

# پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین خاک با استفاده از روش‌های کریجینگ و توابع پایه شعاعی (مطالعه موردی: شهرستان هریس)

فاطمه رحیم‌پور<sup>۱</sup>

رحیم علی‌عباسپور<sup>۲</sup>

تاریخ پذیرش مقاله: ۹۳/۸/۲۹

تاریخ دریافت مقاله: ۹۳/۴/۹

\*\*\*\*\*

## چکیده

آگاهی از توزیع مکانی غلظت فلزات سنگین جهت پایش آلودگی خاک و حفظ کیفیت محیط زیست ضروری است. این تحقیق با هدف تهیه نقشه توزیع مکانی آلودگی غلظت فلزات سنگین منگنز، مس، روی و آهن در زمین‌های کشاورزی شهرستان هریس واقع در استان آذربایجان شرقی انجام شده است. بدین منظور با استفاده از روش نمونه‌برداری سیستماتیک تصادفی ۳۷۰ نمونه خاک سطحی در عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری جمع‌آوری گردید و غلظت کل این فلزات، در آن‌ها اندازه‌گیری شد. به منظور مدل‌سازی تغییرات مکانی غلظت فلزات سنگین در خاک‌های منطقه، از روش‌های کریجینگ معمولی و توابع پایه شعاعی، پایین‌ترین مقادیر RMSE و MAE و نزدیکی بسیار زیاد آماره‌ی MBE به صفر و بالاترین ضریب همبستگی R به منزله ملاک ارزیابی بهترین روش برای مدل‌سازی الگوی توزیع و پراکنش فلزات سنگین در نظر گرفته شد. هر دو روش از دقت خوبی برخوردار بودند ولی بر اساس ملاک ارزیابی، برای فلزات منیزیم و مس، روش کریجینگ با مدل نمایی، برای فلز روی، روش کریجینگ با مدل کروی و برای فلز آهن، روش RBF با تابع مالتی کوادریک انتخاب شد. نقشه‌ی پهنه‌بندی بعد از انتخاب مدل برتر برای هر یک از عناصر، ترسیم و با در نظر گرفتن استاندارد مؤسسه حفاظت خاک و آب، کلاسه‌بندی شد و عناصر در چهار کلاس کمبود، کفایت، زیاد و آلودگی قرار گرفتند. تجزیه و تحلیل نقشه توزیع مکانی آلودگی فلزات سنگین مورد مطالعه نشان داد که برای عنصر منگنز بیشتر اراضی در محدوده‌ی کفایت قرار داشتند و برای عنصر مس مشخص شد که حدود ۹۲ درصد در کلاس زیاد قرار داشته و حدود ۸ درصد از محدوده‌ی مورد مطالعه دچار آلودگی بود. برای عناصر روی و آهن نه تنها آلودگی مشاهده نشد بلکه به ترتیب حدود ۹۶ و ۸۰ درصد دچار کمبود بود.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، فلزات سنگین، کریجینگ، GIS، RBF، هریس.

\*\*\*\*\*

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد سنجش از دور و سیستم اطلاعات جغرافیایی، دانشکده‌ی محیط زیست و انرژی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات تهران، f.rahimpour@srbiau.ac.ir

۲ - استادیار گروه مهندسی نقشه‌برداری، پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران، abaspour@ut.ac.ir

## ۱- مقدمه

مماهی، ۱۳۸۳). آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی ممکن است منجر به بی‌نظمی در ساختار خاک، دخالت در رشد گیاه و نهایتاً آسیب به سلامت انسان از طریق ورود به زنجیره غذایی گردد. (Lee et al., 2006) در نتیجه آگاهی از نحوه توزیع مکانی این عناصر در خاک‌های کشاورزی و متعاقباً توصیه‌های کودی براساس مقادیر موجود آن‌ها در زمین‌های کشاورزی، کاری اصولی در پیشگیری از آلودگی زمین‌های کشاورزی از طریق تجمع این عناصر و همچنین اصلاح وضعیت موجود می‌باشد. در حقیقت لازمه‌ی یک سیستم کشاورزی دقیق و پایدار، ایجاد یک پایگاه داده از وضعیت خاک‌های منطقه از لحاظ غلظت عناصر سنگین و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها است تا بتوان به کمک آن‌ها با هدف مدیریت زراعی بهتر، تولید محصولات کشاورزی سالم‌تر و پربارتری را داشت.

جمع آوری داده‌ها برای تهیه نقشه‌های مورد نیاز کشاورزی دقیق بسیار گران تمام می‌شود، چون تهیه داده‌ها هم گران و هم مشکل است لذا توسعه‌ی تکنیک‌های مدرن نظیر درون‌یابی این مشکل را تا حد زیادی حل کرده است و می‌توان با جمع‌آوری داده‌های کمتر نقشه‌هایی با دقت منطقی تهیه نمود. در حقیقت با ایجاد نقشه‌های توزیع مکانی غلظت عناصر با استفاده از روش‌های درون‌یابی و بررسی غلظت آن‌ها از طریق کلاسه‌بندی این مقادیر با توجه به استانداردهای مورد قبول، می‌توان به مدیریت کشت و کار صحیح و اصولی دست پیدا کرد.

همان‌طور که ذکر شد، ایجاد چنین نقشه‌هایی نیاز به روش درون‌یابی مکانی دارد. برای این کار، تکنیک‌های درون‌یابی نظیر روش وزن‌دهی عکس فاصله (IDW)، کریجینگ و توابع پایه‌ی شعاعی به طور گسترده در تحقیقات خاک و تولید نقشه‌ی آلودگی استفاده می‌شود. روش‌های درون‌یابی همگی یک اثر نرم‌کنندگی دارند، که باعث کم شدن مقادیر بالای واقعی و زیاد شدن مقادیر پایین واقعی می‌شود، (Journel et al., 2000). این اثر نرمی منجر به انحراف در برآورد آلودگی خاک می‌شود و در نتیجه در تصمیم‌گیری‌های

آلودگی خاک یکی از عوارض مهم در به هم خوردن تعادل و توازن طبیعت است. مهمترین آلاینده‌های خاک شامل فلزات سنگین، بارش‌های اسیدی و مواد آلی هستند که از میان آنها، فلزات سنگین به دلیل خصوصیات غیرقابل تجزیه بودن، سمی بودن، اثرات تجمعی و سرطان‌زایی مورد توجه هستند. (Mico et al., 2006) غلظت این فلزات سنگین در خاک‌ها، ناشی از منابع مختلفی نظیر هوازدگی طبیعی بالا در سنگ‌های زمینه و محتویات فلزی و یا ناشی از آلودگی‌های با منبع انسانی است. به عبارت دیگر، این فلزات به طور طبیعی در خاک وجود دارند، اما در اثر فعالیت‌های انسانی هم ممکن است به خاک افزوده شوند. در حقیقت، فعالیت‌های انسانی ممکن است منجر به تجمع بیشتر فلزات سنگین در خاک شود. (Yalcin et al., 2007) از جمله‌ی این فعالیت‌های انسانی می‌توان استفاده‌ی نادرست از کودهای شیمیایی در خاک‌های کشاورزی را نام برد.

امروزه نگرانی‌های زیست محیطی و ملاحظات اقتصادی در کشورهای پیشرفته باعث شده تا در رابطه با مصرف کودهای شیمیایی و موادی که به عنوان اصلاح‌کننده به خاک افزوده می‌گردند، دقت شود. (McBratney and Webster, 1983) اما در کشاورزی سنتی چنین ملاحظاتی وجود ندارد. در ایران، به دلیل ارزان بودن کودهای شیمیایی، مصرف آنها بهینه و اصولی صورت نمی‌گیرد؛ این موضوع باعث می‌شود که محیط زیست در معرض خطر جدی آلودگی به آلاینده‌های ناشی از کودهای شیمیایی و به طور خاص، آلودگی فلزات سنگین قرار گیرد (مومنی، ۱۳۸۰).

