



## Investigation of soil pollution Shazand plain with heavy metal and preparing a soil pollution map using indicator kriging

Shaghayegh Hosseini<sup>\*1</sup>, Mehrdad Cheraghi<sup>2</sup>

1. Corresponding Author, M.Sc. of Sciences and Environment, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamadan, Iran.  
E-mail: [hosseinishaghayegh022@gmail.com](mailto:hosseinishaghayegh022@gmail.com)
2. Professor, Dept. of Sciences and Environment, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamadan, Iran.  
E-mail: [cheraghi.mehrdad@gmail.com](mailto:cheraghi.mehrdad@gmail.com)

### Article Info

**Article type:**  
Full Length Research Paper

**Article history:**  
Received: 01.28.2024  
Revised: 07.03.2024  
Accepted: 07.20.2024

**Keywords:**  
Anthropogenic,  
Indicator kriging,  
PCA,  
Risk maps

### ABSTRACT

**Background and Objectives:** Heavy metal pollution has become a widespread environmental issue, posing serious risks to human health. The primary causes of this pollution include rapid urbanization, land-use changes, and industrialization, particularly in developing countries with high population densities. This study aims to evaluate Indicator Kriging and investigate the sources of heavy metal contamination in the surface soil of the Shazand Plain, Markazi Province, Iran.

**Materials and Methods:** The study area includes lands surrounding the Imam Khomeini Refinery, petrochemical facilities, thermal power plants, and the Emarat lead and zinc mine in the Shazand Plain. A total of 230 surface soil samples were collected from a depth of 0-15 cm in 2019 using a stratified random sampling pattern. The total (quasi-total) concentrations of arsenic (As), zinc (Zn), lead (Pb), cadmium (Cd), copper (Cu), and nickel (Ni) were measured. Indicator Kriging, which estimates the probability of values exceeding a known threshold, was used to develop heavy metal risk maps. The Geo-accumulation Index (Igeo) and Enrichment Factor (EF) were calculated to assess soil pollution levels. To determine potential sources of heavy metals, Principal Component Analysis (PCA) was conducted using SPSS version 22.

**Results:** The mean concentrations of arsenic, zinc, lead, cadmium, copper, and nickel were 151.78, 104.04, 37.88, 1.17, 13.48, and 92.98 mg/kg, respectively. By comparing the average concentration of all metals, it was observed that the concentrations of lead, cadmium, arsenic, nickel, and zinc were 1.4, 2.6, 18, 3.5, and 1.7 times higher than the global soil mean, indicating a high level of pollution in the study area. About 90% of soil samples for cadmium and 100% for arsenic had concentrations exceeding the global soil average. Based on Principal Component Analysis (PCA), three components accounted for 81% of the total variance. The results showed that the first component (lead and zinc) can be classified as an anthropogenic factor due to the high rotated factor loadings of these metals. The average concentration of these metals was higher than their background values, suggesting that their origin may be related to waste, tailings, and acid drainage from the lead and zinc mine. The second component (nickel and copper) was classified as a geological factor, indicating that these metals likely originate from geological sources. The

---

third component included arsenic, which may have a different source from the other metals. The presence of arsenic in the soil may be attributed to human activities, including industrial emissions (refinery, petrochemical, and power plants), mining operations, and atmospheric dust resuspension. Given the widespread agricultural land in the study area, the presence of cadmium contamination may also be linked to phosphorus fertilizer application. The Indicator Kriging method showed that the high-risk ranking of heavy metal contamination in the study area was as follows: arsenic > cadmium > nickel > lead > zinc > copper. The calculated Enrichment Factor (EF) values for soil samples ranged from no enrichment to significant enrichment. The average Geo-accumulation Index (Igeo) values for lead, cadmium, copper, nickel, zinc, and arsenic were 0.37, 1.59, -2.53, -0.48, -0.63, and 2.9, respectively.

**Conclusion:** The Principal Component Analysis (PCA) results showed that the origin of lead, zinc, arsenic, and cadmium is likely anthropogenic, while copper and nickel are primarily derived from geological sources. The risk maps confirmed that the study area has a high risk of heavy metal contamination. The Enrichment Factor (EF) analysis indicated that copper, nickel, and zinc exhibited no to low enrichment, lead had moderate enrichment, and cadmium and arsenic showed significant enrichment. The Geo-accumulation Index (Igeo) assessment classified copper, nickel, and zinc as non-contaminated, lead as non-contaminated to moderately polluted, cadmium as moderately polluted, and arsenic as moderately to severely polluted.

---

Cite this article: Hosseini, Shaghayegh, Cheraghi, Mehrdad. 2025. Investigation of soil pollution Shazand plain with heavy metal and preparing a soil pollution map using indicator kriging. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 14 (4), 97-114.



© The Author(s).

DOI: 10.22069/EJSMS.2025.22052.2130

Publisher: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

---



## بررسی آلودگی خاک‌های دشت شازند به عناصر سنگین و تهیه نقشه آلودگی خاک‌ها به روش کریجینگ شاخص

شقایق حسینی\*<sup>۱</sup>، مهرداد چراغی<sup>۲</sup>

۱. نویسنده مسئول، کارشناسی‌ارشد علوم و محیط زیست، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران.

رایانامه: [hosseinishaghayegh022@gmail.com](mailto:hosseinishaghayegh022@gmail.com)

۲. استاد گروه علوم و محیط زیست، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران. رایانامه: [cheraghi.mehرداد@gmail.com](mailto:cheraghi.mehرداد@gmail.com)

اطلاعات مقاله	چکیده
<p>نوع مقاله: مقاله کامل علمی- پژوهشی</p> <p>تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱۱/۰۸</p> <p>تاریخ ویرایش: ۱۴۰۳/۰۴/۱۳</p> <p>تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۴/۳۰</p>	<p><b>سابقه و هدف:</b> امروزه آلودگی فلزات سنگین به‌طور گسترده‌ای بر روی کره زمین گسترش یافته است و باعث ایجاد آشفته‌گی محیط زیست و خطرات جدی برای سلامتی انسان شده است. به‌طورکلی علت اصلی این مسأله سرعت سریع شهرنشینی، تغییرات کاربری اراضی و صنعتی‌سازی به‌خصوص در کشورهای در حال توسعه با جمعیت بسیار بالا است. هدف این مطالعه ارزیابی کریجینگ شاخص و منشأ آلودگی فلزات سنگین در خاک سطحی اراضی کشاورزی دشت شازند واقع در استان مرکزی بود.</p>
<p><b>واژه‌های کلیدی:</b> آنتروپوژنیک، تجزیه مؤلفه اصلی، کریجینگ شاخص، نقشه‌های خطر</p>	<p><b>مواد و روش‌ها:</b> منطقه مورد مطالعه بخشی از اراضی اطراف مجموعه صنایع پالایشگاه امام خمینی (ره)، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی برق و معدن سرب و روی عمارت در دشت شازند می‌باشد. نمونه خاک‌های سطحی (۲۳۰ نمونه) از عمق صفر تا ۱۵ سانتی‌متری خاک در سال ۱۳۹۸ بر اساس الگوی تصادفی طبقه‌بندی شده جمع‌آوری شد. غلظت کل (شبه‌کل) فلزات آرسنیک، روی، سرب، کادمیم، مس و نیکل اندازه‌گیری شد. از تخمینگر کریجینگ شاخص که احتمال مقادیر متغیر که بالاتر از یک آستانه معلوم هستند را تعیین می‌کند، برای تهیه نقشه‌های خطر فلزات سنگین استفاده شد. سطح آلودگی خاک‌های منطقه با استفاده از شاخص زمین‌انباشتگی و فاکتور غنی‌شدگی اندازه‌گیری گردید. به منظور تعیین منشأ احتمالی فلزات سنگین، تجزیه مؤلفه اصلی (PCA) در نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۲ مورد استفاده قرار گرفت.</p>
	<p><b>یافته‌ها:</b> میانگین غلظت آرسنیک، روی، سرب، کادمیم، مس و نیکل به ترتیب ۱۵۱/۷۸، ۱۰۴/۰۴، ۳۷/۸۸، ۱/۱۷، ۱۳/۴۸ و ۹۲/۹۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. با مقایسه میانگین غلظت کل فلزات با میانگین خاک‌های جهانی مشاهده می‌شود که غلظت سرب، کادمیم، آرسنیک، نیکل و روی</p>

