

مقاله علمی-پژوهشی

## بررسی غلظت فلزات سنگین در منابع آب با استفاده از روش‌های مختلف زمین‌آمار - منطقه مورد مطالعه دشت آستانه

علیرضا احمدی<sup>۱</sup>

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۱/۱۲ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۲/۲۲

### چکیده

منابع آب‌های زیرزمینی از با ارزش‌ترین منابع ملی، و حفاظت از کیفیت آن حیاتی است. یکی از راه‌های مناسب برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی بررسی تغییرات مکانی کیفیت آن‌ها و مدیریت بهره‌برداری از منابع آب و کاربری زمین است. از منظر دقت و اثر درون‌یابی و منشأ، این پژوهش مقایسه‌ای بین روش‌های درون‌یابی OK، RBF، IDW و برای غلظت عناصر Zn، Pb، Cd را در منطقه مطالعاتی دشت آستانه تحلیل می‌کند. همچنین اختلاف دقت و عدم قطعیت درون‌یابی و منشأ آلودگی تجزیه و تحلیل شد و نتایج به دست آمده نشان می‌دهد بر اساس توزیع مکانی عناصر، آلوده‌ترین منطقه در جنوب شرقی محدوده در اطراف معدن زغال‌سنگ و سنگ مرمر که در منطقه حفاظت‌شده سیاه‌رود می‌باشد، قرار دارد. از جنوب منطقه به سمت شمال منطقه آلودگی کمتر شده و کمترین مقدار آلودگی در شمال منطقه و نزدیک پارک ملی بوجاق و دریاچه خزر می‌باشد. با توجه به استانداردهای WHO می‌توان دریافت که برای Zn، تمام منطقه محدوده مجاز WHO قرار دارد که حد استاندارد آن ۱۵ mg/L می‌باشد و حداکثر Zn در منطقه ۱/۶۴ mg/L می‌باشد. برای Pb فقط مناطق کوچک در شمال منطقه در محدوده مجاز قرار دارد. برای Cd مقدار حد مجاز استاندارد جهانی ۰/۰۳ mg/L می‌باشد که با توجه به توزیع مکانی آن تمام منطقه آلوده به این عنصر می‌باشد. عدم اطمینان بالاتر عناصر در درجه اول در اطراف معادن توزیع شده است که مربوط به تنوع مکانی عناصر سمی ناشی از دخالت انسان است. علاوه بر فعالیت معدن‌کاری، می‌توان ورود فاضلاب و پساب‌های صنعتی و شهری به منابع آب زیرزمینی را علت آلودگی آب منطقه مورد مطالعه دانست.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، درون‌یابی، عدم قطعیت، کیفیت، پساب‌های صنعتی

### مقدمه

روی انسان‌ها، حیوانات و ماهی‌ها می‌گذارد (Uluturhan et al., 2007). مقادیر مهمی از عناصر سنگین به داخل رودخانه‌ها خالی می‌شوند و می‌توانند در طول مسیر در آب، رسوب و زنجیره غذایی انباشته شوند و در نتیجه باعث مرگ ماهیان شوند (Xu et al., 2004; Almeida et al., 2002; Jones et al., 2001; Meeger et al., 2000). کیفیت منابع آب تحت تأثیر شرایط محیطی و انسانی متعددی قرار دارد. توزیع مکانی کیفیت آب تا حد زیادی با ساختار منطقه در ارتباط بوده و بررسی چگونگی توزیع مقادیر متغیرها در چند سال پی‌درپی، روند تغییرات را روشن می‌سازد (Koponen et al., 2002; Zhao et al., 2017). تخلیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی، رواناب، دامداری‌های بزرگ و مکان دفع فاضلاب به‌عنوان عواملی هستند که بر کیفیت آب زیرزمینی تأثیرات بسیار منفی می‌گذارند (Dorgham 2004; Lucassen 2004). مسیر حرکت آب نیز، از جمله مواردی است که می‌تواند بر کیفیت منابع آب تأثیر بگذارد (Qiao et

با افزایش جمعیت جهان نیاز به تولید و مصرف مواد معدنی نیز روندی افزایشی خواهد داشت. در این میان مسئله‌ی آلودگی‌های ناشی از معدن‌کاری و فراوری مواد معدنی باعث نگرانی شده زیرا زمین به حد نهایی آلودگی معدنی نزدیک شده است. آلودگی خاک و آب به فلزات سنگین ضمن کاهش عملکرد و کیفیت محصول، پایداری تولید کشاورزی و سلامت افراد جامعه را با خطر مواجه می‌کند (Soleimani et al., 2009). توسعه سریع صنعت و کشاورزی باعث آلودگی به عناصر سنگین می‌شود که خطرات محیطی بسیاری را به

۱ - کارشناس ارشد گروه محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران

Email: alirezaahmadi@ut.ac.ir

DOR: 20.1001.1.20087942.2021.15.4.13.3

و تهیه نقشه‌های تغییرات کیفیت آب‌های زیرزمینی مورد استفاده قرار می‌گیرند. از جمله روش‌های درون‌یابی می‌توان به روش‌های کریجینگ معمولی، کریجینگ ویژه، معکوس فاصله‌وزنی، تابع شعاعی، تخمین‌گر عام و تخمین‌گر موضعی اشاره کرد (Bhunja et al., 2016). مطالعاتی در راستای استفاده از زمین‌آمار در جهت مطالعه کیفیت آب‌های زیرزمینی در سرتاسر جهان انجام پذیرفته که از این مطالعات می‌توان به چند نمونه زیر اشاره کرد.

قازوی و همکاران به بررسی تأثیر تغییرات میزان بارش و برداشت آب‌های زیرزمینی بر تغییرات کمی و کیفی آب‌آخوان در دشت رفسنجان بر اساس روش‌های درون‌یابی پرداختند و در تحقیق خود به این نتیجه رسیدند که برداشت بی‌رویه در اراضی کشاورزی باعث کاهش کمی و کیفیت آب زیرزمینی شده است (Ghazavi et al., 2013). محمدی و سلاجقه به بررسی تغییرات مکانی و زمانی کیفیت آب زیرزمینی به کمک روش‌های زمین‌آمار در دشت کرمان پرداختند و به این نتیجه رسیدند که در طول دوره‌ی مورد بررسی کیفیت آب زیرزمینی در حال بدتر شدن می‌باشد (Mohammadi and Sallagagheh, 2017). سلیمانی و همکاران به بررسی روند تغییرات مکانی و زمانی کیفیت آب زیرزمینی با روش‌های زمین‌آمار در دشت جیرفت، پرداختند. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد که با گذشت زمان کمی و کیفیت، آب زیرزمینی کاهش یافته است. (Soleimani et al., 2016). صفری‌رئوند و همکاران کیفیت آب زیرزمینی دشت لرستان را به کمک روش‌های کریجینگ و معکوس فاصله با داده‌های کیفی ۴۰ چاه ارزیابی کردند. تحلیل روند داده‌ها نشان داد که روند تغییر متغیرهای کیفی آب زیرزمینی در دشت لرستان منطبق با جهت جریان آب است (Safarbeiranvand et al., 2018). نجف‌پور و همکاران توزیع مکانی پارامترهای کیفیت آب زیرزمینی در حوزه آبریز رودخانه شور را با استفاده از زمین‌آمار بررسی کردند. نتایج نشان داد روش کریجینگ معمولی برای اکثر پارامترها بهترین روش درون‌یابی است. بر طبق نقشه‌های پهنه‌بندی تجمع پارامترهای کیفیت آب و آلودگی در شمال حوضه بسیار بیشتر است که این امر با وضعیت هیدروژئولوژیک منطقه در تعامل بود (Najafpour et al., 2017). خسروی و همکاران در پژوهش به بررسی کیفیت منابع آب‌های زیرزمینی با استفاده از روش‌های زمین‌آمار در دشت مهران پرداختند. آن‌ها با استفاده از آمار کیفی ۲۳ حلقه چاه عمیق واقع در دشت مهران به این نتیجه رسیدند که روش کوکریجینگ، رو مناسب جهت تهیه نقشه‌ی نهایی تغییرات کاتیون و آنیون در این دشت است (Khosravi et al., 2016). فیضیا و همکاران در پژوهشی باهدف ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی و همچنین مدل‌سازی و پهنه‌بندی کیفیت آب‌های زیرزمینی در منطقه دشت کاشان با استفاده از زمین‌آمار و مدل‌های قطعی انجام شد. نقشه نهایی نشان داد که کیفیت آب‌های زیرزمینی از شمال به جنوب

نقش این تأثیر بر اثر واکنش متقابل واحدهای سنگی بر جریان آب و زمین‌های اطراف آن در چندان می‌شود (Gipperth and Elmgren 2005).

