Assessment of Heavy Metals Health Risk of Groundwater in Ali Abad Katoul Plian, urnal of North Khorasan University of Medical Sciences, Summer 2012; 4(2): 163. (in Persian with English abstract).
- 32-Rahnama S, Khaledian M. R., Shahnazari A., Forghani A. A. 2011. geostatistically based evaluation of heavy metals concentration in groundwater resources of Central Guilan. Proceedings of the 4th Iran Water Resources Management Conference 2011; 12 .( in Persian)
- 33-Rahmani A., Sedeih M. 2004. Prediction of changes in Hamedan - Bahar groundwater level Hamedan using time series model, Journal of Water and Wastewater, 51: 42-49. (in Persian with English abstract).
- 34-Rodriguez Martin J. A., Arias M. L., Grau J. M. 2006. Heavy metals contents in agricultural top soils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations, Environmental Pollution, 144: 1001-1012.
- 35-Sanders A.P., Messier K. P., Shehee M., Rudo K., Serre M.L., Fry R.C. 2012. Arsenic in North Carolina (Public Health Implications), Environment International, (38): 10-16.
- 36-Saberi N., Mahini A., Mirkarimi H., Abdi O. 2010. The use of geostatistics in study of nitrate and phosphate contamination of drinking water, East region Gorgan, Journal of Geography and Urban Planning, 6: 65-71. ( in Persian)
- 37-Shahbazi A. 2012. Impact assessment of agricultural activities on heavy metals accumulation in Hamedan province soils. (in Persian with English abstract).
- 38-Soil contaminants Atlas of Hamedan province, Basic Studies, 2009. Faculty of Natural Resources, University of Technology.
- 39-Sparks D. L. 2003. Environmental soil chemistry. Access Online via Elsevier.
- 40-Torabi S. 2012. Avian and bovine fertilizing effects of poultry and cow manure on the concentration of zinc, cadmium and arsenic in two different varieties of wheat in terms of performance. Master's thesis of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Technology. (in Persian with English abstract).
- 41-World Health Organization (WHO). 1998. Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd edn, Geneva, World Health Organization.

## Assessment of Arsenic Contamination Probability of Groundwater in Hamedan-Bahar Basin Using Geostatistical Methods

M. Touzandejani<sup>1</sup> – A. Soffianian<sup>2</sup> – N. Mirghaffari<sup>3</sup> – M. Soleimani<sup>4</sup>

Received: 16-05-2016

Accepted: 15-03-2017

**Introduction:** All living organisms, such as plants, animals and humans depends on the water and life may exist in a place where water is available. Groundwater is the main source of drinking water for more than 5.1 billion people around the world, especially in arid and semi- arid regions such as Iran. Currently, groundwater provided about 60 percent of the worlds drinking water and 77.8 percent of the Iran's drinking water. In recent years, it has been found that groundwater quality is also important as much as its quantity. Nowadays, pollution of groundwater resources from pollutants, especially heavy metals reduces the quality of these resources. Heavy metals are one of the most important environmental pollutant that its entering into the water is raised by agricultural activities, industrial and urban development. Among the heavy metals, arsenic is a toxic and carcinogenic metalloids which are widely distributed in the environment and it has a twentieth abundance of elements in the Earth's crust with an average of  $1.8 \text{ mg kg}^{-1}$ . Arsenic has been classified in the first group of cancer-causing compounds. It has different effects such as horny skin, liver, skin and bladder cancer, mental disorders, damage to neurons, blood pressure, lower IQ and reducing white blood cells and red blood. The Maximum permissible arsenic in drinking water is 10 micrograms per liter which has been identified by the World Health Organization and America Environmental Protection Agency. According to national standards of Iran, limitation of arsenic in drinking water is 10 micrograms per liter. So far, numerous studies were done to evaluate the environmental contamination of heavy metals, especially arsenic using geostatistical methods. The aim of this study was to evaluate the quality of groundwater in terms of Arsenic pollution.

**Materials and Methods:** study area is Hamedan - Bahar aquifer with an area of 800 square kilometers that is located on the northern slopes of Alvand Mountains. The central part of Hamadan city, Lalejin, Saleh Abad and Bahar city is located in the study area. To conduct this study, concentrations of arsenic was investigated in 94 groundwater points. To determine the spatial distribution of arsenic, different geostatistical methods were used. Then the results of this methods were compared using cross validation technique and MAE & MBE index and the most suitable method was chosen for this purpose. Eventually RBF method by multiquadric model was used. Moreover Contamination probability map was developed using indicator kriging models.

**Results and Discussion:** Arsenic concentrations were in the range between 5 – 79.5 micrograms per liter. Also The average concentration was 12.4 micrograms per liter. While the threshold for arsenic in water defined 10 micrograms per liter by the World Health Organization (WHO). So an average of arsenic in ground water is higher than limits of international standard. The spatial correlation analysis showed that the concentrations of arsenic in groundwater have no strong spatial dependency. So, for zoning this variable, between the nonparametric methods, radial basis function (RBF) by Multiquadric model was used. This method had lowest MAE and MBE index for arsenic in groundwater. The highest concentration of arsenic was in the industrial zone in the north of Hamadan (Hamedan, Tehran road). In general Excessive concentrations of arsenic are visible in the three areas: The first area is between Hamedan and Tehran Road Industrial Estate, that the high rate of abnormalities was found in this area ( $79.5 \mu\text{g/L}$ ). Also the suburbs of Saleh-Abad and the Bahar city has high arsenic concentration. In these areas, groundwater levels were high and pollutants can penetrate more easily. The results of the contamination map using an indicator kriging method showed that 21.18% of aquifer moderately contaminated and about 10.9% of the aquifer area have a high contamination possibility. Polluted groundwater is matched with agricultural land especially the potato fields.

**Conclusion:** The results showed that the average concentration of arsenic in groundwater of Hamedan-Bahar basin is more than WHO and Iran department of environmental guidelines. The highest concentration of arsenic in agricultural lands and consequently in groundwater resources is due to the existence of polluting industries,

1, 2, 3 and 4- MSc of Environmental Pollution, Associate Professors and Asistant Professor, Environmental Department, Isfahan University of Technology

(\*- Corresponding Author Email: m.touzandejani91@gmail.com)

the geological structure of the area where arsenic concentration naturally is high, cultivation of potatoes and other crops in the region and indiscriminate use of pesticides and chemical fertilizers in agriculture.

**Keywords:** Carcinogenic metalloids, Indicator kriging, Radial basic function, Spatial distribution