به ترتیب ۱/۴، ۲/۶، ۱۸، ۳/۵ و ۱/۷ برابر بیش تر است، که نشان می‌دهد منطقه مورد مطالعه دارای سطح بالای آلودگی این فلزات است. حدود ۹۰٪ و ۱۰۰٪ نمونه‌های خاک به ترتیب برای کادمیم و آرسنیک غلظتی بیش تر از میانگین خاک‌های جهانی داشتند. بر اساس تجزیه مؤلفه اصلی سه مؤلفه، ۸۱ درصد از کل واریانس را به خود اختصاص دادند. نتایج تجزیه مؤلفه اصلی نشان داد که مؤلفه اول (سرب روی) به علت مقدار بالای بار عاملی چرخش یافته این فلزات می‌تواند به عنوان مؤلفه آنتروپوژنیک تعریف شود. میانگین غلظت این فلزات بیش تر از مقادیر زمینه است منشأ این فلزات ممکن است از ضایعات، باطله‌ها و زهکشی اسید معدن سرب و روی عمارت باشد. مؤلفه دوم (نیکل و مس) می‌تواند به عنوان مؤلفه زمین‌شناسی بیان شود. این فلزات احتمالاً از منابع زمین‌شناسی منشأ می‌گیرند. مؤلفه سوم شامل آرسنیک بود که ممکن است منشأ متفاوتی از فلزات دیگر داشته باشد. آرسنیک در خاک ممکن است ناشی از فعالیت‌های صنعتی باشد. با توجه به سطح گسترده زمین‌های کشاورزی در منطقه مورد مطالعه، منشأ کادمیم در منطقه نیز ممکن است ناشی از مصرف کودهای فسفر باشد. کریجینگ شاخص نشان داد که خطر زیاد آلودگی فلزات سنگین به صورت زیر است: آرسنیک < کادمیم < نیکل < سرب < روی < مس. مقادیر فاکتور غنی‌شدگی محاسبه شده برای نمونه‌های خاک از بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدگی قابل توجه متغیر بود. میانگین شاخص زمین‌انباشتگی برای سرب، کادمیم، مس، نیکل، روی و آرسنیک به ترتیب ۰/۳۷، ۱/۵۹، -۲/۵۳، -۰/۴۸، -۰/۶۳ و ۲/۹ به دست آمد.

**نتیجه‌گیری:** نتایج تجزیه مؤلفه اصلی نشان داد که منشأ سرب، روی، آرسنیک و کادمیم ممکن است ناشی از فعالیت‌های انسانی باشد، در حالی که منشأ مس و نیکل عمدتاً در ارتباط با منابع زمین‌شناسی است. نقشه‌های خطر نیز نشان داد که منطقه مورد مطالعه دارای خطر زیاد آلودگی فلزات سنگین است. نتایج فاکتور غنی‌شدگی نشان داد که مس، نیکل و روی دارای بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدن کم، سرب دارای غنی‌شدگی متوسط و کادمیم و آرسنیک غنی‌شدگی قابل توجهی دارند. ارزیابی شاخص زمین‌انباشتگی نشان داد که مس، نیکل و روی دارای (سطح غیرآلوده)، سرب (غیرآلوده تا آلودگی متوسط)، کادمیم (آلودگی متوسط) و آرسنیک (آلودگی متوسط تا شدید) بودند.

**استناد:** حسینی، شقایق، چراغی، مهرداد (۱۴۰۳). بررسی آلودگی خاک‌های دشت شازند به عناصر سنگین و تهیه نقشه آلودگی خاک‌ها به روش کریجینگ شاخص. نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار، ۱۴ (۴)، ۹۷-۱۱۴.

DOI: 10.22069/EJSMS.2025.22052.2130



© نویسندگان.

ناشر: دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

## مقدمه

اخیراً، مفهوم امنیت خاک<sup>۱</sup> به عنوان حفظ و بهبود منابع جهانی خاک برای بهبود عملکردهای خاک و رفع چالش‌های پایداری زیست محیطی مانند امنیت غذایی، امنیت آب، امنیت انرژی، کاهش تغییرات آب و هوا، حفاظت از تنوع زیستی و سایر خدمات اکوسیستم تعریف شده است (۱). امنیت غذایی زمانی فراهم می‌شود که همه مردم، در همه زمان‌ها دسترسی فیزیکی، اجتماعی و اقتصادی به غذای کافی، ایمن و مغذی را برای یک زندگی سالم و فعال داشته باشند (۲). آلودگی خاک را می‌توان به صورت هر گونه تغییر در ویژگی‌های خاک که استفاده معمول از خاک را محدود و به طور مستقیم یا غیرمستقیم منابع و حیات موجودات زنده را به خطر اندازد تعریف کرد که بر زندگی بشر، گیاهان و جانوران مرتبط با آنها، فرآیندهای صنعتی و سرمایه‌های فرهنگی اثرگذار است (۳). در بین آلاینده‌های خاک و محیط زیست فلزات سنگین از مهم‌ترین آلاینده‌ها می‌باشند و از نظر سمیت و پایداری جزء خطرناک‌ترین گروه آلاینده‌ها طبقه‌بندی می‌شوند و تهدیدی برای امنیت و ایمنی غذایی می‌باشند (۴). تجمع مزمن فلزات سنگین در اثر فعالیت‌های انسانی با کاهش کیفیت خاک برای رشد محصولات و همچنین برهم زدن فعالیت‌های ارگانیسم‌های خاک، خدمات اکوسیستم‌های خاک را به خطر می‌اندازد. امروزه آلودگی فلزات سنگین به طور گسترده‌ای بر روی کره زمین گسترش یافته است و باعث ایجاد آشفتگی محیط زیست و خطرات جدی برای سلامتی انسان شده است. فلزات سنگین به گروهی از فلزات و شبه فلزات با چگالی نسبتاً بالا (>۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب) هم‌چون کادمیم (Cd)، سرب (Pb)، نیکل (Ni)، آرسنیک (As)، کبالت (Co)، جیوه (Hg)، مس (Cu)، روی (Zn) و کروم

(Cr) اشاره دارد که بیش‌ترین اثر سمی را بر روی اکوسیستم می‌گذارند (۵). فلزات سنگین دارای منشأهای بسیار متفاوتی هستند. منابع اصلی ورود و توزیع مکانی فلزات سنگین در خاک شامل دو منبع عمده طبیعی و انسانی است. منابع طبیعی که با زمین شناسی منطقه مرتبط بوده و طی هواپدیدی مواد مادری وارد خاک می‌شوند، منابع انسانی شامل معدن‌کاری، صنایع ذوب و فلز، حمل و نقل جاده‌ای، دفع نامناسب زباله، سوخت‌های فسیلی، پساب کارخانجات صنعتی و استفاده از کود و مواد شیمیایی در کشاورزی از جمله منابع بسیار مهم ورود فلزات سنگین به خاک و آب در اکوسیستم هستند.

روش‌های مختلفی برای تهیه نقشه توزیع مکانی فلزات سنگین ارائه شده است. از جمله این روش‌ها می‌توان به روش وزن دهی عکس فاصله، تابع اسپالین، روش فازی و روش‌های زمین آماری اشاره کرد. روش‌های زمین آماری به دلیل در نظر گرفتن موقعیت و آرایش داده‌ها و هم‌چنین همبستگی مکانی آنها عملکرد بهتری دارند. تخمین‌گر کریجینگ در صدر تخمین‌گرهای زمین‌آماري قرار گرفته است. در واقع، کریجینگ، اصطلاحی عمومی است که به طیف وسیعی از روش‌های آماری تخمین متغیرهای ناحیه‌ای اطلاق می‌گردد. به دیگر سخن، کریجینگ یک تخمین‌گر خطی وزن‌دار است؛ بدین معنی که این تخمین‌گر با اختصاص دادن اوزانی قراردادی به داده‌های مشاهداتی اقدام به تخمین متغیر در سایر نقاط می‌کند. هدف اصلی کریجینگ، یافتن اوزان آماری مشاهدات و نمونه‌ها است، به گونه‌ای که علاوه بر ناریب بودن تخمین، واریانس تخمین نیز حداقل گردد. کریجینگ شاخص<sup>۲</sup> یک مدل زمین آماری رایج است که به طور گسترده‌ای برای تعیین مناطق خطرناک و آلوده استفاده می‌شود. این مدل