عناصر غذایی کم مصرف به‌طور عمده در گروه فلزات سنگین قرار دارند. برخی از این عناصر از جمله منگنز، مس، روی و آهن برای رشد و نمو گیاهان ضروری می‌باشند، ولی گیاهان در مقادیر کمتری به آن‌ها نیاز دارند. در منحنی‌های پاسخ گیاه به غلظت عناصر در خاک، مرز کمبود و سمی بودن این عناصر بسیار نزدیک بوده و بنابراین در افزودن کودهای دارای این عناصر باید احتیاط شود (ملکوتی و

## فصلنامه علمی - پژوهشی اطلاعات جغرافیایی (ص ۵۷) پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین خاک... / ۵۷

وضعیت یک یا چند عنصر دچار مشکل است، پرداخت و از امکانات و توابع GIS در جهت هرچه بهتر مدیریت خاک‌ها بهره‌مند شد.

هدف از این تحقیق، تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت فلزات سنگین کم مصرف منیزیم، مس، روی و آهن در خاک‌های کشاورزی شهرستان هریس با استفاده از روش‌های درون‌یابی زمین آمار کریجینگ معمولی و توابع پایه‌ی شعاعی در محیط GIS و با در نظر گرفتن استاندارد مؤسسه حفاظت خاک و آب، می‌باشد و در نهایت وضعیت آلودگی خاک منطقه را مورد مطالعه قرار می‌دهد.

### ۲- مواد و روش‌ها

#### ۲-۱- منطقه‌ی مورد مطالعه

شهرستان هریس یکی از شهرستان‌های ۱۹ گانه استان آذربایجان شرقی با وسعتی در حدود ۲۳۴۵ کیلومتر مربع است. این شهرستان واقع در مرکز استان از شهرستان‌های مستعد کشاورزی است و از شمال به شهرستان اهر و ورزقان، از شرق به شهرستان بستان‌آباد و از جنوب و غرب به شهرستان تبریز محدود می‌شود و از نظر موقعیت جغرافیایی بین طول‌های شرقی ۲۲° ۴۶' و ۲۲° ۴۷' و در عرض شمالی ۳۸° ۰۴' الی ۳۸° ۲۴' قرار گرفته است (نگاره ۱). حدود ۷۰ درصد از وسعت شهرستان را اراضی جلگه‌ای و ۳۰ درصد آن را مناطق کوهستانی تشکیل می‌دهند. حداقل درجه برودت هوا در این شهرستان در زمستان ۲۵ درجه زیر صفر و حداکثر درجه حرارت آن در تابستان ۳۵ درجه و متوسط میزان بارندگی شهرستان در سال ۳۵۰ میلی‌متر است. ارتفاع شهرستان از سطح دریا بین ۱۸۰۰ تا ۱۸۵۰ متر بوده و به لحاظ همین ارتفاع بالا، این شهرستان به بام آذربایجان نیز معروف است.

مساحت محدوده‌ی مورد مطالعه در این پژوهش ۱۵۷۳۸۲ هکتار است که حدود ۱۱۶۶۰۰ هکتار آن را اراضی کشاورزی تشکیل داده است. این شهرستان از پتانسیل بالا برای تولیدات کشاورزی برخوردار بوده و

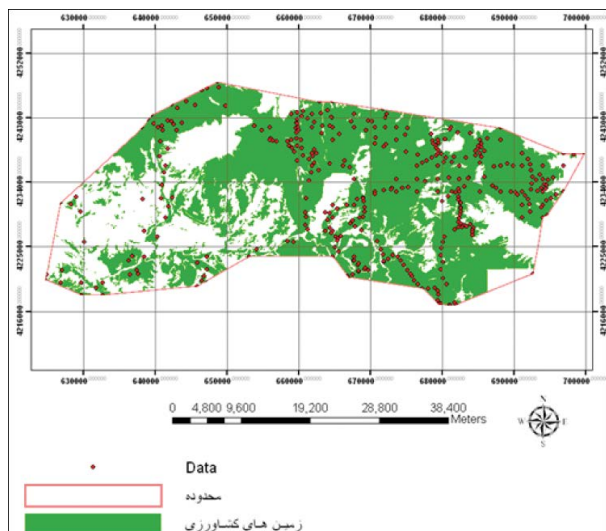
زیست محیطی مربوطه تأثیر خواهد گذاشت (Goovaerts, 2000). بنابراین به حداقل رساندن خطا در برآورد آلودگی ناشی از روش‌های درون‌یابی، ضروری است و برای این منظور، معیارهای ارزیابی و مقایسه‌ی روش‌های درون‌یابی مطرح می‌شود (Yunfeng Xie et al., 2011). در نهایت روشی انتخاب می‌شود و مورد استفاده قرار می‌گیرد که کمترین خطا را در مقایسه با روش‌های دیگر، براساس معیارهای ارزیابی، داشته باشد.

از جمله‌ی تحقیقات انجام شده در این زمینه می‌توان به موارد ذیل اشاره کرد: (McGrath et al., 2004) توزیع مکانی غلظت سرب را در سایت استخراج معادن نقره در ایرلند با استفاده از روش کریجینگ معمولی برای ارزیابی خطر و کمک به تصمیم‌گیران، مورد بررسی قرار دادند. (Sarmadian et al., 2014) با استفاده از ۷۷ نمونه خاک در ۱۰۰۰ هکتار از منطقه‌ی قزوین و روش رگرسیون-کریجینگ به تولید نقشه‌ی رقومی فسفر خاک پرداخته و صحت پیش‌بینی‌ها، با استفاده از روش اعتبارسنجی متقابل، ارزیابی شد. (تقی‌پور و همکاران، ۱۳۸۹) تغییرات مکانی غلظت کل نیکل و مس در خاک‌های سطحی اطراف همدان را به روش کریجینگ مورد بررسی قرار دادند و در این مطالعه از ۲۶۳ نمونه مرکب خاک سطحی از منطقه مطالعاتی به وسعت ۱۶۰۰۰۰ هکتار استفاده شد. (Hani et al., 2014)

از روش‌های زمین آمار برای تعیین توزیع مکانی فلزات کادمیم و سرب در خاک‌های سطحی اهواز استفاده کرده و در میان آن‌ها توابع پایه‌ی شعاعی بهترین روش درون‌یابی انتخاب شد. (Imperato et al., 2003; Amini et al., 2005; Lee et al., 2006) نیز به همین ترتیب از روش‌های زمین آمار برای تولید نقشه‌های پهنه‌بندی استفاده کردند.

در نهایت، استفاده از تکنیک‌های درون‌یابی در محیط GIS این امکان را فراهم می‌کند تا ضمن دستیابی به تصویر کلی از نحوه‌ی پراکنش عناصر کم مصرف با ارائه نقشه کمبود و آلودگی هر یک از عناصر کم مصرف، در کنار خصوصیات شیمیایی خاک، به مکان‌یابی نواحی و خاک‌هایی که در آن‌ها

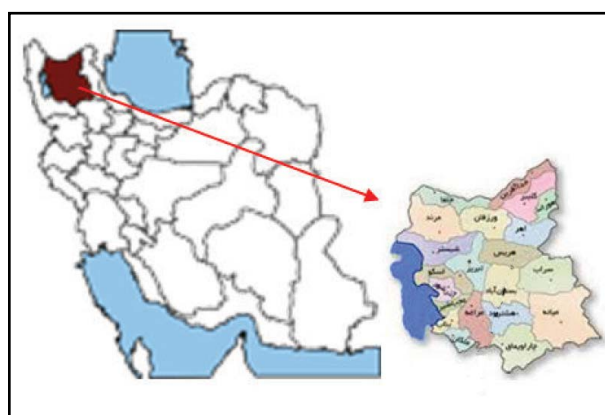
مؤسسه خاک و آب کشور می‌باشد و تمامی آنالیزها بر روی نمونه خاک هواخشک که از ال‌ک ۲ میلی متری رد شده صورت گرفته است.