افزایش جمعیت و بالا رفتن استانداردهای زندگی در بسیاری از کشورها موجب تقاضای روزافزون استفاده از آب زیرزمینی برای مصارف مختلف کشاورزی، صنعتی و شهری شده است (Nakhaei et al., 2009). آب زیرزمینی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین منابع تأمین‌کننده آب با چالش‌های متفاوتی از جمله آلاینده‌های طبیعی و غیرطبیعی روبروست و امروزه آب‌های زیرزمینی به دلیل استعداد آلودگی کمتر و همچنین ظرفیت ذخیره زیاد نسبت به آب‌های سطحی، به‌عنوان یک منبع مهم آب موردتوجه هستند. افزایش میزان هدایت الکتریکی و غلظت یون‌های سدیم، کلر، سولفات و نیترات در آب زیرزمینی بیشتر در اثر فعالیت‌های خود انسان همانند عملیات کشاورزی، کاربرد کودهای شیمیایی و فعالیت‌های صنعتی است (Bably et al., 2011). از این رو شناسایی مناطق آلوده و تأثیر صنایع و معدن‌کاری بر منابع آب و خاک حائز اهمیت می‌باشد. آلودگی عناصر سنگین با کاربرد روش‌ها و ضوابط مختلفی قابل اندازه‌گیری است. دو روش مهم برای تحقیق وجود دارد، ۱) اندازه‌گیری آلودگی‌های نزدیک به منبع آلودگی یا نقطه بحرانی و ۲) آنالیز توزیع آلودگی در منطقه. همچنین روش‌های مختلفی برای ارزیابی سطوح آلودگی از قبیل غلظت عناصر سنگین کل و غلظت عناصر سنگین قابل جذب وجود دارد (Chu et al., 2010; Lin et al., 2010; Juang et al., 2008; Tavares et al., 2008; Van Meirvenne and Meklit 2010; Wang et al., 2010; Yang et al., 2009; Zhao 2008; Juang et al., 2004; Spijker et al., 2011). نمونه‌برداری از اطراف مناطق صنعتی جهت تعیین میزان غلظت فلزات سنگین یکی از روش‌های تعیین اثر این مراکز به آلودگی منابع آب و خاک است، اما اینکه تا چه اندازه بتوان از منطقه نمونه‌برداری انجام داد بستگی به هزینه و دوره مطالعاتی دارد که در این زمینه یکی از مشکلات مهم در ارزیابی وضعیت آلودگی مناطق اطراف مراکز صنعتی عدم امکان نمونه‌برداری از تمامی نقاط به دلیل هزینه بسیار بالاست (Baghaie et al., 2007). بدین منظور استفاده از روش‌هایی که بتوان با دقت مناسبی میزان آلودگی نقاط را بررسی کرد راهکار مناسبی است. درواقع توسعه تکنیک‌های درون‌یابی این مشکل را تا حد زیادی مرتفع نموده است یکی از این روش‌ها استفاده از تکنیک‌های زمین‌آمار است که علاوه بر توصیف تغییرات مکانی آلودگی قادر به تهیه نقشه‌های کمی پراکنش آلودگی نیز است (Isaaks and Srivastava 1990). روش‌های زمین‌آمار مختلفی برای مطالعه تغییرات و ویژگی‌های آب‌های زیرزمینی وجود دارد که هرکدام از آن‌ها بسته به شرایط منطقه و وجود آمار و اطلاعات دارای دقت‌های مختلفی می‌باشند. از جمله این روش‌ها، روش‌های درون‌یابی است که برای مطالعه

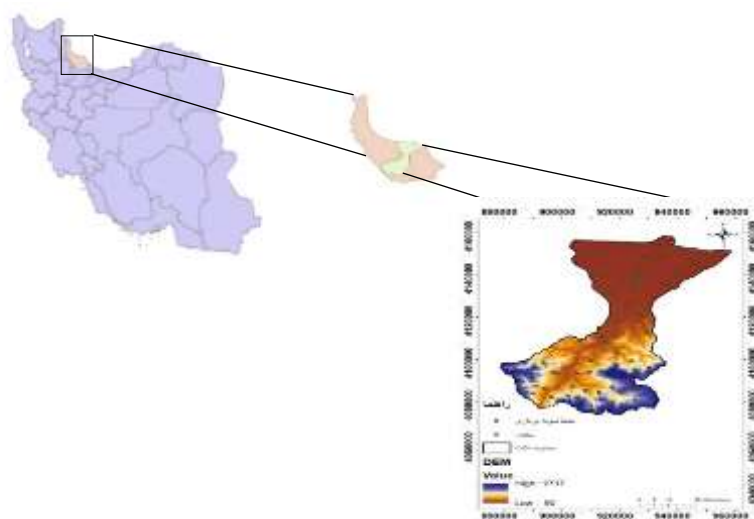
انسانی پارامترهای مختلف کیفی را در محدوده دشت آستانه پهنه‌بندی و بررسی کند.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی دشت آستانه واقع در استان گیلان بین طول‌های شرقی ۱۵° ۴۹' تا ۱۱° ۵۰' و بین عرض‌های شمالی ۴۴° ۳۶' تا ۲۸° ۳۷' قرار گرفته است. وسعت محدوده مطالعاتی برابر  $km^2$  ۲۵۸۱/۴۷ است. مساحت دشت برابر  $km^2$  ۹۹۳/۹۳ و مساحت کوهستان برابر  $km^2$  ۱۵۸۷/۵۴ می‌باشد. ارتفاع بلندترین نقطه محدوده مطالعاتی برابر ۲۷۰۳ m و پست‌ترین نقطه برابر ۲۶ m- نسبت به دریای آزاد می‌باشد. متوسط ارتفاع دشت برابر ۳/۷۷ m- و متوسط ارتفاع کوهستان برابر ۸۹۴ m است. متوسط ارتفاع محدوده ۴۵۵/۵ m نسبت دریای آزاد برآورد شده است. جهت حرکت جریان آب زیرزمینی در منطقه از جنوب به شمال است. در منطقه مطالعاتی دشت آستانه ۵ معدن وجود دارد که شامل معدن یک زغال‌سنگ، دو معدن سنگ ساختمانی، یک معدن سنگ مرمر و یک معدن سنگ آهک می‌باشد. محدوده مطالعاتی آستانه در بخش میانی استان گیلان واقع شده است. عریض‌ترین قسمت جلگه ساحلی گیلان در منطقه به عرض تقریبی ۵۴ کیلومتر قرار دارد. مقدار بارندگی سالانه در منطقه ۸۹۹mm و حجم تبخیر و تعرق  $MCM$  ۱۳۲۷/۷ برآورد گردیده است.

منطقه مورد مطالعه افزایش یافته است (Feizia et al., 2019). فلاحتی و همکاران در مطالعه‌ای پارامترهای فیزیکوشیمیایی ۲۹ حلقه چاه طی یازده سال در شهرستان ساوه توسط شاخص استاندارد بارندگی در دوره خشک‌سالی ده‌ساله را بررسی نمودند و کیفیت آب زیرزمینی استفاده کردند. بر اساس نتایج به دست آمده نشان داد که کیفیت آب از سطح استاندارد ملی ایران فراتر رفته است (Falahati et al., 2020). دقت روش‌های پهنه‌بندی و تهیه نقشه‌ی تغییر کیفی آب‌های زیرزمینی به شرایط منطقه و کافی بودن داده‌ها بستگی دارد. مدیریت بهینه‌ی منابع آب، نیازمند داشتن داده‌هایی با موقعیت، تعداد و پراکنش مناسب است. توزیع مکانی دقیق متغیرهای کمی و کیفی آبخوان با اندازه‌گیری متغیرها در نقطه به نقطه‌ی آبخوان امکان‌پذیر است، که معمولاً وقت‌گیر و پرهزینه است. بنابراین، ممکن است بتوان توانمندی روش‌های درون‌یابی را با توجه به داشتن مزیت‌هایی چون کاهش تعداد نمونه و افزایش دقت تخمین‌ها به‌کار گرفت. در این مطالعه روش‌های مختلف درون‌یابی مورد بررسی قرار می‌گیرد تا بهترین روش برای پیش‌بینی عناصر سرب، کادمیوم و روی در منطقه مورد مطالعه انتخاب شود. همچنین نقاط آلوده و ارتباط بین معادن و غلظت فلزات سنگین بررسی می‌شود. هدف از این مطالعه بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب زیرزمینی دشت آستانه است. این مطالعه در تلاش است تا ضمن مقایسه روش‌های مختلف درون‌یابی و تعیین بهترین روش تخمین و با استفاده نرم‌افزار GIS و GS+ تغییرات مکانی توزیع آب زیرزمینی و همچنین تعیین منشأ طبیعی یا



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه

از منطقه با فواصل مناسب و تعداد ۵۹ نقطه در تابستان سال ۱۳۹۶ انجام گرفته است. در طول نمونه‌برداری سعی شد از روش‌های نمونه‌برداری استاندارد (EPA 2002) استفاده شود. جهت هضم نمونه‌های

### نمونه‌برداری عناصر

به منظور ارزیابی میزان فلزات سنگین در آب محدوده دشت آستانه، نمونه‌برداری از آب چاه‌های منطقه صورت گرفت. نمونه‌برداری

در این روش فرض بر این است که علاوه بر مستقل بودن میانگین از مختصات مقدار آن معلوم باشد. در این حالت منطقه مورد تخمین باید محدود به بخشی شود که میانگین فرض شده، در آن صادق باشد. البته معمولاً مقدار میانگین مجهول است ولی در شرایط خاص مانند معادن بزرگ از تیپ معین که در مراحل مختلف مورد قرار می‌گیرند، مقدار میانگین ذخیره معدنی، باگذشت مدتی از عمر معدن به‌طور تقریبی قابل پیش‌بینی است. در روش کریجینگ ساده مقدار متغیر در نقطه مورد تخمین از رابطه (۲) محاسبه می‌شود.

$$Z^*(x_i) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (2)$$

که در این معادله  $Z^*(x_i)$  مقدار تخمین متغیر در نقطه مورد نظر،  $\lambda_i$  وزن یا اهمیت نمونه  $i$ ام،  $n$  تعداد مشاهدات و  $Z(x_i)$  مقدار مشاهده‌شده متغیر می‌باشد.

### توابع پایه شعاعی (RBF)

توابع پایه شعاعی این توانایی را به ما می‌دهند که سطوحی را ایجاد کنیم که هم‌روندهای عام در آن‌ها در نظر گرفته شده‌اند و همچنین تغییرات محلی نیز در آن‌ها لحاظ شده باشد. این روش می‌تواند روی داده‌های نوین‌داری که دارای پراکنش نامنظم هستند اعمال شده و یک درون‌یابی چندمتغیره هموار روی داده‌ها انجام دهد. به عبارت دیگر روش RBF تابعی را می‌یابد که مشابه یک ورقه فلزی نازک است که به‌طور همواری خم شده است که ملزم به گذشتن از تمامی داده‌ها می‌باشد.