1- Soil security

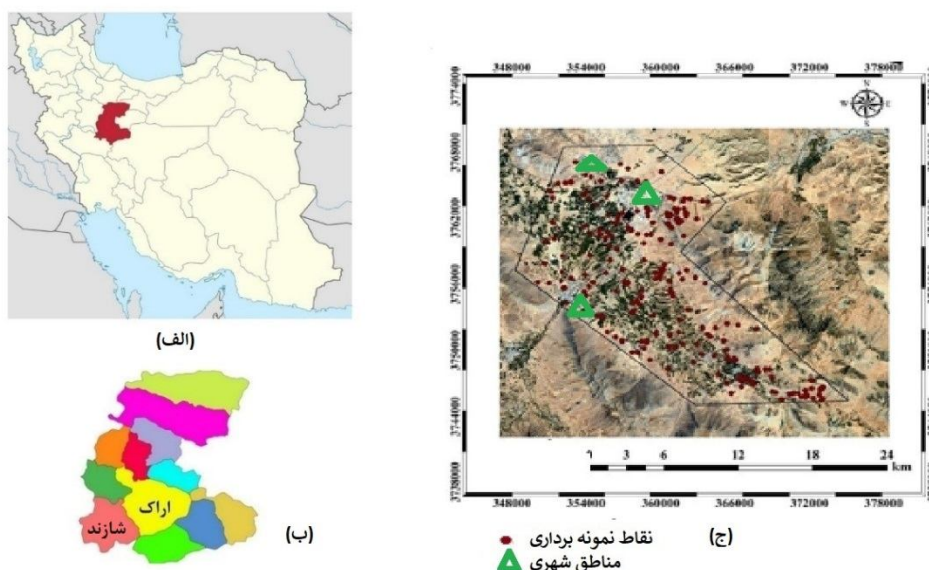
2- Indicator kriging

جمله پالایشگاه، پتروشیمی، نیروگاه و معدن سرب و روی عمارت شازند در منطقه باعث آلودگی خاک‌های کشاورزی منطقه شده است و ضروری است وضعیت آلودگی فلزات سنگین در ارتباط با زنجیره غذایی به درستی و دقیق مورد ارزیابی قرار گیرد. بنابراین این مطالعه با هدف ارزیابی کریجینگ شاخص تعیین منشأ آلودگی فلزات سنگین در خاک سطحی اراضی کشاورزی دشت شازند واقع در استان مرکزی انجام شد.

### مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه به وسعت ۳۴۰۰۰ هکتار بخشی از اراضی اطراف مجموعه صنایع پالایشگاه امام خمینی (ره)، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی برق و معدن سرب و روی عمارت در دشت شازند می‌باشد. این منطقه در محدوده طول‌های جغرافیایی  $22^{\circ} 49'$  تا  $29^{\circ} 37'$  شرقی و عرض‌های جغرافیایی  $50^{\circ} 33'$  تا  $34^{\circ} 03'$  شمالی قرار دارد (شکل ۱). متوسط ارتفاع از سطح دریا ۱۹۰۰ متر و متوسط بارندگی منطقه طبق آمار ایستگاه هواشناسی شازند ۴۲۷ میلی‌متر گزارش شده است. میانگین دمای سالانه نیز ۱۲/۱ درجه سلسیوس و باد غالب نیز جنوب غربی می‌باشد. رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک این منطقه با استفاده از نرم‌افزار نیوهال به ترتیب زیریک و مزیک به دست آمد. کاربری‌های عمده در منطقه شامل: اراضی تحت کشت زراعی، مرتع و صنعتی می‌باشند. لندفرم‌های موجود در منطقه مورد مطالعه تپه، دشت دامنه‌ای و دشت می‌باشد. خاک‌های منطقه نیز در رده‌های انتی‌سول و اینسپتی‌سول طبقه‌بندی شدند.

مقادیر متغیر که بیش‌تر از یک حد آستانه معلوم هستند را تعیین می‌کند و مستقل از تابع توزیع داده‌هاست و در برابر نقاط پرت کارایی بهتری دارد (۶). در سال‌های اخیر، روش شاخص کریجینگ در زمینه آلودگی خاک، هیدرولوژی و منابع آب مورد استفاده زیادی قرار گرفته است. چن و همکاران (۲۰۱۵) با استفاده از کریجینگ شاخص، نقشه احتمالاتی کادمیم بیش‌تر از یک آستانه خاص (۱/۲) میلی‌گرم بر کیلوگرم) را در شمال غربی چین به دست آوردند. این پژوهش‌گران گزارش کردند که ۸۰ درصد منطقه مورد مطالعه که ۱/۹۳ کیلومترمربع از اراضی کشاورزی را شامل می‌شود دارای خطر بالای آلودگی است (۷). رضا و همکاران (۲۰۱۵) در پژوهشی در منطقه آسام هند نقشه‌های کریجینگ شاخص فلزات سنگین خاک را بر اساس غلظت‌های بیش‌تر از حد قابل‌قبول<sup>۱</sup> را مورد بررسی قرار دادند. ایشان نتیجه گرفتند که ۹۵ درصد از منطقه مورد مطالعه دارای غلظت‌های بیش‌تر از حد قابل‌قبول برای سرب و نیکل بود و حدود ۴۰ درصد منطقه نیز غلظتی بیش‌تر از حد قابل‌قبول برای کادمیم بود که در قسمت مرکزی منطقه تمرکز داشت (۸). در مطالعه چاکرابورتی و همکاران (۲۰۱۷) ارزیابی آلودگی خاک‌های اطراف معادن مناطق شمالی رومانی با استفاده از دستگاه طیف‌سنج فلورسانس و کریجینگ شاخص مورد بررسی قرار گرفت. نتایج آن‌ها نشان داد که ۸۱ درصد، ۹۱ درصد، ۴۲ درصد، ۲۷ درصد و ۶ درصد از منطقه مورد مطالعه به ترتیب برای آرسنیک، روی، سرب، کادمیم، کروم و مس بیش‌تر از حد آستانه بود (۹). دشت شازند یکی از قطب‌های اصلی تولید محصولات کشاورزی می‌باشد به طوری‌که رتبه اول تولید گندم و لوبیا را در استان مرکزی به خود اختصاص داده است. وجود کارخانه‌های صنعتی از



شکل ۱- الف) استان مرکزی، ب) شهرستان شازند و ج) پراکنش نقاط نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه.

Figure 1. a) markazi province, b) Shazand County, c) Distribution of sampling points in the study area.

قرائت شد. حد تشخیص دستگاه‌های اندازه‌گیری برای فلزات آرسنیک، روی، سرب، کادمیم، مس و نیکل به ترتیب ۰/۰۰۷، ۰/۰۰۸، ۰/۰۰۶، ۰/۰۰۰۰۰۳، ۰/۰۲۵ و ۰/۰۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود.

**کریجینگ شاخص:** کریجینگ شاخص یکی از روش‌های درون‌یابی است که احتمال مقادیر متغیر که بالاتر از یک آستانه معلوم ( $Z_k$ ) هستند را تعیین می‌کند. در این روش به مقادیر اندازه‌گیری شده‌ای که بیش‌تر از حد آستانه هستند کد یک و مقادیر کم‌تر آن کد صفر داده می‌شود. در کریجینگ شاخص، متغیر تصادفی  $Z(u)$  با استفاده از توزیع باینری به یک متغیر شاخص تبدیل می‌شود (معادله ۱).

$$i = (u; Z_k) = \begin{cases} 1, & Z(u) \geq Z_k \\ 0, & \text{otherwise} \end{cases} \quad (1)$$

سپس در یک مکان نمونه‌برداری نشده ( $U_0$ )، تخمینگر کریجینگ شاخص با استفاده از معادله ۲ محاسبه می‌شود.

$$i^*(U_0; Z_k) = \sum_{j=1}^n \lambda_j i(U_j; Z_k) \quad (2)$$

**مطالعات میدانی:** در طول تابستان سال ۱۳۹۸، با توجه به وسعت منطقه مطالعاتی و وجود صنایع و کاربری‌های اراضی، ۲۳۰ نمونه خاک سطحی مرکب (هر نمونه مخلوطی از ۵ نمونه) از عمق صفر تا ۱۵ سانتی‌متری خاک به صورت تصادفی طبقه‌بندی شده جمع‌آوری شد و نمونه‌ها برای انجام آنالیز فلزات سنگین به آزمایشگاه منتقل گردیدند.