نگاره ۲: موقعیت نقاط نمونه برداری در منطقه مورد مطالعه

مقدار قابل جذب عناصر در خاک بر اساس روش لیندسی و نورول (Lindsay and Norvell, 1978) با DTPA مورد بررسی قرار گرفت. در این روش میکرو المنت‌های آهن، روی، مس و منگنز با DTPA کلات با ثباتی تشکیل و همزمان DTPA با نیکل و کادمیوم نیز کلات تشکیل می‌دهد که امکان اندازه‌گیری میکرو المنت‌ها در عصاره فراهم می‌شود. استفاده از کلرور کلسیم ۰/۰۱ مول برای این است که محیط عصاره‌گیری با کلرور کلسیم در تعادل باشد در نتیجه از حلالیت کربنات کلسیم در خاک‌های آهکی جلوگیری نماید. ۱۰ گرم خاک را وزن کرده درون ارلن مایر می‌ریزیم و بیست میلی لیتر محلول DTPA به آن اضافه می‌کنیم در ظرف را بسته به مدت دو ساعت با سرعت ۱۴۵ دور در دقیقه بهم می‌زنیم سپس از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور می‌دهیم در عصاره تهیه شده عناصر آهن، روی، مس و منگنز را با دستگاه جذب اتمی و لامپ مخصوص هر عنصر قرائت می‌کنیم و میزان قابل جذب هر عنصر را برحسب میلی گرم در کیلوگرم محاسبه می‌کنیم.

متعاقباً به دلیل تأثیر فعالیت‌های کشاورزی، نظیر استفاده از کودهای شیمیایی مختلف بر روی کیفیت خاک، گیاه و نهایتاً سلامت انسان، نیاز به بررسی میزان تجمع فلزات سنگین کم مصرف به عنوان یکی از آلاینده‌های مهم ناشی از این‌گونه فعالیت‌ها در خاک سطحی، بیش از پیش آشکار می‌شود. لذا تحقیق حاضر با همین هدف انجام شده است.



نگاره ۱: موقعیت شهرستان هریس

در این تحقیق به همراه استفاده از GPS برای ثبت موقعیت مکانی نقاط، ۳۷۰ نمونه خاک از اراضی منطقه مورد مطالعه جمع آوری و پس از آنالیزهای آزمایشگاهی، مقدار عناصر سنگین شامل منگنز (Mn)، مس (Cu)، روی (Zn) و آهن (Fe) تعیین گردیدند. نگاره (۲) پراکنش نقاط نمونه برداری شده را در محدوده‌ی مورد مطالعه به همراه مناطق کشاورزی نمایش می‌دهد.

## ۲-۲- آنالیزهای آزمایشگاهی

در این مطالعه ابتدا بر روی نقشه توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰، محدوده زراعی شهرستان مشخص شد، سپس نمونه‌های خاک تهیه شده از پروفیل‌های به فواصل تقریبی حداکثر ۳ کیلومتری روی این زمین‌ها، جهت انجام آزمایشات اولیه به آزمایشگاه خاک ارسال گردید. کلیه روش‌های اندازه‌گیری بر اساس روش‌های استاندارد

فصلنامه علمی - پژوهشی اطلاعات جغرافیایی (SID) / ۵۹  
پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین خاک ...

متحرک وزنی و اصل اول جغرافیا استوار می‌باشد و در مورد آن می‌توان گفت که بهترین تخمین گر ناریب است. این تخمینگر با استفاده از فرمول شماره (۱)، تعیین گردید.

$$\hat{Z}(x_i) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (1) \quad (Isaak \text{ and } Srivastava, 1989)$$

که در این معادله، پارامتر تخمینی،  $\lambda_i$  وزن یا اهمیت کمیت وابسته به نمونه  $Z(x_i)$  پارامتر معلوم می‌باشد. کریجینگ برای اندازه‌گیری تغییر پذیری مکانی متغیر ناحیه‌ای از واریوگرام استفاده می‌کند (Webster and Oliver, 2007). واریانسی که وابسته به فاصله است را واریوگرام یا تغییر نما می‌نامند و آن را با نماد  $\gamma_2(h)$  نشان می‌دهند و معمولاً به جای واریوگرام، از سمی واریوگرام با نماد  $\gamma(h)$  استفاده می‌شود. هدف اصلی محاسبه سمی واریوگرام این است که بتوان تغییر پذیری متغیر را نسبت به فاصله مکانی یا زمانی شناخت. برای این کار لازم است مجموع مربع تفاضل زوج نقاطی که به فاصله معلوم  $h$  از یکدیگر قرار دارند محاسبه و در مقابل  $h$  رسم شود (حسینی پاک، ۱۳۷۷). عملکرد تابع سمی واریوگرام به شکل زیر است:

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

که در این رابطه  $\gamma(h)$  مقدار سمی واریوگرام،  $N(h)$  تعداد جفت نمونه‌های جدا شده از طریق فاصله  $h$ ،  $Z(x_i)$  مقدار متغیر اندازه‌گیری شده در نقطه  $x_i$  و  $Z(x_i + h)$  مقدار متغیر اندازه‌گیری شده در موقعیت مکانی  $(x_i + h)$  است. اطلاعات حاصل از بررسی سمی واریوگرام عناصر بعنوان مقادیر ورودی روش کریجینگ جهت تخمین مقادیر عناصر در نقاط مجهول بکار گرفته می‌شوند اما قبل از کاربرد سمی واریوگرام تجربی در فرآیند تخمین، لازم است به آن‌ها مناسب‌ترین مدل تئوری را برازش کرد. لذا دومین قسمت این مرحله به بررسی مدل‌های مناسب جهت برازش اختصاص داده شد. در این تحقیق مدل‌های تئوری مختلفی شامل مدل‌های دایروی، کروی، نمایی و گوسی مورد بررسی قرار گرفتند. در ادامه پارامترهای مذکور جهت تعیین

برخی از خصوصیات آماری غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های برداشت شده در جدول (۱) آمده است.

جدول (۱): آمار توصیفی غلظت عناصر بر حسب (mg/kg)

عنصر	حدافل	حداکثر	میلگین	میانه	انحراف معیار	چولگی	کشیدگی
منگنز	۲/۲۶	۸۵۸	۵/۳۴	۵/۴۱	۱/۲۲	۰/۰۷	۲/۲۱
مس	۰/۵	۳/۳	۱/۶۸	۱/۷	۰/۴۳	۰/۲۳	۳/۶۲
روی	۰/۲	۱/۱۶	۰/۵۰	۰/۴۷	۰/۱۶	۰/۹۰	۳/۵۲
آهن	۱	۹/۶	۴/۱۸	۳/۹	۱/۴۷	۱/۲۱	۴/۹۴

در حالت کلی معمولاً چنانچه چولگی و کشیدگی در بازه (۲، -۲) نباشند داده‌ها از توزیع نرمال بسیار دور بوده و می‌بایست قبل از هرگونه آزمونی که برای انجامشان باید فرض نرمال بودن داده‌ها برقرار باشند؛ اصلاح گردند. با توجه به جدول (۱)، چولگی عناصر در محدوده‌ی نرمال قرار داشته ولی کشیدگی آن بیشتر از محدوده‌ی مجاز بوده و تنها برای عنصر منگنز نزدیک به نرمال است.