### نیمه‌واریوگرام

نیمه‌واریوگرام برای تشریح ارتباط مکانی مقدار یک متغیر در نقاط مختلف منطقه مورد مطالعه بکار می‌رود و یک ابزار اساسی در زمین‌آمار است. نیمه‌واریوگرام همبستگی مکانی بین نقاط اندازه‌گیری شده را با توجه به فاصله و جهت آن‌ها نشان می‌دهد. نیمه‌واریوگرام واقعی، از لحاظ عملی قابل دسترسی نیست زیرا محاسبه آن نیازمند به نمونه‌برداری همه اجزای بی‌نهایت کوچک محیط مورد مطالعه است و این در طبیعت غیرممکن است. در بررسی‌های زمین‌آمار، معمولاً از نوع دیگری از نیمه‌واریوگرام تجربی استفاده می‌گردد. برای محاسبه و تعیین مدل نیمه‌واریوگرام تجربی، در قدم اول مجذور اختلاف مقدار یک کمیت در دو نقطه به فاصله  $h$  محاسبه می‌شود. این محاسبه در مورد تمامی نقاطی که به فاصله  $h$  از یکدیگر قرار دارند، انجام می‌شود و میانگین مجذور اختلافها محاسبه می‌گردد. این میانگین مجذور اختلاف مقادیری که به فاصله افقی  $h$  از هم واقع‌اند، نیمه‌واریوگرام خوانده می‌شود.

آب، طبق استاندارد آب (Eaton et al., 2005)، با چند قطره اسید نیتریک غلیظ pH آن به کمتر از ۲ رسانده شد، سپس نمونه‌ها حرارت داده شده‌اند ولی به مرحله جوش نرسیدند، پس از آن تمامی نمونه‌ها از کاغذ صافی عبور داده شدند تا رسوبات معلق در آن‌ها جدا گردند. اندازه‌گیری فلزات سنگین (سرب، روی، کادمیوم) در نمونه‌های آب به‌وسیله دستگاه جذب اتمی شعله‌ای (A.A.S) صورت پذیرفت (Noorani, 2011). در اجرای پژوهش در شکل (۲) ارائه شده است. در برآورد توزیع مکانی با رویکرد زمین‌آمار از روش‌های درون‌یابی مختلف استفاده می‌گردد. درون‌یابی به دو طریق قطعی و زمین‌آمار انجام می‌شود. در روش قطعی تنها از توابع ریاضی استفاده می‌گردد، در صورتی که روش زمین‌آمار بر اساس تئوری متغیرات ناحیه‌ای بوده و به توابع ریاضی و آمار وابسته است و از مدل واریوگرام که ابزار اصلی در زمین‌آمار است برای توصیف پیوستگی فضایی ورودی و تخمین مکان‌های اندازه‌گیری شده استفاده می‌شود (Momeni et al., 2015). در این مطالعه روش‌های درون‌یابی کریجینگ معمولی (OK)<sup>(۱)</sup>، وزن‌دهی عکس فاصله (IDW)<sup>(۲)</sup> و توابع پایه شعاعی (RBF)<sup>(۳)</sup> در نرم‌افزار ArcGIS 10.5 به کار گرفته شده است. برای روش‌های درون‌یابی لازم است داده‌های مربوط دارای توزیع نرمال باشند. برای تعیین توزیع داده‌ها و نرمال‌سازی توزیع آن‌ها از نرم‌افزار SPSS استفاده شد و سپس GS+ ترسیم شد.

### وزن‌دهی عکس فاصله IDW

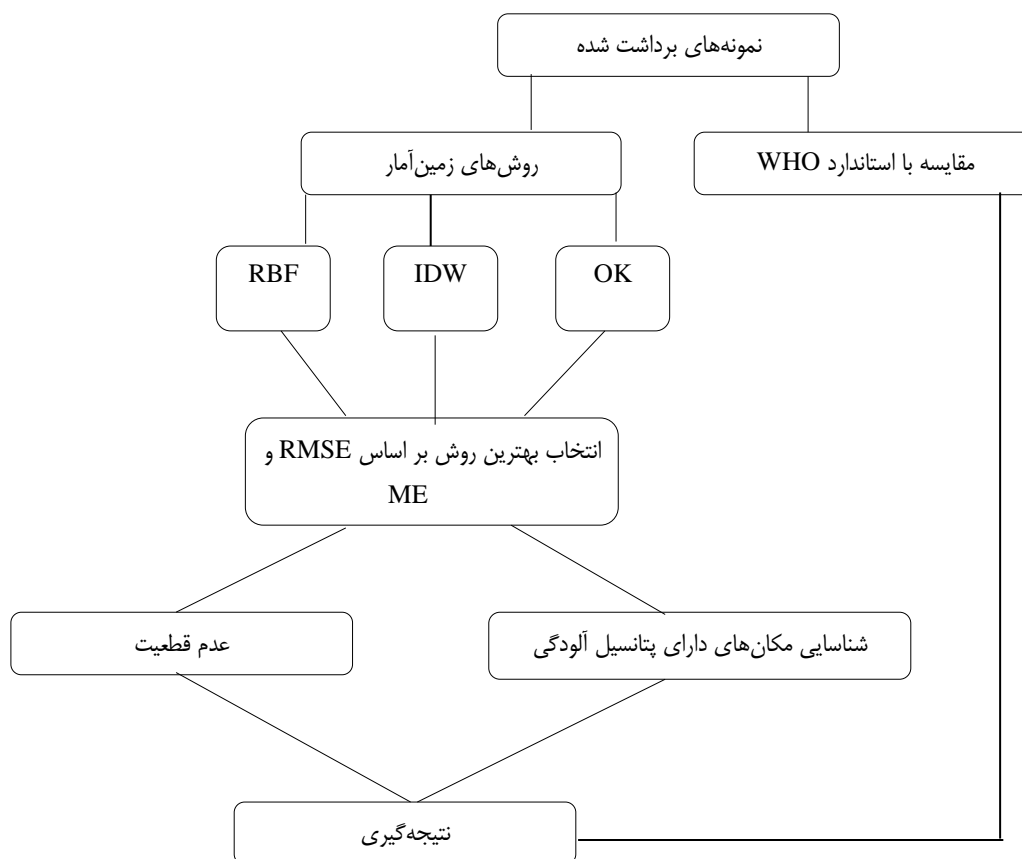
یکی از روش‌های درون‌یابی است که تخمین بر اساس مقادیر و وزن نقاط نزدیک به نقطه مورد تخمین صورت می‌گیرد. در این روش وزن‌دهی فقط بر اساس فاصله نقاط و نقطه مورد نظر کنترل می‌شود. بدین ترتیب که نقاط نزدیک‌تر سهم بیشتری در محاسبه نقطه مورد نظر خواهند داشت. مقدار برآورد در این روش از رابطه (۱) محاسبه می‌شود (Robertson, 2000).

$$Z^* = \frac{\sum_{i=1}^n \left[ \frac{Z_i}{(h_{ij}+s)^p} \right]}{\sum_{i=1}^n \left[ \frac{1}{(h_{ij}+s)^p} \right]} \quad (1)$$

که در آن  $Z^*$  مقدار تخمین نقطه مورد نظر،  $Z_i$  مقدار مشاهده در نقطه‌ای به فاصله  $h$  از نقطه مورد نظر،  $h_{ij}$  فاصله بین نقطه مشاهده‌شده تا نقطه مورد تخمین،  $s$  فاکتور تعدیل‌کننده و  $p$  وزن نقطه می‌باشد.

### کریجینگ معمولی (OK)

- 1- Ordinary Kriging
- 2- Inverse Distance Weighted
- 3- Radial Base Functions



شکل ۲- فلوچارت روند اجرای پژوهش

برآورد صورت می‌گیرد، به طوری که در پایان جدولی با دو ستون که نشان‌دهنده مقادیر واقعی و برآورد شده می‌باشد، حاصل می‌گردد. معیارهای ارزیابی استفاده‌شده در این مطالعه بر اساس پارامترهای ریشه‌ی دوم میانگین مربع خطا (RMSE)، میانگین خطا (ME)، میانگین استاندارد شده خطا (MSE) و ضریب تعیین ( $R^2$ ) تعریف می‌شوند که معادلات آن‌ها به شرح زیر می‌باشند.

$$ME = \sum_{i=1}^n \frac{Z^*(x_i) - Z(x_i)}{n} \quad (4)$$

$$RMSE = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (Z^*(x_i) - Z(x_i))^2}{n} \right]^{1/2} \quad (5)$$

$$MSE = \frac{\left( \sum_{i=1}^{n-1} \frac{Z_1^* - Z_i}{Standard\ Error} \right)}{n-1} \quad (6)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n [Z^*(x_i) - Z(x_i)]^2}{\sum_{i=1}^n [Z(x_i) - \bar{Z}(x_i)]^2} \quad (7)$$

### نتایج و بحث

جدول (۱) توصیف آماری از نمونه‌های برداشت شده در منطقه مورد مطالعه دشت آستانه را نشان می‌دهد. طبق جدول (۱) میانگین عناصر سرب و کادمیم از حد استاندارد مجاز جهانی بیشتر می‌باشد در صورتی که مقدار روی در تمام نمونه‌ها پایین‌تر از حد مجاز استاندارد جهانی است.

از آنجا که در عمل، تعداد محدودی نمونه از منطقه مورد مطالعه برداشت می‌شود، هم مقدار واریانس و هم مقدار نیمه‌واریوگرام محاسبه شده بیش از مقدار واریانس و نیمه‌واریوگرام واقعی در منطقه مورد مطالعه است. مقدار نیمه‌واریوگرام به شرح زیر محاسبه می‌شود:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^n ((Z(x_i + h)) - Z(x_i))^2 \quad (3)$$

که در آن  $n(h)$  تعداد جفت نمونه‌های به کار رفته در محاسبات به ازای هر فاصله  $h$  است، بنابراین تعداد جفت‌ها تابع  $h$  است که معمولاً با افزایش  $h$  تعداد جفت‌ها کم می‌شود و  $Z(x_i)$  و  $Z(x_i + h)$  مقدار متغیر در دو نقطه به مختصات  $(x_i)$  و  $(x_i + h)$  است که به فاصله  $h$  از هم قرار دارند.