**تجزیه‌های آزمایشگاهی:** پس از هواخشک کردن نمونه‌های جمع‌آوری‌شده و عبور آن‌ها از الک دو میلی‌متری، اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین بر روی نمونه‌ها انجام گرفت. غلظت کل (شبه‌کل) فلزات As, Cd, Pb, Zn, Cu و Ni در خاک ابتدا از روش هضم اسیدی با استفاده از اسید نیتریک ۴ نرمال عصاره‌گیری انجام شد (۱۰). غلظت کل (شبه‌کل) روی، سرب، کادمیم، مس و نیکل پس از آماده‌سازی نمونه‌ها با دستگاه اسپکتروفوتومتری جذب اتمی مدل (AAS Model GBC 932AB Plus) و غلظت کل (شبه‌کل) آرسنیک با دستگاه اندازه‌گیری پلاسما جفت شده القائی (ICP OES GBC Integra XL)

### ارزیابی آلودگی فلزات سنگین

شاخص زمین انباشتگی<sup>۳</sup>: این شاخص اولین بار توسط مولر (۱۹۶۹) پیشنهاد شد (۱۲) و به طور گسترده‌ای برای اندازه‌گیری درجه آلودگی فلزات سنگین در خاک مورد استفاده قرار گرفته است (۱۳، ۱۴). این شاخص با استفاده از معادله زیر محاسبه شد:

$$I_{geo} = \log_2 \left[ \frac{C_n}{1.5B_n} \right] \quad (3)$$

جایی که،  $C_n$  غلظت اندازه‌گیری شده فلز سنگین در نمونه خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم) و  $B_n$  غلظت زمینه‌ای ژئوشیمیایی همان فلز سنگین در پوسته زمین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) می‌باشد. ضریب ۱/۵ برای به حداقل رساندن تأثیر نوسانات احتمالی در مقدار زمینه است. مقادیر شاخص زمین انباشتگی به هفت کلاس آلودگی طبقه‌بندی می‌شود. طبقات آلودگی فلزات سنگین بر اساس شاخص زمین انباشتگی در جدول ۱ نشان داده شده است.

که در آن،  $i(U_j; Z_k)$  مقدار شاخص در مکان (نقطه) نمونه‌برداری  $j$ ،  $n$  تعداد نمونه،  $i^*(U_0; Z_k)$  مقدار تخمینی متغیر در موقعیت نمونه‌برداری نشده و  $\lambda$  ضریب وزنی اختصاص داده شده  $i^*(U_0; Z_k)$  است. پس از انجام فرآیند تخمین، جهت اعتبارسنجی مدل از شاخص‌های میانگین خطای تخمین<sup>۱</sup>، جذر میانگین مربعات خطا<sup>۲</sup> و درصد جذر میانگین مربعات خطا استفاده شد. شاخص جذر میانگین مربعات خطا نسبت به داده‌های پرت حساس است، بنابراین می‌توان از درصد جذر میانگین مربعات خطا استفاده کرد. شاخص درصد جذر میانگین مربعات خطا از تقسیم مقادیر جذر میانگین مربعات خطا بر میانگین متغیر اندازه‌گیری شده ضربدر ۱۰۰ محاسبه می‌شود. هر چه این پارامتر کوچک‌تر باشد دقت تخمین بالاتر است. هنگل و هیوسانجاک (۲۰۰۶) بیان کردند اگر درصد جذر میانگین مربعات خطا بین صفر تا ۴۰ باشد تخمین خوب و مدل‌سازی قوی می‌باشد، اگر بین ۴۰ تا ۷۰ باشد متوسط و در صورتی که بالای ۷۰ باشد مدل‌سازی ضعیف است (۱۱). نقشه‌های خطر فلزات سنگین و اعتبارسنجی مدل کریجینگ شاخص در محیط نرم‌افزار ArcMap 10.3 انجام شد.

جدول ۱- طبقات آلودگی بر اساس شاخص زمین انباشتگی.

**Table 1. Classes based geo-accumulation index.**

Geo-accumulation index	Value	Classes
Practically unpolluted	$I_{geo} < 0$	1
Unpolluted to moderately polluted	0-1	2
Moderately polluted	1-2	3
Moderately to heavily polluted	2-3	4
Heavily polluted	3-4	5
Heavily to extremely polluted	4-5	6
Extremely polluted	$I_{geo} > 5$	7

1- ME

2- RMSE

3- Geo-accumulation index ( $I_{geo}$ )



استاندارد و ضریب تغییرات با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۲ انجام شد. به‌منظور تعیین منشأ احتمالی فلزات سنگین تجزیه مؤلفه اصلی مورد استفاده قرار گرفت.

### نتایج و بحث

**توصیف آماری غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک:** آمار توصیفی غلظت کل فلزات سنگین در نمونه‌های خاک در جدول ۲ نشان داده شده است. دامنه غلظت فلزات سنگین در خاک به‌ترتیب از ۶/۷۵ تا ۲۵۵/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای سرب، ۰/۱ تا ۳/۶۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای کادمیم، ۵۵/۷ تا ۳۵۷/۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای آرسنیک، ۵/۰۵ تا ۳۴/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای مس، ۲۶/۶۵ تا ۱۷۱/۹۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای نیکل و ۱۳/۱۵ تا ۸۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای روی بود. میانگین غلظت سرب، کادمیم، آرسنیک، مس، نیکل و روی به‌ترتیب ۳۷/۸۸، ۱/۱۷، ۱۵۱/۷۸، ۱۳/۴۸، ۹۲/۹۸ و ۱۰۴/۰۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین روند غلظت فلزات سنگین بر اساس میانگین به این صورت است: آرسنیک < روی < نیکل < سرب < مس < کادمیم. با مقایسه میانگین غلظت کل فلزات با میانگین خاک‌های جهانی مشاهده می‌شود که غلظت سرب، کادمیم، آرسنیک، نیکل و روی به ترتیب ۱/۴، ۲/۶، ۱۸، ۳/۵ و ۱/۷ برابر بیشتر است، که نشان می‌دهد منطقه مورد مطالعه دارای سطح بالای آلودگی این فلزات است. حدود ۹۰ درصد و ۱۰۰ درصد نمونه‌های خاک به‌ترتیب برای کادمیم و آرسنیک غلظتی بیشتر از میانگین خاک‌های جهانی دارند که تهدیدی برای سلامت انسان و خطر جدی برای اکوسیستم‌های اطراف است. آزمون تی تک نمونه‌ای نیز نشان داد که غلظت فلزات آرسنیک و کادمیم نسبت به میانگین این عناصر در خاک‌های جهانی تفاوت معنی‌داری مشاهده

فاکتور غنی‌شدگی<sup>۱</sup>: این فاکتور، سطح آلودگی فلزات در خاک را نشان می‌دهد و شاخص مفیدی برای جدا کردن منابع طبیعی و انسانی فلزات از یکدیگر می‌باشد. در این شاخص نرمال‌سازی عنصر موردنظر در مقابل یک عنصر مرجع صورت می‌گیرد. عنصر مرجع، عنصری است که غلظت آن در محیط تغییرپذیری اندکی داشته باشد و تحت‌تأثیر عوامل انسان‌زاد نباشد. عناصری از جمله آلومینیوم، آهن، منگنز، تیتانیوم، وانادیوم و سیلیسیوم غالباً به‌عنوان عنصر مرجع به کار می‌روند. در این مطالعه عنصر آهن به دلیل فراوانی آن در خاک به‌عنوان عنصر مرجع استفاده شد. غنی‌شدگی برای عناصر موجود در خاک با استفاده از معامله زیر محاسبه می‌شود:

$$EF = \frac{(C_n/C_{ref})_{sample}}{(B_n/B_{ref})_{background}} \quad (۴)$$

که،  $C_n$  غلظت فلز در نمونه مورد مطالعه و  $C_{ref}$  غلظت فلز مرجع در نمونه مورد مطالعه و  $B_n$  و  $B_{ref}$  به‌ترتیب غلظت زمینه‌ای فلز موردنظر و مرجع می‌باشند. مقادیر فاکتور غنی‌شدگی به ۵ گروه طبقه‌بندی می‌شود: اگر فاکتور غنی‌شدگی کم‌تر از ۲ (بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدن کم)، فاکتور غنی‌شدگی ۲ تا ۵ (غنی‌شدن متوسط)، فاکتور غنی‌شدگی ۵ تا ۲۰ (غنی‌شدن قابل‌توجه)، ۴ فاکتور غنی‌شدگی ۲۰ تا ۴۰ (غنی‌شدن خیلی زیاد)، فاکتور غنی‌شدگی بیش‌تر از ۴۰ (غنی‌شدن فوق‌العاده زیاد). در کشور ایران استاندارد خاصی برای غلظت زمینه‌ای فلزات تهیه نشده است. بسیاری از پژوهش‌گران از متوسط مقدار متوسط پوسته زمین به عنوان غلظت زمینه‌ای استفاده می‌کنند. بنابر در این مطالعه از متوسط مقدار پوسته زمین به‌عنوان غلظت زمینه‌ای فلزات استفاده شد (۱۵، ۱۶).