### ۲-۳- آنالیزهای زمین آماری

برای مدل‌سازی تغییرات مکانی غلظت چهار فلز کم مصرف منگنز، مس، روی و آهن در زمین‌های کشاورزی شهرستان هریس به منظور بررسی آلودگی این فلزات، از دو روش مختلف زمین آمار و ریاضی استفاده شد. این روش‌ها شامل کریجینگ معمولی با مدل‌های واریوگرام دایره‌ای، کروی، نمایی و گوسین، و توابع پایه‌ی شعاعی با توابع پایه از نوع اسپیلاین کاملاً منظم، اسپیلاین کششی، مالتی کوادریک، معکوس مالتی کوادریک و اسپیلاین با صفحه نازک بودند. در ادامه به معرفی اجمالی هر کدام از این روش‌ها پرداخته شده است.

#### ۲-۳-۱- کریجینگ

کریجینگ یک روش تخمین است که بر منطق میانگین

$$\begin{pmatrix} 0 & 1 \\ 1 & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} w \\ \omega_{n+1} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} z \\ 0 \end{pmatrix} \quad (4)$$

$\phi$  یک ماتریس با  $z$  درایه،  $\phi(\|s_i - s_j\|)$  برای  $i, j$  امین جفت داده،  $1$  بردار ستونی با درایه های یک، و  $z$  یک بردار ستونی شامل داده‌ها می‌باشد. اگر  $\phi$  برداری شامل  $\phi(\|s_i - s_0\|)$ ، آنگاه پیش‌بینی کننده برابر است با:

$$\hat{z}(s_0) = w' \phi + \omega_{n+1} \quad (5)$$

که در آن  $\omega_{n+1}$  پارامتر بایاس است. در این مقاله پنج تابع یا کرنل به عنوان توابع RBF در حل مسأله درونیابی به کار گرفته شده که عبارتند از:

$$1- \text{تابع اسپیلاین کاملاً منظم}^2, \quad \phi(r) = - \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(-1)^n (\sigma \cdot r)^{2n}}{n! n} = \ln(\sigma \cdot r/2)^2 + E_1(\sigma \cdot r/2)^2 + C_E,$$

که در آن  $\ln$  لگاریتم طبیعی،  $E_1(x)$  تابع انتگرال نمایی (Abramowitz and Stegun, 1965, p.227) و  $C_E$  ثابت اویلر (Abramowitz and Stegun, 1965, p.255).

۲- اسپیلاین با تابع کششی<sup>۳</sup>،

$$\phi(r) = \ln(\sigma \cdot r/2) + K_0(\sigma \cdot r) + C_E, \quad (7)$$

که در آن  $K_0(x)$  تابع ویرایش شده‌ی بسل (Abramowitz and Stegun, 1965, p.374). این روش نسبت به روش قبلی دقیق‌تر است و نتیجه آن سطحی با کمی پیچیدگی است. در این روش هر چه وزن بیشتر باشد سطح از حالت همواری خارج می‌گردد و نوسانات آن بیشتر خواهد شد.

۳- تابع مالتی کوادریک<sup>۴</sup>،

$$\phi(r) = (r^2 + \sigma^2)^{1/2}, \quad (8)$$

که از مرکز افزایش می‌یابد.

۴- تابع معکوس مالتی کوادریک<sup>۵</sup>،

وزن نسبی داده‌های معلوم در تخمین نقطه مجهول براساس موقعیت آنها نسبت بهم در روش کریجینگ معمولی<sup>۱</sup> بکار گرفته شده و تمامی مقادیر عناصر در نقاط مجهول برآورد گردیدند. شرط استفاده از این تخمین‌گر آن است که متغیر  $Z$  توزیع نرمال داشته باشد؛ در صورتی که متغیر مورد نظر توزیع نرمال نداشته باشد باید از کریجینگ غیر خطی استفاده نمود یا با استفاده از روش‌های تبدیل داده‌ها توزیع متغیر مورد نظر را تبدیل به نرمال نمود (حسنی پاک، ۱۳۷۷). به تعبیر دیگر، در کریجینگ معمولی مقدار میانگین مجهول است و فرض می‌شود که مقدار آن مستقل از مختصات است (شرط پایایی). بنابراین برای یافتن میانگین شرط نارایب بودن و یا عاری بودن از خطای سیستماتیک را طوری اعمال می‌کنیم که میانگین بخشی از جواب مسأله باشد.

### ۲-۳-۲- توابع پایه‌ی شعاعی<sup>۲</sup>

توابع پایه‌ی شعاعی نام اختصاص داده شده به یک خانواده‌ی بزرگ از درونیاب‌های دقیق است که از یک معادله‌ی وابسته به فاصله بین نقطه‌ای که قرار است درونیابی شود و نقاط نمونه‌برداری شده، استفاده می‌کند (Aguilar et al., 2005).

RBFها از لحاظ مفهومی شبیه به برازش یک غشای لاستیکی از طریق نقاط نمونه‌برداری شده است، در حالی که انحنا کلی سطح را به حداقل می‌رساند. در این روش برای هر مکان داده یک تابع پایه شعاعی در نظر گرفته می‌شود و ترکیب خطی این توابع پایه منجر به پیش‌بینی در نقطه‌ی مجهول می‌شود.

$$\hat{z}(s_0) = \sum_{i=1}^n \omega_i \phi(\|s_i - s_0\|) + \omega_{n+1} \quad (3)$$

در این رابطه،  $\phi(r)$  تابع پایه‌ی شعاعی است،  $r = \|s_i - s_0\|$  فاصله‌ی اقلیدوسی بین مکانی که می‌خواهیم پیش‌بینی کنیم ( $s_0$ ) و مکان هر داده ( $s_i$ )، و  $\omega_i, i = 1, 2, \dots, n + 1$  وزن‌ها هستند که باید برآورد شوند، با فرض  $w = (\omega_1, \omega_2, \dots, \omega_n)$  و با حل سیستم معادلات ذیل بدست می‌آیند:

3- Completely regularized spline function  
 4- Spline with tension function  
 5- Multiquadric function  
 6- Inverse Multiquadric function

1- Ordinary Kriging  
 2- Radial basis function

فصلنامه علمی - پژوهشی اطلاعات جغرافیایی (SID)  
پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین خاک... / ۶۱

میانگین مربعات خطا<sup>۳</sup> (RMSE) و میانگین خطای انحراف<sup>۴</sup> (MBE) و ضریب همبستگی<sup>۵</sup> (R) برای داده‌های تست، محاسبه شده و مورد استفاده قرار گرفت (Wackernagel, 2002). معادلات مربوطه در زیر آورده شده‌اند:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [Z^*(x_i) - Z(x_i)]^2}{n}} \quad (11)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |Z^*(x_i) - Z(x_i)| \quad (12)$$

$$MBE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [Z^*(x_i) - Z(x_i)] \quad (13)$$

$$R = \frac{cov(Z^*(x_i), Z(x_i))}{\delta(Z^*(x_i))\delta(Z(x_i))} \quad (14)$$

که در آن‌ها  $Z^*(x_i)$  مقدار برآوردی در نقطه‌ی  $x_i$  ( $Z(x_i)$ ) مقدار مشاهده‌ای در نقطه‌ی  $x_i$  و  $cov$  کوریانس مقادیر برآورد شده و مشاهده شده و  $\delta$  انحراف معیار،  $n$  تعداد نمونه است.