### اعتبارسنجی متقابل

برای بررسی دقت روش‌های درون‌یابی و انتخاب بهترین آن‌ها روش‌های مختلفی وجود دارد که یکی از مهم‌ترین این روش‌ها تکنیک اعتبارسنجی متقابل می‌باشد. این تکنیک بر این اساس است که هر بار یک نقطه مشاهده‌ای به طور موقت حذف شده و برای آن از روی نقطه هم‌جوار مقداری برآورد می‌گردد، سپس مقدار حذف‌شده به جای خود برگردانده شده و برای بقیه نقاط شبکه به صورت مجزا این

جدول ۱- آمار توصیفی نمونه‌های برداشت‌شده محدوده مطالعاتی دشت آستانه (میلی گرم بر لیتر)

عنصر	ماکزیمم	مینیمم	میانگین	استاندارد (WHO)
سرب (Pb)	۰/۴۷	۰	۰/۲۴	۰/۰۵
روی (Zn)	۱/۶۴	۰/۰۱	۱/۰۱	۱۵
کادمیم (Cd)	۰/۴۹	۰/۰۲	۰/۲۹	۰/۰۰۳

به‌منظور بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون K-S و S-W استفاده شد که نتایج آن در جدول (۲) نشان داده شده است. همه عناصر با توجه به دو آزمون K-S و S-W همان‌طور که در جدول (۲)

جدول ۲- نتایج نرمال‌سازی داده‌های نمونه‌برداری شده

عنصر	Shapiro-Wilk		Kolmogorov-Smirnov		Statistic
	Sig	Df	Sig	Df	
سرب	۰/۳۵	۵۹	۰/۸۸۲	۵۹	۰/۱۴۱
روی	۰/۲۳۹	۵۹	۰/۹۰۶	۵۹	۰/۱۱۵
کادمیم	۰/۰۷	۵۹	۰/۹۱۸	۵۹	۰/۱۲۶

دارد بنابراین در این دو عنصر سمی دقت درون‌یابی به ترتیب صعودی است  $IDW1 > IDW2 > IDW3$ . اما عنصر سرب دقت درون‌یابی نزولی می‌باشد  $IDW1 > IDW2 > IDW3$ .

#### IDW

جدول (۳) اعتبارسنجی متقابل درون‌یابی IDW را نشان می‌دهد که با مقادیر توان ۱، ۲ و ۳ تنظیم شده‌اند. مشاهده می‌شود که در عناصر روی و سرب افزایش مقدار توان با RMSE بالاتر مطابقت

جدول ۳- آمار اعتبارسنجی از درون‌یابی IDW

درون‌یابی	سرب		روی		کادمیم	
	RMSE	ME	RMSE	ME	RMSE	ME
۱IDW	۰/۰۸۹	۰/۰۰۲۹	۰/۰۰۶۸	۰/۲۱	۰/۰۰۴۶	۰/۰۶۲
۲IDW	۰/۰۹۲	۰/۰۰۳۵	۰/۰۰۸۲	۰/۱۹۸	۰/۰۰۶۲	۰/۰۵۶
۳IDW	۰/۰۹۸	۰/۰۰۳۹	۰/۰۰۷۷	۰/۱۹۳	۰/۰۰۶۶	۰/۰۵۳۴

عناصر می‌باشد.

#### RBF

پنج عملکرد پایه مثل ST، TPS، CRS، MQ و IMQ مورد استفاده قرار گرفته است. نتایج اعتبارسنجی متقابل درون‌یابی RBF که هر پنج عملکرد را شامل می‌شود در جدول (۴) نمایش داده شده است. دقت‌های درون‌یابی برای هر سه عنصر به شرح زیر است:

Pb: ST>CRS>IMQ>MQ>TPS,  
Zn: CRS>IMQ>ST>MQ>TPS.  
Cd: MQ>IMQ>CRS>ST>TPS .

بنابراین برای عنصر Pb بیشترین دقت را RBF-ST دارد، دقت درون‌یابی RBF-CRS و RBF-MQ به ترتیب برای Zn و Cd بیشترین مقدار را دارد. RBF-TS دارای کمترین دقت در همه‌ی

#### OK

##### مدل‌های نیمه‌واریوگرام

چهار مدل نیمه‌واریوگرامی به‌طور مقایسه‌ای مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته به ترتیب مدل گوسی، نمایی، خطی و کروی می‌باشد. همان‌طور که در جدول (۵) نشان داده شده است با توجه به مجموع باقی‌مانده مربعات (RSS) و  $R^2$  می‌توان متوجه شد که مدل کروی برای Pb و Zn بهترین اثر مناسب را دارد و مدل گوسی برای Cd بهترین تناسب را دارا می‌باشد.

جدول ۴- آمار اعتبارسنجی درون‌یابی RBF

RBF	سرب		روی		کادمیم	
	RMSE	ME	RMSE	ME	RMSE	ME
CRS	۰/۰۰۱۸	۰/۰۹۲۱	۰/۰۰۲۵	۰/۱۹۶	۰/۰۵۵۲	۰/۰۰۲۲
ST	۰/۰۰۱۷	۰/۰۹۱	۰/۰۰۳۵	۰/۲	۰/۰۵۶	۰/۰۰۲۲
MQ	۰/۰۰۳۳	۰/۱۰۲	۰/۰۰۱۱	۰/۲۱	۰/۰۵۳۸	۰/۰۰۱
IMQ	۰/۰۰۲۴	۰/۰۹۲۴	۰/۰۰۳۷	۰/۱۹۷	۰/۰۵۵	۰/۰۰۲۷
TPS	۰/۰۰۶۳	۰/۱۲	۰/۰۰۸۲	۰/۲۳۲	۰/۰۶	۰/۰۰۲۳

که خود بیانگر این مطلب می‌باشد که تغییرات اقلیمی سریع و شدید در منطقه رخ داده یا تحت تأثیر فعالیت انسانی قرار گرفته است. مقایسه نتایج اعتبارسنجی دقت عناصر به ترتیب نزولی به شرح زیر می‌باشد،

Pb: IDW1>RBF-ST>OK (Spherical)  
 Zn: IDW3>RBF-CRS> OK (Spherical)  
 Cd: IDW3>RBF-MQ>OK (Gaussian)

ضریب ناگت ( $C_0/C$ ) بیانگر تنوع و همبستگی ناشی از بخش تصادفی تغییرات و بی‌ثباتی‌های کلی است.  $C_0/C$  کمتر از ۰/۲۵ همبستگی قوی، بین ۰/۲۵ - ۰/۷۵ همبستگی متوسط و بالاتر از ۰/۷۵ نشان‌دهنده‌ی همبستگی مکانی ضعیف می‌باشد که در این صورت تغییرات و دگرگونی‌ها از قسمت‌های تصادفی تشکیل شده است و برای پیش‌بینی با روش‌های درون‌یابی فضایی مناسب نیست

جدول ۵- مدل‌های نیمه‌واریوگرام و نتایج اعتبارسنجی متقابل Zn و Cd

عناصر	مدل نیمه-واریوگرام	$C_0$	$C$	$C_0/C$	محدوده (متر)	RSS	$R^2$	اعتبارسنجی		
								MSE	RMSE	ME
سرب	Spherical	۰/۰۱	۰/۰۲۳	۰/۴۳۴	۱۲۵۵۰	۰/۶۸	۰/۷۱	۰/۰۱۷	۰/۰۹۸	۰/۰۰۸
	Exponential	۰/۰۳۹	۰/۰۸۱	۰/۴۸۱	۲۶۶۵۶	۰/۷۳	۰/۵۹	۰/۰۳۴	۰/۱۰۱	۰/۰۲
	Gaussian	۰/۰۹۶	۰/۵۱۳	۰/۱۸۷	۳۹۸۰۰	۰/۷۷	۰/۶۵	۰/۰۳۸	۰/۰۹	۰/۰۴۹
	Liner	۰/۱۶۲	۰/۲۵۸	۰/۶۲۷	۳۸۶۴۷	۰/۷۷	۰/۶۵	۰/۰۳۸	۰/۰۹	۰/۰۴۹
روی	Spherical	۰/۳۴۲	۰/۷۰۸	۰/۴۸۳	۱۰۸۷۵	۰/۲۵	۰/۸۲۳	۰/۰۰۳	۰/۲	۰/۰۰۸
	Exponential	۰/۳۴۵	۰/۷۱۴	۰/۴۸۳	۲۸۴۳۹	۰/۳۲	۰/۸۱۴	۰/۰۳۳	۰/۲۰۱	۰/۰۰۹
	Gaussian	۰/۳۴۸	۰/۶۹۹	۰/۴۸۳	۳۷۲۶۵	۰/۴۸	۰/۷۹۷	۰/۰۰۲	۰/۲۰۲	۰/۰۰۵۶
	Liner	۰/۴۵۵	۰/۷۳۹	۰/۶۱۵	۲۵۵۰۰	۰/۳۸	۰/۸	۰/۰۲۲	۰/۲۰۲	۰/۰۰۵۷
کادمیم	Spherical	۰/۵۷۳	۰/۸۸۷	۰/۶۴۵	۱۳۲۵۴	۰/۲۸۹	۰/۸۴۲	۰/۰۳۱	۰/۰۵۴۴	۰/۰۳
	Exponential	۰/۷۴۲	۱/۱۲۴	۰/۶۶	۲۹۶۸۲	۰/۲۶۱	۰/۸۲۵	۰/۰۰۳	۰/۰۵۴۲	۰/۰۳
	Gaussian	۰/۵۹۹	۰/۸۹۳	۰/۶۷	۱۷۶۵۸	۰/۳۳۵	۰/۹۵۷	۰/۰۲۸	۰/۰۵۳۸	۰/۰۲۸
	Liner	۰/۶۴	۰/۹۳۷	۰/۶۸۳	۵۳۲۲۵	۰/۲۱	۰/۸۵	۰/۰۳۱	۰/۰۵۴۵	۰/۰۳

### تأثیر آماری

بین CV اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده به ترتیب  $IDW > RBF > OK$  می‌باشد، که مقادیر CV و میانگین پیش‌بینی شده‌ی RBF و OK نزدیک هستند. برای Zn، میانگین پیش‌بینی شده سه عنصر مشابه هستند و اختلاف میانگین به ترتیب صعودی  $IDW < OK < RBF$  می‌باشد، در حالیکه اختلاف بین OK و IDW بسیار اندک است. به همین ترتیب اختلافات در CV،  $RBF > IDW > OK$  می‌باشد و CVها در هر سه تقریباً مشابه می‌باشد. برای Cd اختلاف بین میانگین پیش‌بینی شده به ترتیب  $RBF > OK > IDW$  می‌باشد و اختلاف بین CVهای پیش‌بینی شده  $RBF > OK > IDW$  می‌باشد که اختلاف بین مورد دوم و سوم بسیار اندک است. بنابراین، اثر هموارسازی بین سه مورد تقریباً مشابه است.