**آنالیزهای آماری و تجزیه و تحلیل داده‌ها:** توصیف آماری داده‌ها شامل میانگین، حداکثر، حداقل، انحراف

1- Enrichment factor (EF)

بیشتر از ۵۰ و کم‌تر یا برابر با ۱۰۰ (تغییرپذیری زیاد) و بیشتر از ۱۰۰ نشان‌دهنده تغییرپذیری خیلی زیاد متغیر است (۱۷). بر این اساس درصد ضریب تغییرات فلزات سنگین از روند زیر تبعیت می‌کند: (%۲۶) مس > (%۲۹) آرسنیک > (%۳۵) نیکل > (%۶۰) کادمیم > (%۱۱۱) سرب > (%۱۲۵) روی. درصد ضریب تغییرات روی و سرب خیلی زیاد و کادمیم زیاد است که در مقایسه با سایر عناصر دارای تغییرپذیری بیش‌تری هستند و بنابراین امکان دارد که این فلزات تحت‌تأثیر فاکتورهای بیرونی مانند فعالیت‌های صنعتی موجود در منطقه باشند.

می‌شود. بر اساس استاندارد کیفیت خاک کشور کانادا برای حفاظت از محیط‌زیست و سلامت انسان، غلظت نیکل و آرسنیک بیش‌تر از استاندارد تعریف شده است. مقایسه غلظت فلزات سنگین با استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران نشان داد که غلظت همه فلزات سنگین کم‌تر از استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست (جدول ۲). ضریب تغییرات برای نشان دادن درجه تغییرپذیری غلظت فلزات سنگین در خاک استفاده می‌شود. ضریب تغییرات کم‌تر یا برابر با ۲۰ درصد (تغییرپذیری کم)، بیش‌تر از ۲۰ تا کم‌تر یا برابر با ۵۰ درصد (تغییرپذیری متوسط)،

جدول ۲- خلاصه آماری غلظت کل فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) خاک.

Table 2. Statistical of total concentration of heavy metals (mg/kg) in soil.

As	Zn	Ni	Cu	Cd	Pb	فلزات سنگین Heavy metals
55.7	13.15	26.65	5.05	0.1	6.75	حداقل Minimum
357.15	858	171.95	34.05	3.65	255.9	حداکثر Maximum
151.78	104.04	92.98	13.48	1.17	37.88	میانگین Mean
44.54	130.9	32.57	3.57	0.7	42.28	انحراف معیار Standard deviation
29	125	35	26	60	111	درصد ضریب تغییرات (%) CV (%)
8.4	60	26	23	0.45	28	میانگین خاک‌های جهانی* Average world soils
12	200	50	63	1.4	70	استاندارد کیفیت خاک کشور کانادا برای حفاظت از محیط‌زیست و سلامت انسان** Canada's soil quality standard for protecting the environment and human health
-	500	110	200	5	75	استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران Standard of Iran Department of Environment

\* کیاتا پندیاس (۲۰۱۰) (۱۸)

\*\* CCME، ۲۰۰۷ (۱۹)

گزارش کردند. هم‌چنین آن‌ها گزارش کردند به‌علت قرارگیری صنایع پتروشیمی، پالایشگاه و نیروگاه، انتشار گازهای خروجی از دودکش‌های نیروگاه حرارتی و پالایشگاه و پتروشیمی نیز از طریق رسوبات جوی باعث تجمع سرب در خاک‌های منطقه شده است (۲۲). راست‌منش و همکاران (۱۳۹۵) نیز علت بالاتر بودن غلظت سرب در خاک‌های مجتمع پالایشگاه و پتروشیمی را ناشی از فعالیت این صنایع بیان کردند (۲۳).

مؤلفه دوم می‌تواند به عنوان مؤلفه زمین‌شناسی بیان شود. این فلزات احتمالاً از منابع زمین‌شناسی منشأ می‌گیرند. شان و همکاران (۲۰۱۳) و وو همکاران (۲۰۱۶) مس و نیکل را وابسته به فاکتورهای ساختاری از جمله مواد مادری، هوازدگی و نوع خاک بیان کردند که دارای رابطه مهندسی ژئوشیمی زیست‌محیطی قوی مشترکی هستند (۲۴، ۲۵).

مؤلفه سوم می‌تواند مؤلفه آنتروپوژنیک که دارای منبع متفاوت از مؤلفه اول است. آرسنیک ممکن است منشأ متفاوتی از فلزات دیگر داشته باشد. آرسنیک در خاک ممکن است ناشی از فعالیت‌های صنعتی باشد. نتایج مطالعات مختلف بیان شده که منابع متعدد آلاینده از جمله بخش حمل و نقل، فعالیت‌های صنعتی و استفاده از مواد سوختی در نیروگاه‌ها باعث انتقال فلزات سنگین به اتمسفر شده و متعاقباً به وسیله فرونشست وارد خاک می‌شوند (۲۶). از سوی دیگر با توجه به سطح زیاد اراضی کشاورزی در منطقه و استفاده از علف‌کش‌هایی مانند گلایفوزیت (رانداپ) و اکسپرس برای از بین بردن علف‌های هرز توسط کشاورزان که حاوی آرسنیک هستند سبب افزایش غلظت آن در خاک‌های اراضی کشاورزی شده است (۲۸). نتایج پژوهش‌ها نشان داده است که کودهای مرغی دارای میزان آرسنیک قابل‌توجهی نسبت به سایر کودها هستند (۲۸). وجود واحدهای مرغداری در

تجزیه مؤلفه اصلی: تجزیه مؤلفه اصلی برای بررسی منشأ فلزات سنگین با توجه به منابع انسانی و زمین‌شناسی استفاده شد. در بردارهای ویژه بعد از چرخش واریماکس سه مؤلفه با مقادیر ویژه (بیش‌تر از یک) استخراج شد که ۸۱ درصد از واریانس کل را تبیین می‌کنند (جدول ۳). هدف این چرخش، رسیدن به ساختار ساده با متعامد نگه داشتن محورهای عاملی است. روش واریماکس، پیچیدگی مؤلفه‌ها را از طریق بزرگ‌ترسازهای بزرگ و کوچک‌ترسازهای بارهای کوچک در داخل هر مؤلفه (ستون) به حداقل می‌رساند.

مؤلفه اول شامل عناصر روی و سرب است. در این مؤلفه مقدار بار چرخش یافته ( $>0.7$ ) برای روی و سرب به ترتیب ۰/۹۴۹ و ۰/۹۴۴ است که ۳۴/۴۵ درصد از واریانس کل را تبیین می‌کند. مؤلفه دوم شامل نیکل و مس به ترتیب با بار عاملی ۰/۸۶۷ و ۰/۸۷۳ است که ۲۹/۴۹ درصد از واریانس کل را تبیین می‌کند. آرسنیک اساساً توسط مؤلفه سوم نشان داده شد، که بار عاملی آن ۰/۹۶۹ است که ۱۷/۰۴ درصد از واریانس کل را به خود اختصاص داده است. مقدار بار فلزات سنگین ارتباط بین آن‌ها در هر مؤلفه را نشان می‌دهد. فلزاتی که بیش‌ترین بار هر یک از مؤلفه‌ها را تشکیل داده‌اند، در کنار یکدیگر قرار می‌گیرند و به احتمال زیاد از لحاظ منابع کنترل‌کننده یکسان هستند (۲۷).

مؤلفه اول به‌علت مقدار بالای بار عاملی چرخش یافته این فلزات می‌تواند به‌عنوان مؤلفه آنتروپوژنیک تعریف شود. میانگین غلظت این فلزات بیش‌تر از خاک‌های جهانی است، منشأ این فلزات ممکن است از ضایعات، باطله‌ها و زهکشی اسید معدن سرب و روی عمارت سازند باشد. نکویی‌نیا و همکاران (۲۰۱۶) غلظت بالای سرب و روی و مس را در خاک‌های اطراف معدن ایرانکوه در غرب ایران