بالطبع هر چه مقادیر RMSE و MAE کوچک‌تر باشد، بیانگر این است که مقادیر محاسبه شده با مدل به مقادیر حقیقی نزدیک‌ترند و در نتیجه مدل، خطای کمتری دارد و هرچه MBE به صفر نزدیک‌تر باشد، مؤید این مطلب است که متوسط مقادیر مشاهده شده و برآورد شده اختلاف کمتری دارند و در نتیجه مدل، فضای مورد مطالعه را با انحراف کمتری برآورد می‌کند و ضریب همبستگی R هر چقدر به یک نزدیک‌تر باشد، نشان دهنده‌ی همبستگی بالا بین مقادیر مشاهده شده و پیش‌بینی شده می‌باشد.

#### ۲-۴- مقایسه‌ی غلظت فلزات با استانداردها

جهت تعیین میزان آلودگی خاک به فلزات سنگین، باید میزان غلظت عناصر در منطقه مورد نظر با استاندارد ملی یا بین‌المللی شناخته شده مقایسه شود. بهترین نوع

$$\varphi(r) = (r^2 + \sigma^2)^{-1/2}, \quad (9)$$

که از مرکز به صورت یکنواخت کاهش می‌یابد.

۵- تابع اسپیلاین با صفحه نازک<sup>۱</sup>،

$$\varphi(r) = (\sigma \cdot r)^2 \ln(\sigma \cdot r), \quad (10)$$

هر یک از توابع پایه‌ی شعاعی پارامتری دارند که نرمی سطح را کنترل می‌کند. برای بدست آوردن پارامتر نرمی سطح بهینه ( $\sigma$ ) ابتدا یک مقدار مشخص  $\sigma$  برای آن در نظر گرفته شده و با این ضریب نرمی خاص، تفاوت میزان بدست آمده برای کمیت از طریق اعتبارسنجی متقابل و میزان مشاهده شده آن محاسبه گردیده و سپس با افزایش سیستماتیک مقدار  $\sigma$  به اندازه  $\Delta\sigma$ ، مقادیر مختلف خطای پیش‌بینی ریشه مربعی را خواهیم داشت که با داشتن مقادیر مختلف ضریب نرمی شکل به عنوان محور افقی و خطای پیش‌بینی ریشه مربعی به عنوان محور عمودی، از بین این موارد،  $\sigma$  ای انتخاب می‌شود که منجر به تولید خطای کمتری شده است.

#### ۲-۳-۳- مقایسه‌ی روش‌های درونیابی

اعتبارسنجی متقابل و اعتبارسنجی با مجموعه داده‌های مستقل، روش‌های مورد استفاده معمول برای مقایسه روش‌های درونیابی هستند.

از آنجا که حجم نمونه‌های برداشت شده، خوب بود، اعتبارسنجی با مجموعه داده‌های مستقل در این مطالعه استفاده شد. در این نوع اعتبارسنجی داده‌های نمونه به دو گروه آموزش و تست با نسبت ۸۰ به ۲۰ تقسیم شد و درونیابی با کمک داده‌های آموزش برای هر یک از عناصر Mn, Zn, Fe, Cu و با استفاده از روش کریجینگ معمولی (OK) با مدل‌های دایروی، کروی، نمایی و گوسین و روش توابع پایه‌ی شعاعی (RBF) و با استفاده از پنچ کرنل مختلف، انجام شد. برای مقایسه دقت و صحت پیش‌بینی‌ها، از مدل‌های آماری میانگین خطای قدرمطلق<sup>۲</sup> (MAE) و ریشه

3- Root Mean Squared Error

4- Mean Bias Error

5- Correlation coefficient

1- Thin - plate spline function

2- Mean Absolute Error

جدول (۲): نتایج مربوط به روش کریجینگ معمولی و مدل برگزیده برای هر عنصر

عنصر	Ordinary kriging model	Nugget	Partial Sill	effective range	Nugget/ (%)sill	RMSE-train	RMSE-test	MAE	MBA	R-test
logMn	Exponential	۰/۰۱۲۷	۰/۰۵۵۸	۷۰۱۴/۵۹	۱۸/۵۴	۰/۱۴۶۹	۰/۶۹۸۲	۰/۵۳۱۷	۰/۱۹۳۵	۰/۷۹۸۱
logCu	Exponential	۰/۰۱۳۲	۰/۰۵۶۲	۵۱۵۶/۵۸	۱۹/۰۲	۰/۲۸۸۰	۰/۲۸۵۰	۰/۲۱۷۱	۰/۰۵۰۱	۰/۶۵۵۶
logZn	spherical	۰/۰۱۸۴	۰/۰۶۶۸	۵۳۶۵/۴۴	۲۱/۵۹	۰/۱۰۹۸	۰/۱۰۴۱	۰/۰۷۶۴	-۰/۰۱۲	۰/۷۹۱۵
logFe	Exponential	۰/۰۲۲۲	۰/۱۲۰۷	۱۵۵۱۹/۶۵	۱۵/۵۵	۰/۸۰۳۱	۰/۷۹۲۳	۰/۵۶۸۹	۰/۰۶۹۱	۰/۸۲۸۵

جدول (۳): نتایج مربوط به روش توابع پایه‌ی شعاعی و کرنل برگزیده برای هر عنصر

عنصر	RBF kernel	Optimal Kernel parameter	RMSE-train Type=cross validation	RMSE-test	R-test	MAE	MBA
Mn	Completely regularized spline	۰/۰۱۲۴	۰/۸۵۶۶	۰/۷۰۲۱	۰/۷۹۲۰	۰/۵۲۵۶	۰/۱۷۵
Cu	Spline with tension	۰/۰۰۶۲	۰/۲۸۴۵	۰/۲۹۰۵	۰/۶۳۳۰	۰/۲۲۱۱	۰/۰۳۵۷
Zn	Completely regularized spline	۰/۰۰۸۶	۰/۱۰۷۳۶	۰/۱۰۷۴	۰/۷۸۱۰	۰/۰۷۷۱	-۰/۰۱۶۸
Fe	Multiquadric	.	۰/۸۱۲۶۰	۰/۷۳۸۲۶	۰/۱۵۲۴	۰/۵۴۷۷	۰/۰۷۵۴

جدول (۴): نتایج مربوط به روش درونیابی برگزیده برای هر عنصر

عنصر	method	RMSE-train	RMSE-test	MAE	MBA	R-test	روش انتخابی
Mn	RBF- Completely regularized spline	۰/۸۵۶۶	۰/۷۰۲۱	۰/۵۲۵۶	۰/۱۷۵	۰/۷۹۲۰	Ok- exponential
	Ok- Exponential	۰/۸۴۶۹	۰/۶۹۸۲	۰/۵۳۱۷	۰/۱۹۳	۰/۷۹۸۱	
Cu	RBF- Spline with tension	۰/۲۸۴۵	۰/۲۹۰۵	۰/۲۲۱۱	۰/۰۳۵۷	۰/۶۳۳۰	Ok-exponential
	Ok-exponential	۰/۲۸۸۰	۰/۲۸۵۰	۰/۲۱۷۱	۰/۰۵۰۱	۰/۶۵۵۶	
Zn	RBF- Completely regularized spline	۰/۱۰۷۳۶	۰/۱۰۷۴	۰/۰۷۷۱	-۰/۰۱۶۸	۰/۷۸۱۰	Ok- spherical
	Ok- spherical	۰/۱۰۹۸	۰/۱۰۴۱	۰/۰۷۶۴	-۰/۰۱۲	۰/۷۹۱۵	
Fe	RBF- Multiquadric	۰/۸۱۲۶۰	۰/۷۳۸۲۶	۰/۵۴۷۷	۰/۰۷۵۴	۰/۸۵۲۴	RBF- Multiquadric
	Ok- Exponential	۰/۸۰۳۱	۰/۷۹۲۳	۰/۵۶۸۹	۰/۰۶۹۱	۰/۸۲۸۵	



**فصلنامه علمی - پژوهشی اطلاعات جغرافیایی (ص ۶۳)**  
 بهینه‌بندی آلودگی فلزات سنگین خاک... / ۶۳

درون‌یابی با روش کریجینگ معمولی برای هر چهار عنصر با استفاده از چهار مدل دایروی، کروی، نمایی و گوسین انجام و با توجه به ملاک ارزیابی و در نظر گرفتن نسبت  $Nugget/sill$  (%) پایین‌تر، برای هر عنصر مدل بهینه طبق جدول (۲) انتخاب شد. درون‌یابی با روش توابع پایه‌ی شعاعی برای هر چهار عنصر و با استفاده از پنج کرنل مطرح شده، انجام و برای هر یک با توجه به ملاک ارزیابی کرنل بهینه انتخاب شد. نتایج در جدول (۳) ارائه شدند.