میانگین و ضریب تغییرات (CV) مقادیر اندازه‌گیری شده و مقادیر پیش‌بینی شده به دست آمده از دقیق‌ترین نتایج درون‌یابی RBF، IDW و OK برای اثر هموارسازی مورد مقایسه قرار گرفته‌اند (جدول ۶). به‌طور کلی مقادیر بالای اندازه‌گیری شده کاهش و مقادیر پایین بعد از درون‌یابی افزایش می‌یابد. با این وجود میانگین پیش‌بینی شده در تمام نمونه‌ها بیشتر از مقدار اندازه‌گیری شده است. CVهای پیش‌بینی شده کوچک‌تر از مقدار اندازه‌گیری شده می‌باشد که این نشان‌دهنده این می‌باشد که بعد از درون‌یابی تغییرپذیری کاهش می‌یابد. برای Pb اختلاف بین میانگین اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده به ترتیب نزولی  $IDW > RBF > OK$  می‌باشد و به همین ترتیب اختلاف

جدول ۶- نتایج آماری درون‌یابی داده‌های خام و سه نوع درون‌یابی بهینه

عنصر	مدل‌های درون‌یابی	میانگین (میلی‌گرم بر لیتر)	ضریب تغییرات
سرب	Samples	۰/۱۵۵	۱/۱۰۱
	RBF-ST	۰/۱۸۸	۰/۷۸۴
	۱IDW	۰/۱۶۹	۰/۹۸۵
روی	OK(Spherical)	۰/۱۹۶	۰/۷۴۵
	Samples	۰/۴۳۳	۱/۲۰۱
	RBF-CRS	۰/۴۶۹	۰/۷۶
کادمیم	۳IDW	۰/۵۲۳	۰/۶۱۵
	OK(Spherical)	۰/۵۱۷	۰/۵۴۸
	Samples	۰/۱۱۸	۱/۱۹۲
	RBF-MQ	۰/۱۲۹	۰/۸۶۳
	۳IDW	۰/۱۴۷	۰/۶۷۷
	OK(Gaussian)	۰/۱۳۷	۰/۸۴۱

### نمایش فضایی

برای هر سه عنصر نتایج درون‌یابی IDW، OK و RBF توزیع مکانی مشابهی را نشان می‌دهد با این حال چندین تفاوت وجود دارد (شکل ۳). برای Cd، IDW1 بهترین نمایش روند را در منطقه دارد و نسبت به جزئیات حساس‌تر است. ولی OK نمایش هموارتری را نسبت به IDW و RBF-MQ نشان می‌دهد، به علاوه دقت و صحت درون‌یابی IDW3 از OK و RBF-MQ بیشتر است بنابراین IDW3 روش درون‌یابی بهینه می‌باشد. برای Pb، OK بهترین نمایش را دارا می‌باشد و حساسیت بالایی دارد ولی دقت درون‌یابی آن پایین است. نمایش جزئیات در IDW و RBF-ST کمتر از OK می‌باشد ولی دقت درون‌یابی IDW1 از بقیه روش‌های درون‌یابی بیشتر است در نتیجه IDW1 روش بهینه درون‌یابی می‌باشد. برای Zn، OK بیشترین هموارسازی را نشان می‌دهد ولی RBF-CRS و IDW3 بهترین اثر نمایشی را نشان می‌دهد چون IDW3 و RBF-CRS دارای جلوه‌های نمایش دقیق می‌باشند. بنابراین با توجه به دقت درون‌یابی IDW3 روش درون‌یابی بهینه می‌باشد.

برای روش درون‌یابی IDW، توان بزرگ‌تر و وزن کمتر منجر به افزایش دقت در Zn و Cd شد، بنابراین IDW3 بیشترین دقت را برای Zn و Cd دارد ولی برای Pb با افزایش توان و وزن کمتر دقت کاهش پیدا کرده بنابراین IDW1 برای Pb بالاترین دقت را دارد. روش IDW با استفاده از مقدار پیش‌بینی شده از مقادیر نمونه‌ها در مجاورت، بدست می‌آید بنابراین این مدل مناسب برای نمونه‌ها با تراکم بالا و توزیع یکنواخت می‌باشد. در این مقاله، با توجه به توزیع تقریباً یکنواخت نمونه‌ها روش درون‌یابی IDW دقت بالایی داشت. روش درون‌یابی RBF عملکرد خوبی برای داده‌های با چگالی بالا

و سطوح با عوارض کم دارد. در این مطالعه، میزان تغییرات عناصر به ترتیب نزولی است  $Cd > Pb > Zn$ . در تمام عناصر دقت درون‌یابی عملگرهای RBF نزدیک به IDW بود ولی از نظر دقت پایین‌تر کمی کمتر از IDW می‌باشد.

در روش OK به‌طور کلی دقت درون‌یابی کمتر تحت تأثیر تراکم و مقدار نمونه قرار می‌گیرد و به‌طور جامع رابطه فاصله، موقعیت و ساختار فضایی نمونه‌ها را در نظر می‌گیرد (Liu et al., 2011).

### عدم قطعیت درون‌یابی فضایی

انحراف معیار ( $SD^1$ ) و  $CV^2$  از بهترین نتیجه دقت درون‌یابی-انجام شده برای ارزیابی عدم قطعیت درون‌یابی فضایی استفاده شده است. جدول (۷) انحراف معیار و ضریب تغییرات نمونه‌های برداشت شده در منطقه مورد مطالعه را ارائه می‌دهد.

شکل (۴) توزیع مکانی انحراف معیار عناصر سمی را نشان می‌دهد. SDها به شش سطح دسته‌بندی شده‌اند که به روش شکست طبیعی انجام شده است. برای Pb، SDهای بالا در غرب منطقه توزیع شده‌اند و چندین نقطه با SDهای بالا در شمال و جنوب منطقه وجود دارد، البته در تمام منطقه میزان SD کمتر از ۱ می‌باشد که نشان‌دهنده عدم قطعیت پایین می‌باشد.

برای Zn کمی متفاوت است و بالاترین SD در قسمت شمالی منطقه قرار دارد چندین نقطه در اطراف معدن در جنوب و غرب و بالای مرکز دارای SD بالاتری می‌باشد. برای Cd کمی مشابه Zn می‌باشد جایی که در شمال و بالای مرکز دارای بیشترین SD می‌باشد، البته چندین تفاوت وجود دارد در دو منطقه در جنوب بیشترین

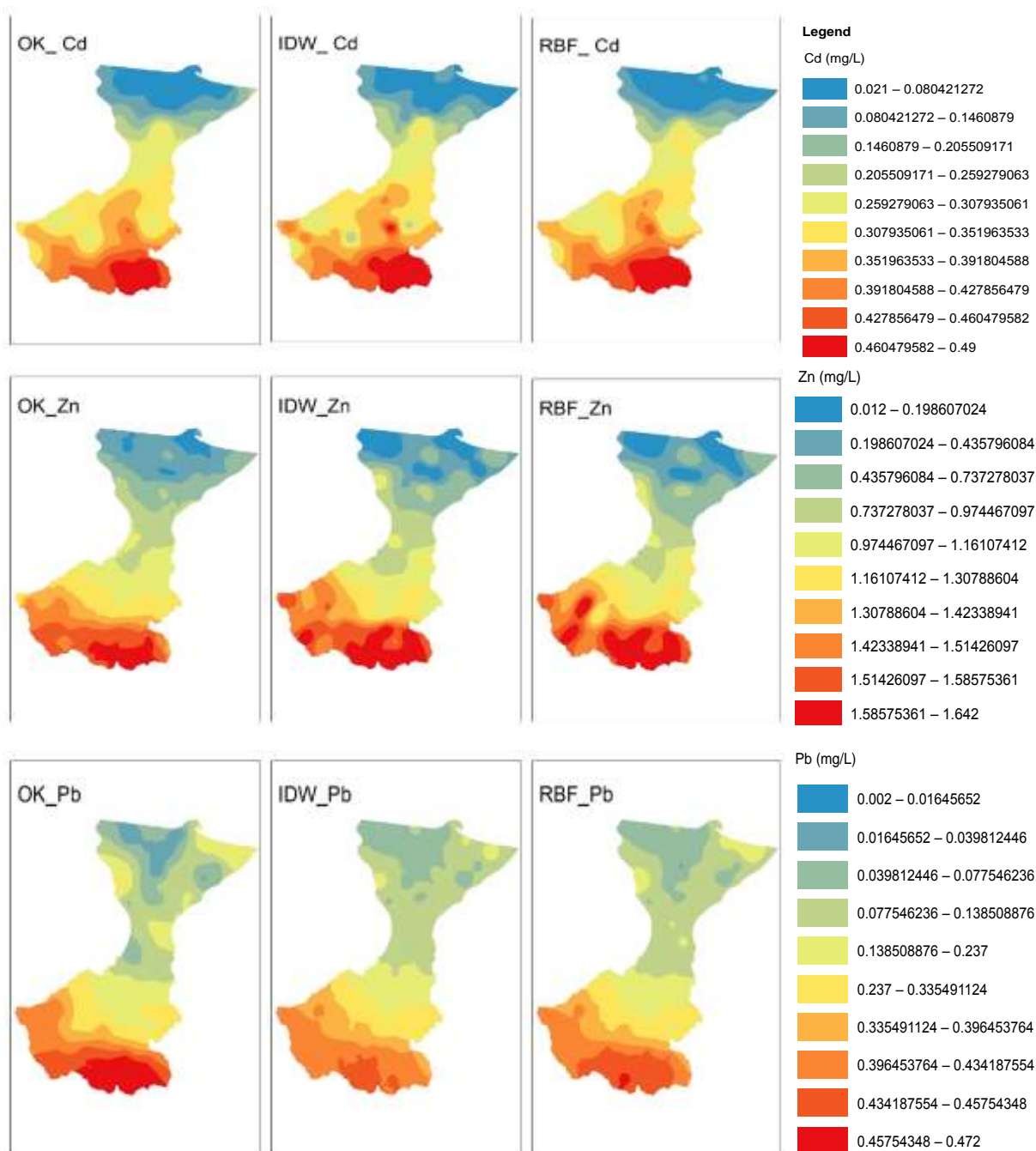
1- Standard Deviation

2- Coefficient Variation



نسبت به نمونه‌های دورتر، همبستگی مکانی را در نظر می‌گیرد ولی روش OK همبستگی مکانی را به عنوان ساختار مکانی اعمال می‌کند (Liu et al., 2014a). به همین دلیل با توجه به شکل (۱) می‌توان دریافت که در شمال محدوده مورد مطالعه تراکم نمونه‌ها کمتر از جنوب منطقه می‌باشد.