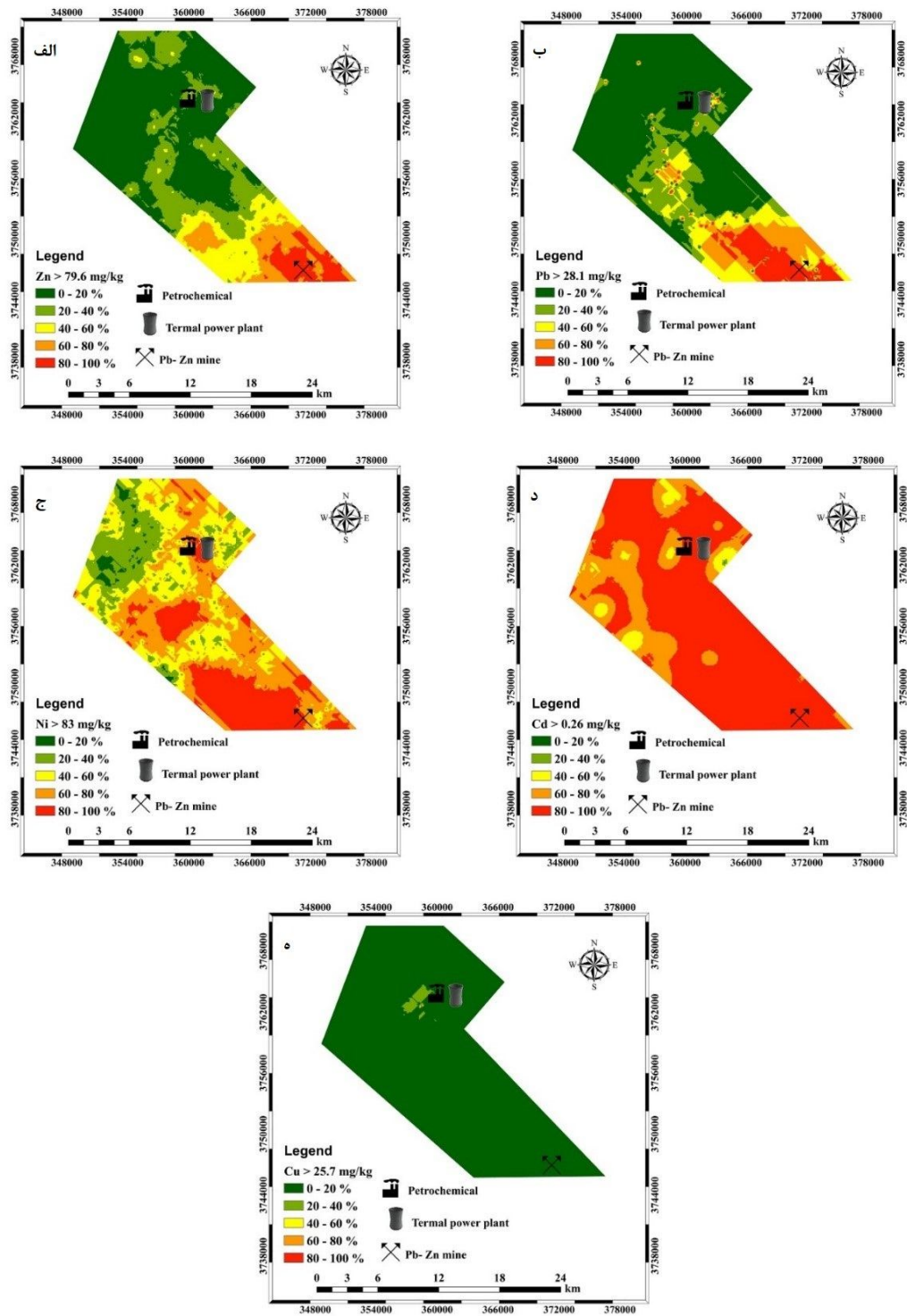
منطقه و استفاده از کودهای مرغی توسط کشاورزان نیز یکی دیگر از عوامل افزایش غلظت آرسنیک است. کاربرد زیاد فضولات مرغداری‌ها در اراضی ایالات متحده آمریکا با غلظت‌های زیاد آرسنیک تا ۷۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم اثر مهلک بالقوه در کیفیت خاک و آب در درازمدت داشته است (۲۹).  
 بار عاملی کادمیم در مؤلفه اول و دوم به ترتیب ۰/۵۰۵ و ۰/۴۴۰ است، بنابراین دارای منابع مختلط است و توسط عوامل زمین‌شناختی و انسانی کنترل می‌شود. بار عاملی کادمیم در مؤلفه اول بیش‌تر از مؤلفه دوم است و بیانگر این است که احتمالاً از منابع مختلف انسانی منشأ می‌گیرد. با توجه به سطح گسترده زمین‌های کشاورزی در منطقه مورد مطالعه، منشأ کادمیم در منطقه نیز ممکن است ناشی از مصرف کودهای فسفر باشد. کادمیم معمولاً در کودهای فسفره یافت می‌شود زیرا کادمیم معمولاً به عنوان ناخالصی در سنگ‌های فسفاتیک موجود است (۲۸). کادمیم یک عنصر نشانگر در فعالیت‌های کشاورزی در نظر گرفته می‌شود که شامل استفاده از کودهای شیمیایی و کودهای دامی است (۲۹). ماروگو-نگرته و همکاران (۲۰۱۷) دریافتند که شیوه‌های مدیریت کشاورزی مانند کوددهی و استفاده از سموم دفع آفات منبع اصلی کادمیم، سرب، روی، مس و نیکل در خاک‌های کشاورزی است. رسوبات اتمسفری و انتشار از گازهای خروجی از نیروگاه حرارتی موجود در منطقه نیز ممکن است یکی دیگر از عوامل تجمع کادمیم در خاک‌های منطقه باشد (۳۰).

جدول ۳- بار عامل چرخش یافته فلزات سنگین.  
**Table 3. PCA loading of the heavy metals.**

مؤلفه‌ها			فلزات سنگین
مؤلفه سوم PC3	مؤلفه دوم PC2	مؤلفه اول PC1	
0.048	0.123	<b>0.944</b>	Pb
0.171	0.440	0.505	Cd
0.088	<b>0.873</b>	0.014	Cu
0.209	<b>0.867</b>	0.137	Ni
-0.011	-0.014	<b>0.949</b>	Zn
<b>0.969</b>	0.218	0.05	As
1.02	1.77	2.06	مقادیر ویژه Eigenvalues
17.04	29.49	34.45	واریانس نسبی توجیه شده (%) Proportional variance (%)
81	63.94	34.45	واریانس تجمعی توجیه شده (%) Cumulative pro. Variance (%)

درصد از منطقه دارای خطر آلودگی زیاد می‌باشد که از شمال تا جنوب منطقه ادامه دارد. چن و همکاران (۲۰۱۵) گزارش کردند که ۸۰ درصد از کادمیم خاک‌های شهر شیان در کشور چین به‌علت استفاده از لجن فاضلاب به عنوان مناطق با خطر آلودگی زیاد در نظر گرفته می‌شود (۳۱). رسوبات اتمسفری و انتشار از گازهای خروجی از نیروگاه حرارتی موجود در منطقه نیز ممکن است یکی دیگر از عوامل تجمع کادمیم در خاک‌های منطقه باشد. نقشه کریجینگ شاخص نیکل نشان داد که حدود ۱۲ درصد از منطقه به عنوان خطر آلودگی زیاد در نظر گرفته می‌شود. در مقابل، مس توزیع کم و بیش یکنواختی را در کل منطقه دنبال می‌کند. در مورد آرسنیک با توجه به این که همه نمونه‌ها بیش‌تر از حد آستانه (۱۵/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بودند درون‌یابی قابل اجرا نبود. شاخص‌های ارزیابی مدل کریجینگ شاخص در جدول ۴ نشان داده شده است. میانگین خطای تخمین فلزات نزدیک صفر (بین ۰/۰۰۷۱- تا ۰/۰۰۵۹) و جذر میانگین مربعات خطا بین ۰/۳۱ تا ۲/۰۸ است. مقدار درصد جذر میانگین مربعات خطا برای فلزات آرسنیک، مس، نیکل، روی و سرب بین صفر تا ۴۰ می‌باشد که نشان‌دهنده تخمین خوب و مدل‌سازی قوی است، درحالی‌که مقدار مقدار درصد جذر میانگین مربعات خطا برای کادمیم ۴۱/۰۲ است که بیان‌کننده تخمین متوسط می‌باشد. به‌عبارت دیگر مدل کریجینگ شاخص مدل‌سازی عناصر را به خوبی انجام داده است.

**نقشه‌های خطر:** برای درک خطر آلودگی فلزات سنگین، احتمال مقادیر این فلزات که بالاتر از یک آستانه مشخص هستند، با استفاده از کریجینگ شاخص مورد ارزیابی قرار گرفت و نتایج آن در شکل ۲ ارائه شده است. در این نقشه‌ها مقادیر خطر آلودگی به پنج گروه طبقه‌بندی می‌شوند: اگر ۲۰-۰ درصد (بدون خطر آلودگی)، ۴۰-۲۰ درصد (خطر آلودگی کم)، ۶۰-۴۰ درصد (خطر متوسط آلودگی)، ۸۰-۶۰ درصد (خطر قابل توجه آلودگی) و ۱۰۰-۸۰ درصد (خطر زیاد آلودگی) در محیط نرم‌افزار ArcMap 10.3 تهیه شدند. به‌طورکلی خطر زیاد آلودگی فلزات سنگین به‌صورت زیر است: آرسنیک < کادمیم < نیکل < سرب < روی < مس. بر اساس شکل ۲ حدود ۵ درصد از منطقه مورد مطالعه دارای خطر آلودگی زیاد سرب است و این خطر در اراضی اطراف معدن سرب و روی مشاهده می‌شود. فعالیت معدن سرب و روی، فرونشست جوی ناشی از دودکش‌های نیروگاه حرارتی، پالایشگاه و پتروشیمی عوامل این افزایش باشند. با توجه به شکل ۲، فقط ۴ درصد از منطقه دارای خطر آلودگی زیاد روی است که غالباً در اراضی مجاور معدن سرب و روی مشاهده می‌شود و با افزایش فاصله از این نواحی (تعریف فواصل نمونه‌برداری از منبع آلودگی و مقایسه فلز روی در این فواصل) خطر آلودگی کاهش می‌یابد. حدود ۴۷ درصد منطقه نیز هیچ‌گونه محدودیتی از نظر آلودگی عنصر روی ندارند. با توجه به نقشه کریجینگ شاخص کادمیم، حدود ۶۲



شکل ۲- نقشه احتمالاتی خطر الف) Zn، ب) Pb، ج) Ni، د) Cd و ه) Cu.  
 Figure 2. Risk probability maps of a) Zn, b) Pb, c) Ni, d) Cd and e) Cu.