مقایسه بین دو روش کریجینگ معمولی و توابع پایه شعاعی با توجه به جداول (۲) و (۳) و بر اساس ملاک ارزیابی یعنی داشتن حداقل  $RMSE$  و  $MAE$  و  $MBA$  برای داده‌های تست و حداکثر ضریب همبستگی  $R$  بین مقادیر پیش‌بینی شده و حقیقی برای داده‌های تست انجام و در جدول شماره (۴) نتایج نهایی مربوط به روش برگزیده ارائه گردید.

از مقایسه روش‌های مختلف درون‌یابی مشخص شد که همگی این روش‌ها از دقت بالایی برخوردار بوده و اختلافات بین آنها ناچیز بوده، ولی در نهایت بر اساس ملاک ارزیابی روش بهینه به‌طور جداگانه برای هر عنصر تعیین شد که در جدول (۴) مشخص است.

**۳-۲- ارزیابی زیست محیطی فلزات سنگین و توزیع آن‌ها در منطقه**

جدول (۵) مقادیر میانگین و حداقل و حداکثر غلظت‌های عناصر مورد بررسی در ناحیه مورد مطالعه،

مقایسه، مقایسه با استانداردهای موجود برای همان منطقه می‌باشد زیرا شرایط زمین‌شناسی و اقلیمی گوناگون در نقاط مختلف دنیا، غلظت‌های متفاوتی را ایجاد می‌کند اما در کشور ما، به دلیل عدم وجود استانداردی خاص برای درجه آلودگی خاک، از استانداردهای موجود در دیگر کشورها و یا استانداردهای جهانی استفاده می‌شود (بهنام ولی، ۱۳۹۲).

البته برای تعیین سطوح آلودگی از معیارهای مختلفی شامل شاخص زمین انباشتگی، فاکتور آلودگی و شاخص جامع فاکتور آلودگی هم استفاده می‌شود (Tribinasu et al., 2004). با این حال در این پژوهش از استاندارد ارائه شده توسط مؤسسه حفاظت خاک و آب استفاده می‌شود.

**۳- نتایج**

**۳-۱- بررسی روش‌های درون‌یابی و انتخاب بهترین روش**

به منظور انجام درون‌یابی با روش کریجینگ معمولی نیاز است که از داده‌های با توزیع نرمال استفاده گردد. بر اساس آزمون ناپارامتری کولموگوروف-اسمیروف مشخص شد که توزیع مقادیر عناصر نرمال نبوده و لازم است قبل از استفاده از آن‌ها در روش کریجینگ، عمل نرمال‌سازی انجام پذیرد. در حالتی که داده‌ها دارای توزیع نامتقارن با چولگی مثبت باشند، با تبدیل داده‌ها تحت تابع لگاریتمی، توزیع داده‌های تبدیل یافته متقارن گشته و به توزیع نرمال نزدیک می‌شود.

جدول (۵). شاخص کلی و بون برای مقایسه با مقادیر عناصر

عنصر	میانگین مطالعه	حداقل	حداکثر	Kelly Indices					Bowen
				غیر آلوده	اندکی آلوده	آلوده	بسیار آلوده	به طور غیر معمول بسیار آلوده	میانگین خاک جهانی
Mg(mg/kg)	۵/۳۶	۲/۲۶	۱۲/۲	۰-۵۰۰	۵۰۰-۱۰۰۰	۱۰۰۰-۲۰۰۰	۱۰۰۰۰-۲۰۰۰۰	۱۰۰۰۰<	۱۰۰۰
Cu(mg/kg)	۱/۶۸	۰/۵	۳/۳	۰-۱۰۰	۱۰۰-۲۰۰	۲۰۰-۵۰۰	۵۰۰-۲۵۰۰	۲۵۰۰<	۳۰
Zn(mg/kg)	۰/۵	۰/۲	۲/۱۴	۰-۲۵۰	۲۵۰-۵۰۰	۵۰۰-۲۰۰۰	%۲۰۰۰-۱/۰	%۱/۰<	۹۰
Fe(mg/kg)	۴/۱۸	۱	۹/۶	۰-۱۰۰	۱۰۰-۵۰۰	۵۰۰-۱۰۰۰	۱۰۰۰-۵۰۰۰	۵۰۰۰<	-

کم مصرف منگنز، مس، روی و آهن با توجه به استاندارد مؤسسه تحقیقات خاک و آب، مجدداً آن‌ها را کلاس‌بندی کرده است.

جدول (۶): مقادیر مربوط به کلاس بندی عناصر کم مصرف

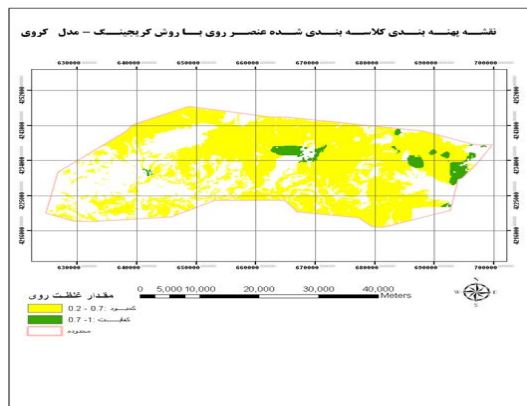
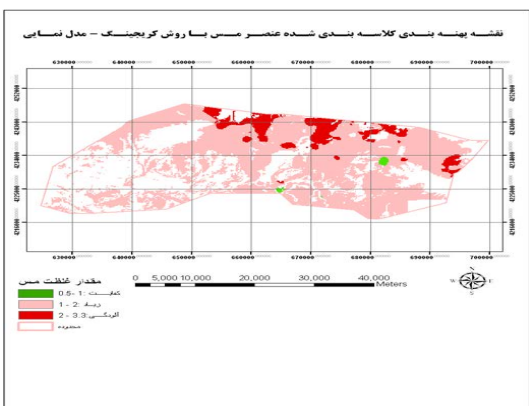
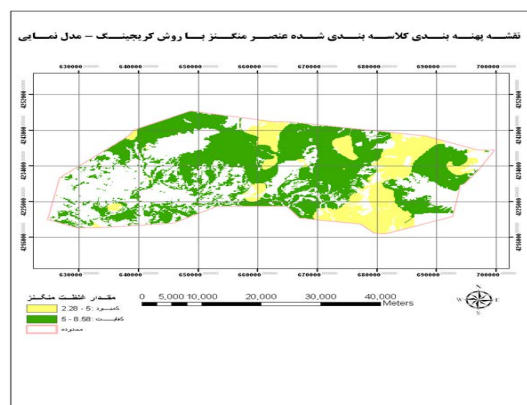
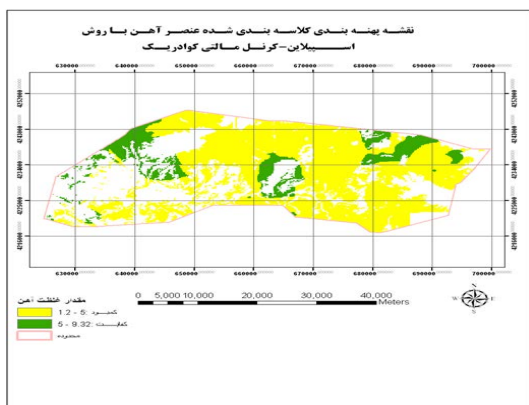
کلاس	مقادیر عناصر کم مصرف (ppm)			
	آهن	منگنز	روی	مس
کمبود	<۵	<۵	<۰/۷	<۰/۵
کفایت	۵-۱۲	۵-۱۰	۰/۷-۱	۰/۵-۱
زیاد	۱۲-۲۰	۱۰-۳۰	۱-۲	۱-۲
آلودگی	>۲۰	>۳۰	>۲	>۲