مقدار SD وجود دارد. با این وجود برای Cd و Zn در تمام منطقه کمتر از یک می‌باشد که نشان‌دهنده عدم قطعیت پایین درون‌یابی منطقه می‌باشد. عدم اطمینان بالاتری در اطراف معادن و بعضی نقاط توزیع شده است که مربوط به تنوع مکانی قوی محلی و همبستگی مکانی ضعیف ناشی از فعالیت‌های شدید انسانی است. روش‌های IDW و RBF با دادن وزن و ارزش به نقاط نزدیک و مجاور خود

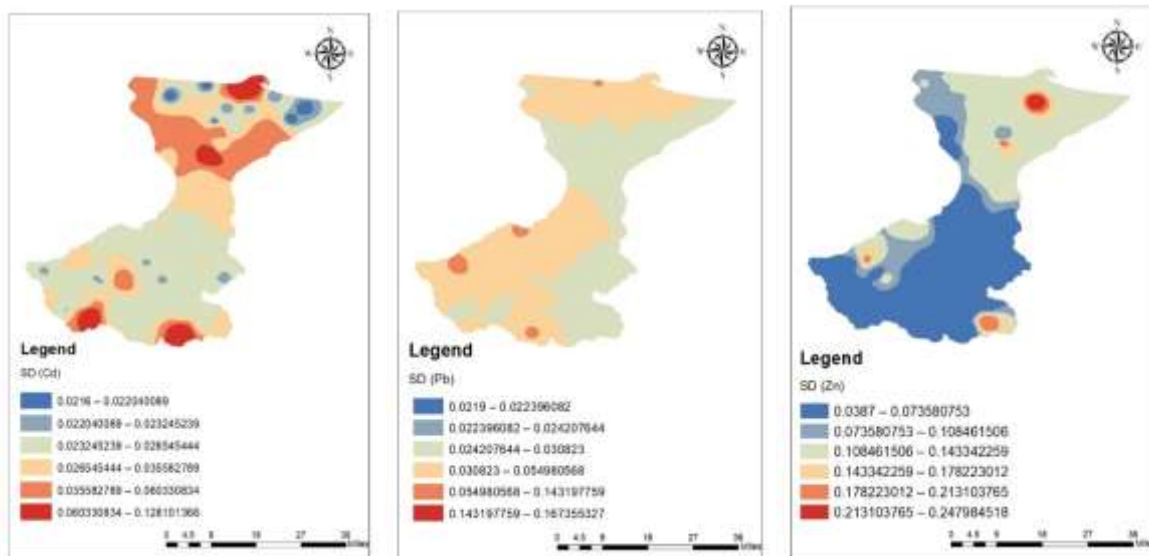


شکل ۳- دقیق‌ترین نتایج درون‌یابی Pb، Zn و Cd برای سه روش درون‌یابی

جدول ۷- نتایج محاسبه انحراف معیار و ضریب تغییرات نمونه‌های برداشت شده

نمونه	STD (Pb)	STD (Zn)	STD (Cd)	CV (Pb)	CV (Zn)	CV (Cd)
۱	۰/۰۲	۰/۳۱	۰/۰۲	-۰/۰۹	۱/۰۷	۱/۶۲
۲	۰/۰۲	۰/۰۵	۰/۰۵	-۰/۱	۰/۹۳	۰/۳۲
۳	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۳	-۰/۱۱	۰/۹۳	۰/۱۸
۴	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۳	-۰/۱۱	۰/۹۳	۰/۱۸
۵	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۳	-۰/۱۱	۰/۹۳	۰/۱۸
۶	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۲	-۰/۱۳	۰/۹۳	۰/۱۶
۷	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۲	-۰/۱۳	۰/۹۳	۰/۱۶
۸	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۲	-۰/۱۳	۰/۹۳	۰/۱۶
۹	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۰۲	-۰/۱۱	۰/۹۳	۰/۱۶
۱۰	۰/۰۲	۰/۰۵	۰/۰۲	-۰/۱۰	۰/۹۳	۰/۱۶
۱۱	۰/۱۵	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۳۷	۰/۷۱	۱/۶۲
۱۲	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۱/۶۲
۱۳	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۱/۶۲
۱۴	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۱/۶۲
۱۵	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۱/۶۲
۱۶	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۱/۶۲
۱۷	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۱/۶۲
۱۸	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۱/۶۲
۱۹	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۱/۶۲
۲۰	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۱۱	-۰/۰۹	۰/۷۱	۰/۷۰
۲۱	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۱۰	۰/۷۱	۰/۱۶
۲۲	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۰/۱۶
۲۳	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۰/۱۶
۲۴	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۷۱	۰/۱۶
۲۵	۰/۰۹	۰/۲۸	۰/۰۲	-۰/۳۸	۰/۵۰	۰/۱۶
۲۶	۰/۰۳	۰/۲۶	۰/۰۲	-۰/۱۳	۰/۴۸	۰/۱۵
۲۷	۰/۰۳	۰/۲۳	۰/۰۳	-۰/۱۱	۰/۴۶	۰/۱۸
۲۸	۰/۰۲	۰/۲۶	۰/۰۲	-۰/۱۰	۰/۴۳	۰/۱۶
۲۹	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۹	-۰/۱۱	۰/۲۵	۰/۸۲
۳۰	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۵	-۰/۱۳	۰/۲۵	۰/۳۲
۳۱	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۵	-۰/۱۳	۰/۲۵	۰/۳۲
۳۲	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۵	-۰/۱۱	۰/۲۵	۰/۳۲
۳۳	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۵	-۰/۱۱	۰/۲۵	۰/۳۲
۳۴	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۳	-۰/۱۳	۰/۲۵	۰/۱۸
۳۵	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۳	-۰/۱۳	۰/۲۵	۰/۱۸
۳۶	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۲	-۰/۱۳	۰/۲۵	۰/۱۵
۳۷	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۰۲	-۰/۱۱	۰/۲۵	۰/۱۵
۳۸	۰/۰۳	۰/۱۱	۰/۱۳	-۰/۱۱	۰/۲۰	۰/۸۷
۳۹	۰/۰۳	۰/۱۱	۰/۰۵	-۰/۱۱	۰/۲۰	۰/۳۲
۴۰	۰/۰۳	۰/۱۱	۰/۰۵	-۰/۱۱	۰/۲۰	۰/۳۲
۴۱	۰/۱۴	۰/۱۱	۰/۰۲	-۰/۲۴	۰/۲۰	۰/۱۵
۴۲	۰/۰۳	۰/۱۱	۰/۰۲	-۰/۱۳	۰/۲۰	۰/۱۵
۴۳	۰/۰۳	۰/۱۱	۰/۰۲	-۰/۱۳	۰/۲۰	۰/۱۵
۴۴	۰/۰۳	۰/۱۱	۰/۰۲	-۰/۱۱	۰/۲۰	۰/۱۵

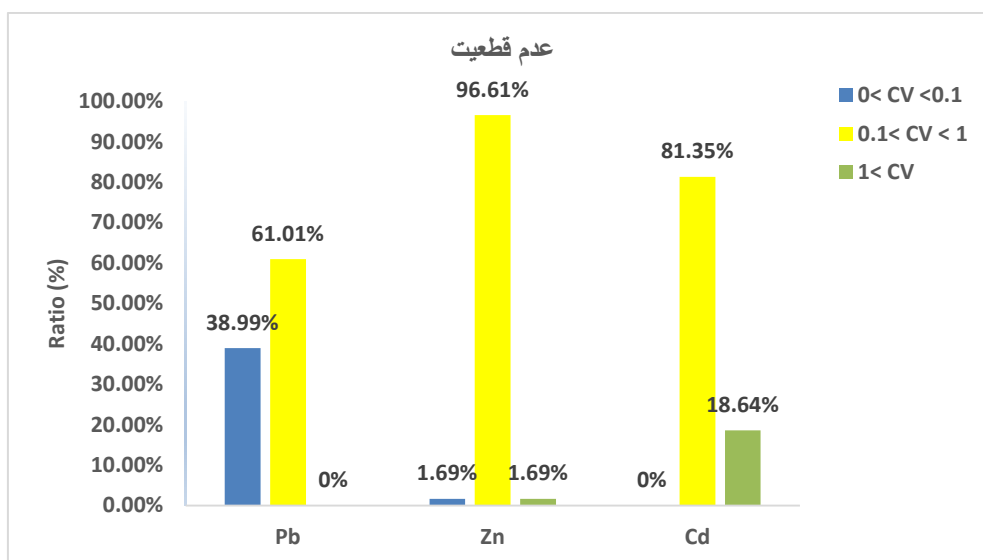
۰/۱۵	۰/۲۰	۰/۱۱	۰/۰۲	۰/۱۱	۰/۰۳	۴۵
۰/۱۵	۰/۲۰	۰/۱۱	۰/۰۲	۰/۱۱	۰/۰۳	۴۶
۱/۶۲	۰/۱۲	۰/۱۳	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۰۳	۴۷
۰/۱۸	۰/۱۲	۰/۱۱	۰/۰۳	۰/۰۷	۰/۰۳	۴۸
۰/۱۶	۰/۱۲	۰/۱۳	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۰۳	۴۹
۰/۱۶	۰/۱۲	۰/۱۳	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۰۳	۵۰
۰/۱۶	۰/۱۲	۰/۱۳	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۰۳	۵۱
۰/۱۶	۰/۱۲	۰/۰۹	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۰۲	۵۲
۰/۶۷	۰/۱۲	۰/۰۹	۰/۱۵	۰/۰۶	۰/۰۲	۵۳
۰/۳۲	۰/۱۲	۰/۲۵	۰/۰۶	۰/۰۶	۰/۰۶	۵۴
۰/۱۸	۰/۱۲	۰/۵۱	۰/۰۳	۰/۰۶	۰/۰۴	۵۵
۰/۱۸	۰/۱۲	۰/۱۰	۰/۰۳	۰/۰۶	۰/۰۲	۵۶
۰/۱۸	۰/۱۲	۰/۰۹	۰/۰۳	۰/۰۶	۰/۰۲	۵۷
۰/۱۶	۰/۱۲	۰/۰۹	۰/۰۲	۰/۰۶	۰/۰۲	۵۸
۰/۱۸	.	۰/۰۹	۰/۰۳	.	۰/۰۲	۵۹