جدول ۴- شاخص‌های ارزیابی مدل کریجینگ شاخص فلزات سنگین خاک.

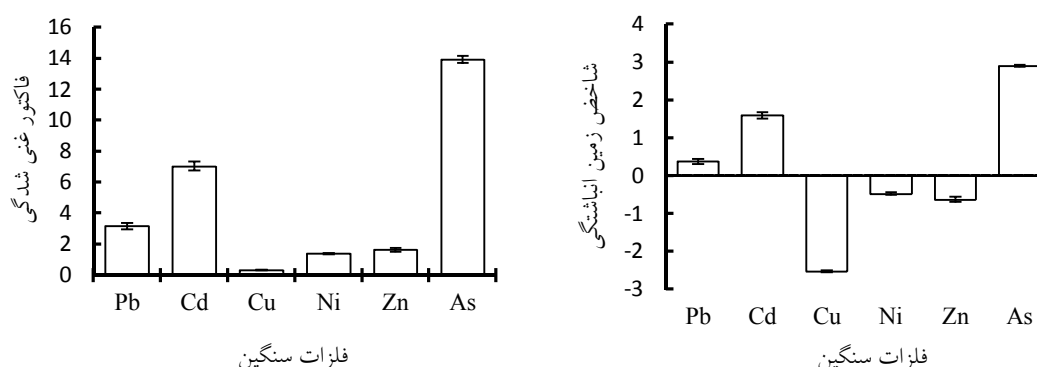
Table 4. Indicator kriging evaluation indexes of soil heavy metals.

فلزات سنگین Heavy metal	میانگین خطای تخمین ME	جذر میانگین مربعات خطا RMSE	درصد جذر میانگین مربعات خطا %RMSE
As	-0.023	2.08	1.37
Cd	0.0039	0.48	41.02
Cu	0.0059	0.31	2.29
Ni	-0.013	1.28	1.37
Zn	-0.0026	0.76	0.73
Pb	-0.0071	0.75	1.97

آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، جیوه، نیکل، سرب و مس را به ترتیب ۹۵/۳، ۳/۵، ۱۷/۶، ۲/۲، ۶۴/۳، ۴۴/۵، ۱۱/۱ و ۴/۷ گزارش کردند که بیش‌ترین غنی‌شدگی مربوط به آرسنیک بود (۲۱).

**شاخص زمین انباشتگی:** میانگین شاخص زمین انباشتگی برای سرب، کادمیم، مس، نیکل، روی و آرسنیک به ترتیب ۰/۳۷، ۱/۵۹، ۲/۵۳، ۰/۴۸، ۰/۶۳ و ۲/۹ به دست آمد. روند تغییرات شاخص زمین انباشتگی به این صورت است: آرسنیک < کادمیم < سرب < نیکل < روی < مس (شکل ۳ ب). مقادیر محاسبه شده شاخص زمین انباشتگی برای مس، نیکل و روی زیر صفر بود، که نشان می‌دهد خاک‌های مورد مطالعه با این فلزات غیرآلوده بودند. مقدار شاخص شاخص زمین انباشتگی برای سرب نشان داد که خاک‌های منطقه غیرآلوده تا آلودگی متوسط بودند. بنهادیا و هادجت (۲۰۱۴) نیز در منطقه صنعتی هاسا مسود (الجزایر) مقدار میانگین شاخص زمین انباشتگی فلزات مس و نیکل را به ترتیب ۱/۱۵- و ۰/۲۷- گزارش کردند. این نشان می‌دهد که منطقه به وسیله این فلزات غیرآلوده است (۲۰). متوسط شاخص زمین انباشتگی برای کادمیم نیز نشان داد که منطقه دارای آلودگی متوسط بود. آرسنیک نیز با توجه به مقدار محاسبه شده شاخص زمین انباشتگی، در دامنه آلودگی متوسط تا شدید قرار داشت.

**فاکتور غنی‌شدگی:** میانگین مقادیر فاکتور غنی‌شدگی برای سرب، کادمیم، مس، نیکل، روی و آرسنیک به ترتیب ۳/۱۵، ۷/۰۳، ۰/۳۲، ۱/۳۸، ۱/۶۳ و ۱۳/۹۲ به دست آمد، که روند فاکتور غنی‌شدگی فلزات سنگین به صورت زیر است: آرسنیک < کادمیم < سرب < روی < نیکل < مس (شکل ۳ الف). مقادیر فاکتور غنی‌شدگی محاسبه شده برای نمونه‌های خاک از بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدن کم، غنی‌شدگی متوسط تا غنی‌شدگی قابل توجه متغیر بود. بر اساس طبقه‌بندی سوترلند (۲۰۰۰) مس، نیکل و روی دارای بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدن کم، سرب دارای غنی‌شدگی متوسط و کادمیم و آرسنیک غنی‌شدگی قابل توجهی دارند (۳۲). در این مطالعه مس و نیکل فاکتور غنی‌شدگی کم‌تر از ۱/۵ دارند که نشان می‌دهد منشأ احتمالی آن‌ها زمین شناسی باشند. در حالی که سرب، روی، کادمیم و آرسنیک فاکتور غنی‌شدگی بیش‌تر از ۱/۵ دارند که این فلزات می‌توانند به فعالیت‌های انسانی نسبت داده شوند. زسفر (۱۹۹۶) بیان کرد که اگر فاکتور غنی‌شدگی کم‌تر از ۱ باشد نشان‌دهنده این است که منشأ فلزات کاملاً از منابع طبیعی است، در حالی که مقادیر فاکتور غنی‌شدگی بیش‌تر از ۱، منشأ عناصر احتمالاً انسان‌زاد است (۳۳). از کل (۲۰۱۶) در خاک‌های اطراف نیروگاه حرارتی کوتاهی ترکیه مقدار فاکتور غنی‌شدگی را برای فلزات



شکل ۳- مقادیر فاکتور غنی‌شدگی (الف) و شاخص زمین‌انباشتگی (ب) فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه.

Figure 3. Values of enrichment factor (a) and geo-accumulation index (b) of heavy metals in the study area.

و کادمیم دارای بیش‌ترین خطر آلودگی می‌باشند. نتایج فاکتور غنی‌شدگی نشان داد که مس، نیکل و روی دارای بدون غنی‌شدگی تا غنی‌شدن کم، سرب دارای غنی‌شدگی متوسط و کادمیم و آرسنیک غنی‌شدگی قابل‌توجهی دارند. ارزیابی شاخص زمین‌انباشتگی نشان داد که مس، نیکل و روی دارای (سطح غیرآلوده)، سرب (غیرآلوده تا آلودگی متوسط)، کادمیم (آلودگی متوسط) و آرسنیک (آلودگی متوسط تا شدید) بودند. نتایج این پژوهش می‌تواند برای سیاست‌گذاری و تصمیم‌گیری در جهت توسعه استراتژی‌ها برای کنترل و مشکلات عناصر سنگین در منطقه مفید باشد.