همان‌طور که ذکر شد، میانگین غلظت فلزات سنگین منیزیم، مس، روی و آهن در منطقه مورد مطالعه کمتر از حداکثر غلظت قابل قبول در زمین‌های کشاورزی برای سایر

شاخص کلی (Kelly, 1980) و همچنین مقادیر میانگین جهانی فلزات سنگین (Bowen, 1979) در خاک‌ها را نشان می‌دهد. با توجه به جدول می‌توان دریافت همگی این فلزات دارای مقادیر میانگین کمتر از میانگین جهانی‌اند. همچنین، مقدار بیشینه‌ی آن‌ها هم در درون محدوده‌ی مجاز قرار دارد.

ملکوتی و همکاران در سال ۱۳۷۹، حد بحرانی عناصر غذایی در خاک و گیاه را در نشریه فنی شماره ۱۹۷ مؤسسه تحقیقات خاک و آب برای عناصر مورد مطالعه، مطابق جدول (۶) ارائه کردند که در این پژوهش مطابق با این استاندارد، نقشه‌های نهایی تولید خواهد شد.

نقشه‌های پهنه‌بندی عناصر سنگین خاک با توجه به مدل بهینه‌ی انتخاب شده برای هر یک از آن‌ها تهیه و برای تعیین میزان آلودگی خاک‌های کشاورزی به فلزات سنگین



نگاره ۳. نقشه پهنه‌بندی کلاس‌بندی شده عناصر منگنز، مس، روی و آهن در زمین‌های کشاورزی شهرستان هریس

## فصلنامه علمی - پژوهشی اطلاعات جغرافیایی (۳۳)

### پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین خاک... / ۶۵

برخوردار بودند ولی بر اساس ملاک ارزیابی، برای فلزات منیزیم و مس، روش کریجینگ با مدل نمایی، برای فلز روی، روش کریجینگ با مدل کروی و برای فلز آهن، روش RBF با تابع مالتی کوادریک انتخاب شد؛ سپس نقشه‌ها بر اساس استاندارد موسسه‌ی تحقیقات خاک و آب کلاسه‌بندی شد. این نقشه‌ها می‌تواند جهت بررسی و مدیریت استفاده‌ی صحیح از کودهای شیمیایی در امر حاصلخیزی زمین‌های کشاورزی مفید باشد. در ادامه نتایج بدست آمده برای هر یک از عناصر به صورت تفکیک شده بیان می‌شود.

#### پهنه‌بندی منگنز

بر اساس نتایج بدست آمده از خاک‌های منطقه بیشترین میزان منگنز ۸/۵۶ و کمترین میزان آن ۲/۲۶ میلی گرم در کیلوگرم خاک می‌باشد و از این میزان ۱۸/۶۷ در صد دارای منگنز قابل جذب بین ۰-۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک و ۸۱/۳۳ درصد بین ۵-۱۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک منگنز قابل جذب دارند.

#### پهنه‌بندی مس

بر اساس نتایج بدست آمده از خاک‌های منطقه بیشترین میزان مس قابل جذب ۳/۳ و کمترین میزان آن ۰/۵ میلی گرم در کیلوگرم می‌باشد. کمتر از ۱ درصد بین ۰/۵-۱ و ۹۲/۰۴ درصد بین ۱-۲ و ۷/۸۹ درصد بیش از ۲ میلی گرم در کیلوگرم خاک مس قابل جذب دارند. لذا به لحاظ داشتن عنصر مس بیشتر محدوده‌ی مطالعاتی مقدار زیاد و رو به آلودگی را دارد. با توجه به نتایج به دست آمده، نیازی به مصرف کود محتوی مس نمی‌باشد.

#### پهنه‌بندی روی

بر اساس نتایج بدست آمده از خاک‌های منطقه بیشترین میزان روی قابل جذب ۱/۱۶ و کمترین میزان آن ۰/۲ میلی گرم در کیلوگرم می‌باشد. ۹۵/۸۶ درصد منطقه دارای روی قابل جذب بین ۰/۷-۰ و ۳/۹۶ درصد بین ۰/۷-۱ و

کشورها بود، که نشان دهنده‌ی سلامت خاک با توجه به این استانداردها بود. اما برای مطالعه‌ی دقیق‌تر از استاندارد مؤسسه تحقیقات خاک و آب استفاده شد و بر اساس محدوده‌های اعلام شده در آن، کلاسه‌بندی انجام گرفت که با توجه به آن محدوده‌های دچار کمبود، کفایت، زیاد و آلوده به‌طور مشخص از یکدیگر تفکیک شدند. به این ترتیب علاوه بر کشف محدوده‌های آلوده، محدوده‌های دچار کمبود عناصر کم مصرف نیز مشخص شدند؛ نگاره (۳) نقشه‌های نهایی پهنه‌بندی و کلاسه‌بندی شده عناصر منگنز، مس، روی و آهن را در زمین‌های کشاورزی نمایش می‌دهد.

#### ۴- بحث و نتیجه‌گیری

مدیریت صحیح خاک به درک چگونگی وضعیت عناصر کم مصرف در زمین‌های تحت کشت بستگی دارد. از طریق نمونه‌برداری و آنالیز خاک و تعیین مقادیر عناصر کم مصرف، می‌توان نقشه‌هایی برای تعیین مناطقی که برای ما مفید هستند یا مناطقی که کمبود عناصر غذایی دارند و یا در آنجا آلودگی محیطی مشاهده شده است تهیه نمود. در این صورت فرض می‌شود ویژگی اندازه‌گیری شده خاک در نقطه مورد نظر نماینده‌ای از نقاط نمونه‌برداری اطراف خود است و در این صورت فرض تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های خاک پذیرفته می‌شود. زمین آمار و سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) این امکان را فراهم می‌آورند که با داشتن اطلاعات تعداد کمی از نمونه‌های خاک، بتوان توزیع مکانی ویژگی‌هایی از خاک را که وابستگی مکانی دارند، تعیین نمود.

در این پژوهش به منظور مدل‌سازی تغییرات مکانی غلظت فلزات سنگین در خاک‌های منطقه، از روش‌های زمین آمار کریجینگ معمولی و توابع پایه شعاعی در محیط ArcGIS بهره گرفته شد. برای هر یک از عناصر، هر دو روش با مدل‌های مختلف آن‌ها انجام شد و در نهایت با انجام ارزیابی، مشخص شد هر دو روش از دقت خوبی

۵- ملکوتی، م.ج، همایی، م (۱۳۸۳). حاصلخیزی خاک در مناطق خشک و نمیه خشک (مشکلات و راه حل‌ها). نشریه دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران. ص ۴۸۲.