شکل ۴- توزیع فضایی عدم قطعیت فلزات سنگین

متوسط و  $>1$  برای عدم قطعیت شدید (Li et al., 2017). همان‌طور که از شکل (۵) به نظر می‌رسد، Zn بزرگ‌ترین نسبت برای عدم قطعیت متوسط را با ۹۶/۶۱٪ دارد و بعد از آن Cd، Pb که نسبت عدم قطعیت متوسط به ترتیب ۸۱/۳۵٪ و ۶۱/۰۱٪ می‌باشد. در این عناصر سمی بیشترین عدم قطعیت شدید را Zn دارد با نسبت ۱/۶۹٪ دارد و حداکثر مقدار CV با مقدار ۱/۰۶ می‌باشد.

معادنی که در جنوب منطقه می‌باشند (زغال‌سنگ، مرمیت، سنگ ساختمانی) دارای عناصر سمی زیادی هستند که البته چندین سال است فعالیت در آن‌ها صورت نمی‌گیرد که تأثیر چشمگیر در کیفیت آب منطقه دارد ولی به هر حال از فعالیت شدید انسانی رنج می‌برد چه برای معدن کاری، راه‌سازی، شهرسازی و دیگر فعالیت‌های انسانی. فعالیت انسانی در منطقه منجر به تنوع شدید عناصر سمی به ویژه Cd می‌شود. با این حال عدم قطعیت در جنوب منطقه در اطراف معدن زغال‌سنگ بیشتر از چهار معدن دیگر می‌باشد. شکل (۵) مقایسه عدم قطعیت عناصر سمی را نشان داده است. برای مقایسه عدم قطعیت درون‌یابی عناصر سمی، CVها به سه دسته تقسیم‌بندی شده‌اند: ۰-۰/۱ برای عدم قطعیت کم، ۰/۱-۱ برای عدم قطعیت



شکل ۵- مقایسه عدم قطعیت عناصر سمی در منطقه مورد مطالعه

مرمر در جنوب و جنوب شرقی امری ضروری است.

### نتیجه‌گیری

از منظر دقت و اثر درون‌یابی و منشأ، این پژوهش مقایسه‌ای بین روش‌های درون‌یابی OK، RBF و IDW برای غلظت عناصر Pb، Zn و Cd را در منطقه آستانه تحلیل می‌کند. همچنین اختلاف دقت و عدم قطعیت درون‌یابی و منشأ آلودگی تجزیه و تحلیل شد و پیشنهادهایی برای بهبود روش‌های ارزیابی، بالابردن دقت، کنترل و پیشگیری آلودگی تعریف شد. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد بر اساس توزیع مکانی عناصر آلوده‌ترین منطقه در جنوب شرقی محدوده در اطراف معدن زغال‌سنگ و سنگ مرمر که در منطقه حفاظت‌شده سیاه‌رود می‌باشد، قرار دارد. از جنوب منطقه به سمت شمال منطقه آلودگی کمتر شده و کمترین مقدار آلودگی در شمال منطقه و نزدیک پارک ملی بوجاق و دریاچه خزر می‌باشد. با توجه به استانداردهای WHO می‌توان دریافت که برای Zn، تمام منطقه محدوده مجاز WHO قرار دارد که حد استاندارد آن ۱۵ mg/L می‌باشد و حداکثر Zn در منطقه ۱۰۶۴ mg/L می‌باشد. برای Pb فقط مناطق کوچک در شمال منطقه در محدوده مجاز قرار دارد. برای Cd مقدار حد مجاز استاندارد جهانی ۰۰۰۰۳ mg/L می‌باشد که با توجه به توزیع مکانی آن تمام منطقه آلوده به این عنصر می‌باشد. عدم اطمینان بالاتر عناصر در درجه اول در اطراف معادن توزیع شده است که مربوط به تنوع مکانی عناصر سمی ناشی از دخالت انسان است. علاوه بر فعالیت معدن کاری، می‌توان ورود فاضلاب و پساب‌های صنعتی و شهری به منابع آب زیرزمینی را علت آلودگی آب منطقه مورد مطالعه دانست.

### پیشنهاداتی برای بهبود دقت و صحت روش‌های ارزیابی

بر اساس نتایج فوق، چندین پیشنهاد برای بهبود روش‌های ارزیابی ارائه شده است، که به شرح زیر می‌باشد:

- ۱- ابتدا توزیع نمونه‌ها، همان‌طور که در بخش قبل اشاره شد عدم قطعیت بیشتر در نزدیکی معادن و شمال منطقه بوده است و به این ترتیب افزایش تعداد نمونه‌برداری در اطراف معادن و مناطق شمال و بالای مرکز می‌تواند روشی برای بهبود دقت درون‌یابی شود.
- ۲- روش بررسی و درون‌یابی، با توجه به شرایط طبیعی، توپوگرافی، نیروی انسانی و منابع مادی، نمونه‌برداری ناقص امری است اجتناب‌ناپذیر. برای دستیابی به دقت بیشتر می‌توان از روش‌های دیگر درون‌یابی مانند کریجینگ رگرسیون، کوکریجینگ، فاصله از مناطق معدنی، ارتفاع، پستی و بلندی (Cao et al., 2014; Nickel et al., 2017) و هوش مصنوعی استفاده کرد.

البته می‌توان با روش‌های دیگری دقت را افزایش داد به عنوان مثال، یک مجموعه داده با ارزش بالا که نشان‌دهنده مناطق با آلودگی بالا را منعکس می‌کنند و یک‌سری داده با ارزش متفاوت که ویژگی کلی منطقه را نشان می‌دهد، سپس دو مجموعه را با هم درآمیخته و روی هم‌گذاری می‌شوند. مطالعات (Liu et al., 2014b) و (Wu et al., 2011) نشان داده‌اند که این روش پیش‌بینی می‌تواند دقت درون‌یابی را افزایش دهد.

پس با این وجود، لازم است تا اقدامات پیشگیری و کنترل عناصر سمی با توجه به توزیع فضایی و منابع آلوده انجام شود. به همین منظور تمرکز بر تقویت پیشگیری و کنترل عنصر سمی Pb، Cd در منطقه مورد مطالعه، به ویژه مناطق اطراف معدن زغال‌سنگ و سنگ

the central part of Iran application of GIS technique. Environmental Monitoring and Assessment. 192(1):64.

Feizia, Z., Keshtkara, A.R. and Afzali, A., 2019. Using geostatistical and deterministic modelling to identify spatial variability of groundwater quality. International Desert Research Center. 24(1):143-151.

Ghazavi, R. and Ramezani Sarbandi, M. 2013. Investigating the Effect of Changes in Precipitation Rates and Groundwater Recovery on Quantitative and Qualitative Changes in Aquifer Water (A Case Study of Rafsanjan Plain) Journal of Hydrogeomorphology, No. 12, 111-129.

Gipperth L. and Elmgren R. 2005. Adaptive coastal planning and the European Union's water framework directive: a Swedish perspective. Ambio, 34(2), 157-162.

Isaaks, E. and Srivastava, M. 1990. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford: Oxford University Press;.

Jones, I., Kille, P. and Sweeney, G. 2001. Cadmium delays growth hormone expression during rainbow trout development. Journey of fish Biology 59, 1015- 1022.

Juang, K.W., Liao, W.J., Lio, T.L., Tsui, L. and Lee, D.Y. 2008. Additional sampling based on regulation threshold and kriging variance to reduce the probability of false delineation in a contaminated site. Science Total Environment. 389: 20-8.

Juang, K.W., Chen, Y.S. and Lee, D.Y. 2004. Using sequential indicator simulation to assess the uncertainty of delineating heavy-metal contaminated soils. Environment pollution. 127:229-38.

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

Koponen, S., Pulliainen, J., Kallio K. and Hallikainen, M. 2002. Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. Remote Sens. Environment. 79: 51-59.

Li, X and Feng, L. 2010. Spatial distribution of hazardous elements in urban topsoils surrounding Xi'an industrial areas, (NW, China): Controlling factors and contamination assessments, Journal of Hazardous Materials. 174: 662-669.