### نتیجه‌گیری کلی

مطالعه حاضر نشان داد که میانگین عناصر آرسنیک و نیکل بالاتر از میانگین خاک‌های جهانی و استاندارد کیفیت خاک کانادا بود. تجزیه مؤلفه اصلی نشان داد که منشأ سرب و روی ناشی از فعالیت‌های انسانی است، درحالی‌که منشأ مس و نیکل عمدتاً در ارتباط با منابع زمین‌شناسی است و آرسنیک دارای منابع متعددی مانند گازهای صنعتی (پالایشگاه، پتروشیمی و نیروگاه)، معدن‌کاری، سموم کشاورزی، کودهای مرغی و رسوب و غبارات اتمسفری است. دلیل افزایش غلظت کادمیم در خاک، کاربردهای طولانی‌مدت و گسترده فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی می‌باشد. نقشه‌های خطر نشان داد که آرسنیک

### منابع

- McBratney, A., Field, D. J., & Koch, A. (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213, 203-213. doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013.
- FAO. (2009). Declaration of the World Summit on Food Security. World food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- McBride, M. B. (2003). Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Advances in Environmental Research*, 8 (1), 5-19. doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00141-7.
- Rojas, R. V., Achouri, M., Maroulis, J., & Caon, L. (2016). Healthy soils: a prerequisite for sustainable food security. *Environmental Earth Sciences*, 75 (3), 1-10. doi.org/10.1007/s12665-015-5099-7.
- Oves, M., Khan, M. S., Zaidi, A., & Ahmad, E. (2012). Soil contamination, nutritive value, and human health risk



- assessment of heavy metals: *an overview*, 1-27. [doi.org/10.1007/978-3-7091-0730-0\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-7091-0730-0_1).
6. Arslan, H. (2012). Spatial and temporal mapping of groundwater salinity using ordinary kriging and indicator kriging: the case of Bafra Plain, Turkey. *Agricultural Water Management*, 113, 57-63. [doi.org/10.1016/j.agwat.2012.06.015](https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.06.015).
  7. Chen, T., Chang, Q., Clevers, J. G. P. W., & Kooistra, L. (2015). Rapid identification of soil cadmium pollution risk at regional scale based on visible and near-infrared spectroscopy. *Environmental pollution*, 206, 217-226. [doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.009](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.009).
  8. Reza, S. K., Baruah, U., Singh, S. K., & Das, T. H. (2015). Geostatistical and multivariate analysis of soil heavy metal contamination near coal mining area, Northeastern India. *Environmental Earth Sciences*, 73 (9), 5425-5433. [doi.org/10.1007/s12665-014-3797-1](https://doi.org/10.1007/s12665-014-3797-1).
  9. Chakraborty, S., Man, T., Paulette, L., Deb, S., Li, B., Weindorf, D. C., & Frazier, M. (2017). Rapid assessment of smelter/mining soil contamination via portable X-ray fluorescence spectrometry and indicator kriging. *Geoderma*, 306, 108-119. [doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.003](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.003).
  10. Sposito, G., Lund, L. J., & Chang, A. C. (1982). Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Science Society of America Journal*, 46, 260-265. [doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600020009x](https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600020009x).
  11. Hengle, T., & Husnjak, S. (2006). Evaluation adequacy and usability of soil maps in Croatia. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 920-929. [doi.org/10.2136/sssaj2004.0141](https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0141).
  12. Müller, G. (1969). Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2, 108-118. [doi.org/10.4236/ampc.2011.12005](https://doi.org/10.4236/ampc.2011.12005).
  13. Ghasera, K. M., & Rashid, S. A. (2024). Assessment of Heavy Metal Contamination and Ecological Risk in Soils Developed on Different Rock Types in Southern Bundelkhand Region, Central India. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 1-17. [doi.org/10.1080/15320383.2024.2305414](https://doi.org/10.1080/15320383.2024.2305414).
  14. Kuang, Y., Chen, X., & Zhu, C. (2024). Characteristics of Soil Heavy Metal Pollution and Health Risks in Chenzhou City. *Processes*, 12 (3), p. 623. [doi.org/10.3390/pr12030623](https://doi.org/10.3390/pr12030623).
  15. Yildiz, U., & Ozkul, C. (2024). Heavy metals contamination and ecological risks in agricultural soils of Uşak, western Türkiye: a geostatistical and multivariate analysis. *Environmental Geochemistry and Health*, 46 (2), p.58. [doi.org/10.1007/s10653-024-01856-0](https://doi.org/10.1007/s10653-024-01856-0).
  16. Zou, H., Li, W. Q., Ren, B. Z., Xie, Q., Cai, Z. Q., Chen, L. Y., & Wang, J. (2024). Heavy metal pollution and ecological risk assessment: A study on Linli County soils based on self-organizing map and positive factorization approaches. *Journal of Central South University*, 1-12. [doi.org/10.1007/s11771-024-5624-5](https://doi.org/10.1007/s11771-024-5624-5).
  17. Skalny, A. V., Skal'naya, M. G., Tinkov, A. A., Serebryansky, E. P., Demidov, V. A., Lobanova, Y. N., Grabeklis, A. R., Berezkina, E. S., Gryazeva, I. V., Skalny, A. A., & Nikonov, A. A. (2015). Reference values of hair toxic trace elements content in occupationally non-exposed Russian population. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 40 (1), 18-21. [doi.org/10.1016/j.etap.2015.05.004](https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.05.004).
  18. Kabata-Pendias, A. (2010). Trace elements in soils and plants. CRC press. 517p. [doi.org/10.1201/9781420039900](https://doi.org/10.1201/9781420039900).
  19. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2007). Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental. National Guidelines and Standards Office.
  20. Benhaddya, M. L., & Hadjel, M. (2014). Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in surface soils of Hassi Messaoud,

- Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 71 (3), 1473-1486. [doi.org/10.1007/s12665-013-2552-3](https://doi.org/10.1007/s12665-013-2552-3).
21. Özkul, C. (2016). Heavy metal contamination in soils around the Tunçbilek thermal power plant (Kütahya, Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (5), 1-12. [doi.org/10.1007/s10661-016-5295-2](https://doi.org/10.1007/s10661-016-5295-2).
  22. Nekoeinia, M., Mohajer, R., Salehi, M. H., & Moradlou, O. (2016). Multivariate statistical approach to identify metal contamination sources in agricultural soils around Pb-Zn mining area, Isfahan province, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 75 (9), 1-10. [doi.org/10.1007/s12665-016-5597-2](https://doi.org/10.1007/s12665-016-5597-2).
  23. Rastmanesh, F., Safaie, S., Zarasvandi, A. R., & Edraki, M. (2018). Heavy metal enrichment and ecological risk assessment of surface sediments in Khorramabad River, West Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (5), 1-9. [doi.org/10.1007/s10661-018-6650-2](https://doi.org/10.1007/s10661-018-6650-2).
  24. Shan, Y., Tysklind, M., Hao, F., Ouyang, W., Chen, S., & Lin, C. (2013). Identification of sources of heavy metals in agricultural soils using multivariate analysis and GIS. *Journal of Soils and Sediments*, 13 (4), 720-729. [doi.org/10.1007/s11368-012-0637-3](https://doi.org/10.1007/s11368-012-0637-3).
  25. Wu, J., Song, J., Li, W., & Zheng, M. (2016). The accumulation of heavy metals in agricultural land and the associated potential ecological risks in Shenzhen, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (2), 1428-1440. [doi.org/10.1007/s11356-015-5303-z](https://doi.org/10.1007/s11356-015-5303-z).
  26. Boudia, H., Vassalo, L., Hadjel, M., Prudent, P., & Boudenne, J.L. (2019). Spatial contamination and health risks of heavy metal (loid) s in surface soils from a petrochemical complex in the north-eastern region of Algeria. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16 (8), 4707-4718. [doi.org/10.1007/s13762-018-02195-1](https://doi.org/10.1007/s13762-018-02195-1).
  27. Defarge, N., De Vendômois, J. S., & Séralini, G. E. (2018). Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology Reports*, 5, 156-163. [doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.025](https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.025).
  28. Alloway, B. J. (2013). Heavy Metals in soils. Springer, John Wiley and Sons, INC, New York, USA. 613p. [doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_2).
  29. Yang, X., Li, Q., Tang, Z., Zhang, W., Yu, G., Shen, Q., & Zhao, F. J. (2017). Heavy metal concentrations and arsenic speciation in animal manure composts in China. *Waste Management*, 64, 333-339. [doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.015](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.015).
  30. Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental Research*, 154, 380-388. [doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021](https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021).
  31. Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., Wu, J., & Wang J. (2016). Source apportionment and health risk assessment of trace metals in surface soils of Beijing metropolitan, China. *Chemosphere*. 144, 1002-1011. [doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.081](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.081).
  32. Sutherland R. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmentalgeology*, 39 (6), 611-27. [doi.org/10.1007/s002540050473](https://doi.org/10.1007/s002540050473).
  33. Szefer, P., Szefer, K., Glasby, G. P., Pempkowiak, J., & Kaliszan, R. (1996). Heavy-metal pollution in surficial sediments from the Southern Baltic sea off Poland. *Journal of Environmental Science & Health Part A*. 31 (10), 2723-2754. [doi.org/10.1080/10934529609376520](https://doi.org/10.1080/10934529609376520).