۶- مومنی، عزیز (۱۳۸۰). مدل سازی ساختار مکانی متغیرهای حاصلخیزی و مواد آلی خاک به عنوان مبنایی برای اعمال کشاورزی دقیق. مجله علوم خاک و آب، ویژه نامه خاکشناسی و ارزیابی اراضی.

7- Aguilar, F.J., Aguera, F., Aguilar, M.A., Carvajal, F., 2005. Effects of terrain morphology, sampling density, and interpolation methods on grid DEM accuracy. Photogramm. Eng. Rem. S. 71, 805-816.

8- Abramowitz, M. and Stegun, I.A. 1965. Handbook of Mathematical Functions. Dover, New York.

9- Amini, M., Afyuni, M., Khademi, H., Abbaspour, K.C., Schulin, R., 2005. Mapping risk of cadmium and lead contamination to human health in soils of Central Iran. Sci. Total Environ. 347, 64-77.

10- Bowen, H.J.M. 1979. Environmental chemistry of the Elements, Academic Press, New York, 1979. (In: Bradli, H.B., (2005), "Heavy metal in the Environment", Elsevier Ltd, vol, 6).

11- Gotway, C.A., Ferguson, R.B., Hergert, G.W., Peterson, T.A., 1996. Comparison of kriging and inverse-distance methods for mapping soil parameters. Soil Sci. Soc. Am. J. 60, 1237-1247.

12- Goovaerts, P., 2000. Estimation or simulation of soil properties, An optimization problem with conflicting criteria. Geoderma 97, 165-186.

13- Hani, A., Sinaei, N., Gholami, A., 2014. Spatial Variability of Heavy Metals in the Soils of Ahwaz Using Geostatistical Methods. Environmental Science and Development, Vol. 5, No. 3.

14- Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzone, D., Violante, P., 2003. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). Environ. Pollut. 124, 247-256.

15- Isaaks, E.H., and R.M. Srivastava. 1989. An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press. New York. 561.

16- Journel, A., Kyriakidis, P., Mao, S., 2000.

تنها ۰/۲ درصد بیش از امیلی گرم در کیلوگرم خاک روی قابل جذب دارد. لذا به لحاظ داشتن عنصر روی، بیشتر محدوده‌ی مطالعاتی دچار کمبود می‌باشد و تهدیدی از بابت آلودگی وجود ندارد.

### پهنه‌بندی آهن

براساس نتایج بدست آمده از خاک‌های منطقه بیشترین میزان آهن ۹/۶ و کمترین میزان آن ۱ میلی گرم در کیلوگرم می‌باشد و ۷۹/۹۶ درصد دارای آهن قابل جذب بین ۰-۵ و ۲۱/۰۴ در صد بین ۵-۱۲ میلی گرم در کیلوگرم خاک می‌باشد. بنابراین آلودگی مشاهده نمی‌شود بلکه دچار کمبود نیز می‌باشد.

### سپاسگزاری

بدین وسیله از عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان شرقی، جناب آقای دکتر کلاتری اسکویی که نهایت همکاری را در این پژوهش داشتند، تشکر و قدردانی می‌گردد.

### منابع و مأخذ

۱- بهنام، ولی (۱۳۹۲). ارزیابی آلودگی فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، مس، روی و نیکل) در خاک های کنار جاده ای زابل- زاهدان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، گروه خاکشناسی، دانشکده آب و خاک، دانشگاه زابل.

۲- تقی‌پور، م.، ایوبی، ش.، خادمی، ح (۱۳۸۹). تجزیه و تحلیل تغییرات مکانی غلظت کل نیکل و مس در خاک های سطحی اطراف همدان به روش زمین‌آمار. سال هفدهم، شماره ۲، صص ۶۹-۸۸.

۳- حسینی‌پاک، ع.ا. (۱۳۷۷). زمین‌آمار (ژئو استاتستیک)، انتشارات دانشگاه تهران، ص ۳۱۴.

۴- ملکوتی، م.ج، ابابوری، م، بلالی، م، درودی، ع، مجیدی (۱۳۷۹). حدیحرانی عناصر غذائی در خاک و گیاه، مؤسسه تحقیقات خاک و آب. نشریه فنی شماره ۱۹۷.

فصلنامه علمی - پژوهشی اطلاعات جغرافیایی (س) / ۶۷  
پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین خاک ...

- Zahedi, G., Javadikia, H., 2014. Digital mapping of soil phosphorus using multivariate geostatistics and topographic information. *AJCS*, 8, 1216-1223.
- 29- Tribinasu, E., Dobre, L., Si popa, M., 2004. *Editura Alma Mater Bacau, Tehnica, Info- Chisinau*, 459-461.
- 30- Webster, R., & Oliver, M. A. 2007. *Geostatistics for environmental scientists*. Wiley.
- 31- Wackernagel, H., 2002. *Multivariate geostatistics: an introduction with applications*. 3rd, Springer Verlag.
- 32- Yalcin, M. G.; Battaloglu, R. and Ilhan, S. 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood, Kayseri, Turkey. *Environ Geol*, 53, 399-415.
- 33- Yunfeng, X., Tong-bin, C., Mei, L., Jun, Y., Qing-jun, G., Bo, S., Xiao-yong, Z. Spatial distribution of soil heavy metal pollution estimated by different interpolation methods: Accuracy and uncertainty analysis, 2011. *Chemosphere* 82, 468-476.
- 34- Yasrebi, J., Saffari, M., Fathi, H., Karimian, N., Moazallahi, M., Gazni, R., 2009. Evaluation and comparison of ordinary kriging and inverse distance weighting Methods for Prediction of Spatial Variability of Some Soil Chemical Properties," *Research Journal of Biological Sciences*, Vol. 4, No. 1, 93-102.
- Correcting the smoothing effect of estimators: a spectral postprocessor. *Math. Geol.* 32, 787-813.
- 17- Kelly Indices (former Center Landon Council), 1980. *Site investigation and materials problems, proc.*
- 18- Lado, L. R., T. Hengl and H. I. Reuter. 2008. Heavy metals in European soils: A geostatistical analysis of the FOREGS Geochemical database. *Geoderma* 148, 189-199.
- 19- Lee, C. S.; Li, X. and Shi, W. 2006. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong.
- 20- Kong: A study based on GIS and multivariate statistics, *Science of the Total Environment*, 356(1-3):45-61.
- 21- Lee, C.S.-I., Li, X., Shi, W., Cheung, S.C.-N., Thornton, I., 2006. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: a study based on GIS and multivariate statistics. *Sci. Total Environ.* 356, 45-61.
- 22- Lindsay, W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42, 421-428.
- 23- Mico', C., L. Recatala', M. Peris, J. Sa'nchez. 2006. "Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis". *Chemosphere*. Vol. 65, 863-872.
- 24- McBratney, A. B. and R. Webster. 1983. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: V co-regionalization and multiple sampling strategy. *Journal of soil Science*, 34, 137-162.
- 25- McGrath, D., Zhang, C., Carton, O.T., 2004. Geostatistical analyses and hazard assessment on soil lead in Silvermines area, Ireland. *Environ. Pollut.* 127, 239-248.
- 26- Panagopoulos, T., Jesus, J., Antunes, M.D.C., Beltr̃o, J., 2006. Analysis of spatial interpolation for optimising management of a salinized field cultivated with lettuce. *Eur. J. Agron.* 24, 1-10.
- 27- Shi, W., Liu, J., Du, Z., Song, Y., Chen, C., Yue, T., 2009. Surface modelling of soil pH. *Geoderma* 150, 113-119.
- 28- Sarmadian, F., Keshavarzi, A., Rooien, A., Iqbal, M.,