Liu, R.M., Chen, Y.X., Sun, C.C., Zhang, P.P., Wang, J.W., Yu, W.W. and Shen, Z.Y. 2014b. Uncertainty analysis of total phosphorus spatial-temporal variations in the Yangtze River Estuary using different interpolation methods. Mar. Pollution

افزایش تعداد نمونه برداری در اطراف معادن، شمال منطقه، معرفی متغیرهای کمکی در صورت نمونه برداری ناقص، استفاده از روش‌های هوش مصنوعی و اتخاذ روش پیش‌بینی به صورت تقسیم‌بندی مجموعه‌های نمونه برداری برای بهبود دقت ارزیابی و درون‌یابی پیشنهاد می‌شود. لزوم پیشگیری و کنترل آلودگی Pb و Cd به ویژه در مناطق جنوبی منطقه بیش از گذشته احساس می‌شود.

## منابع

Almeida, J.A., Diniz, Y.S., Marques, S.F.G., Faine, I.A., Ribs, B.O., Burneik, R.C. and Novelli, E.I.B. 2002. The use of oxidative stress responses as biomarkers in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to in vivo cadmium contamination. Environment International 27, 673-679.

Bably, P., Kumara, P. and Bano, S. 2011. Ground water quality evaluation near mining area and development of heavy metal pollution index. Appl. Water Sci., 2, 130-141.

Baghaie, AH., Khademi, H. and Mohammadi, J. 2007. Geostatistical analysis of spatial variability of Lead and Nickel around two industrial factories in Isfahan province. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources.;14(2):11-19 (in Persian).

Bhunja, GS., Shit, PK. And Maiti, R. 2016. Comparison of GIS-based interpolation methods for spatial distribution of soil organic carbon (SOC). Journal of Saudi Agriculture Science. doi:10.1016/j.jssas.2016.02.001

Cao, S.S., Lu, A.X., Wang, J.H. and Huo, L.L. 2017. Modeling and mapping of cadmium in soils based on qualitative and quantitative auxiliary variables in a cadmium contaminated area. Science Total Environment 580, 430e439.

Chu, H.J., Y.P., Lin, T.K., Jang. 2010. Delineating the hazard zone of multiple soil pollutants by multivariate indicator kriging and conditioned latin hypercube sampling. Geoderma;158:242-51.

Dorgham, M. M. 2004. Eutrophication problems in the Western Harbour of Alexandria. Egypt. Environment., 75, 51-59.

Eaton, AD., LS. Clesceri, E.W. Rice. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21, editor. Washington D. C: American Water Works Association (AWWA).

EPA. 2002. Lead and Copper Monitoring and Reporting Guidance for Public Water System, Office of Water (4606m), EPA.

Fallahati, A., Soleimani, H., Alimohammadi, M., Dehghanifard, E., Askari, M., Eslami, F. and Karami, L., 2020. Impacts of drought phenomenon on the chemical quality of groundwater resources in

- geostatistical methods (Case study; Central Lorestan Plain, Iran). *Water Resources Management*. 32: 3611-3628.
- Soleimani, M., Hajabbasi, M.A., Afyuni, M., Charkhabi, A.H. and Shariatmadari, H. 2009. Bioaccumulation of Nickel and Lead by Bermuda Grass (*Cynodon dactylon*) and Tall Fescue. (*Festuca arundinacea*) from Two Contaminated Soils. *CJES*. 59-70.
- Soleimani Sardou, F. Boroumand, N. and Azareh, A. 2016. Investigation of Spatial and temporal changes in groundwater quality in Jiroft plain, *Journal of Rangeland and Watershed Management*. 69(4): 932-921.
- Spijker, J., Mol, G. and Posthuma, L. 2011. Regional ecotoxicological hazards associated with anthropogenic enrichment of heavy metals. *Environment Geochemistry Health*: 1-18.
- Tavares, M.T., Sousa, A.J. and Abreu, M.M. 2008. Ordinary kriging and indicator kriging in the cartography of trace elements contamination in Sao Domingos mining site (Alentejo, Portugal). *Journal of Geochemistry Exploration*; 98:43- 56.
- Uluturhan, E. and F. Kucuksezgin. 2007. Heavy metal contaminants in red Pandora (*Pagellus erythrinus*) tissues from the Eastern Aegean Sea, Turkey. *Water Research*. 41: 1185-1192.
- Van Meirvenne, M. and Meklit, T. 2010. Geostatistical simulation for the assessment of regional soil pollution. *Geographical Analysis*. 42: 121-35.
- Wang, Z., Chai, L., Yang, Z., Wang, Y. and Wang. H. 2010. Identifying sources and assessing potential risk of heavy metals in soils from direct exposure to children in a mine-impacted city, Changsha, China, *Journal of Environment Quality*. 39:1616-23.
- WHO, G. 2011. Guidelines for drinking-water quality, World Health Organization, 216, 303-304.
- Wu, C.F., Wu, J.P., Luo, Y.M., Zhang, H.B., Teng, Y. and DeGloria, D.S. 2011. Spatial interpolation of severely skewed data with several peak values by the approach integrating kriging and triangular irregular network interpolation. *Environment and Earth Science*. 63: 1093e1103.
- Xu, Y.J., Liu, X.Z. and Ma, A.J. 2004. Current research on toxicity effect and molecular mechanism of heavy metals on fish. *Marine Science*. 28(10): 67-70.
- Yang, C., Wu, Z., Zhang, H., Guo, R. and Wu, Y. 2009. Risk assessment and distribution of soil Pb in Guangdong, China. *Environment Monitoring Assessment*. 159: 381-91.
- Zhao, Y., Xu, X., Sun, W., Huang, B. Darilek, J. and Shi, X. 2008. Uncertainly assessment of mapping mercury contaminated soils of a rapidly industrializing city in the Yangtze River Delta of Bulletin. 86, 68e75.
- Liu, G., Niu, J.J., Zhang, C., Zhao, X. and Guo, G.L. 2014a. Spatial distribution prediction of surface soil Pb in a battery contaminated site. *Environment Science*. 12, 4712e4719.
- Lucassen E. 2004. High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands, *Biogeochemist*. 67(2), 249-267.
- Meeger, J.C., Szebedinszky, C., McDonald, D.G. and Wood, C.M. 2000. Effect of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd, or Zn in rainbow trout 1: iono regulatory disturbance and metabolic costs. *Aquatic Toxicology* 50(3), 231-243.
- Mohammadi, S. and Sallagagheh, A. 2017. Study of spatial and temporal variations of groundwater quality with the help of the best estimator of pitch statistics (Case study Plain: Kerman Plain). *Scientific Journal of Watershed Management Sciences and Engineering*. 49 – 60.
- Momeni Damaneh, J., Joulaei, F., Alidadi, H. and Peiravi, R. 2015. Evaluatin of interpolatin methods to determine spatil variatins of groundwater Quali-tatie parameters (Case study: Gonabad plain). *Iranian Journal of Research in Environmental Health*. 1 (3): 165-176. (In Persian)
- Nakhaei M., Vadiati M. and Saberi N. 2009. Hydro geochemistry evolution of torbate heydariye plain. Fifteenth Meeting of Geological Society of Iran.
- Najafpour, N., Torabi Pudeh, H. and Yonesi, H. A. 2017. "Evaluation of GIS and interpolation methods in determination of spatial distribution and classified groundwater quality", *Iranian water research resource*. 13 (3): 1-9.
- Nickel, S., Hertel, A., Pesch, R., Schroder, W. and Steinnes, E., Uggerud, T.H. 2014. Modelling and mapping spatio-temporal trends of heavy metal accumulation in moss and natural surface soil monitored 1990-2010 throughout Norway by multivariate generalized linear models and geostatistics. *Atmosphere and Environment*. 99: 85e93.
- Qiao X., Zhao C., Shao Q. and Hassan M. 2018. Structural characterization of corn stover lignin after hydrogen peroxide presoaking prior to ammonia fiber expansion pretreatment. *Energy Fuel*. 32(5): 6022–6030.
- Robertson, W. D., Blowes, D. W., Ptacek, C. J. and Cherry, J. A. 2000. Long-term performance of in situ reactive barriers for nitrate remediation. *Ground water*. 38(5): 689-695.
- Safarbeiranvand, M., Amanipoor, H., Battaleb-Looie, S., Ghanemi, K. and Ebrahimi B. 2018. Quality evaluation of groundwater resources using

to ammonia fiber expansion pretreatment of energy  
crops. Fuel. 205: 184-191.

China using sequential  
Zhao C., Qiao X., Cao Y. and Shao Q. 2017.  
Application of hydrogen peroxide presoaking prior

## Investigation of Heavy Metal Concentrations in Water Resources Using Different Geostatistical Methods - Astana Plain Study Area

A. Ahmadi<sup>1\*</sup>

Received: Apr. 01, 2021

Accepted: May. 11, 2021

### Abstract

Groundwater resources are one of the most valuable national resources, and the protection of its quality is vital. One of the best ways to prevent groundwater pollution is to study the spatial changes in their quality and manage the utilization of water resources and land use. In terms of accuracy and effect of interpolation and origin, this study analyzes a comparison between OK, RBF and IDW interpolation methods for Pb, Zn and Cd concentrations in Astaneh plain study area. Also, the difference between the accuracy and uncertainty of interpolation and the source of pollution was analyzed and the results show that based on the spatial distribution of elements in the most polluted area in the southeast of the area around the coal and marble mine in the conservation area. Has been blacked out. Pollution has decreased from the south to the north of the region and the lowest amount of pollution is in the north of the region and near Bojagh National Park and Caspian Sea. According to WHO standards, it can be seen that for Zn, the whole area is within the WHO allowable range, the standard limit is 15 mg / L and the maximum Zn in the area is 1.64 mg / L. For Pb only small areas in the north of the area are within the allowable range. For Cd, the permissible limit of the global standard is 0.003 mg / L, which due to its spatial distribution, the whole area is contaminated with this element. Higher uncertainty of the elements is primarily distributed around the mines, which is related to the spatial diversity of toxic elements caused by human intervention. In addition to mining activities, the entry of industrial and municipal wastewater and effluents into groundwater resources can be considered as the cause of water pollution in the study area.

**Key words:** Groundwater, Industrial Effluents, Interpolation, Quality, Uncertainty

---

1- M.Sc, Department of Environment, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran  
Email: alirezaahmadi@ut.ac.ir