



دانشگاه گوارش و منابع طبیعی

نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک

جلد بیست و دوم، شماره ششم، ۱۳۹۴

<http://jwsc.gau.ac.ir>

ارزیابی پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های مرکزی استان زنجان بر اساس انواع شاخص‌های آلودگی

*علی افشاری^۱، حسین خادمی^۲ و سعید حجتی^۳

^۱دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد گروه خاک‌شناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان، آستاد گروه خاک‌شناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان،

^۲آستادیار گروه خاک‌شناسی، دانشگاه شهید چمران اهواز

تاریخ دریافت: ۹۲/۱۲/۵؛ تاریخ پذیرش: ۹۳/۱۰/۸

چکیده

سابقه و هدف: مطالعه حاضر با هدف تعیین غلظت زمینه‌ای فلزات سنگین و آلودگی حاصل از آن‌ها با استفاده از شاخص‌های آلودگی در منطقه‌ای به وسعت ۲۰۰۰ کیلومتر مربع در اراضی مرکزی استان زنجان انجام گرفت.

مواد و روش‌ها: نمونه‌برداری خاک سطحی بر اساس روش شبکه‌بندی و کاملاً تصادفی (۲۴۱ نمونه از عمق ۰ تا ۱۰ سانتی‌متر) انجام پذیرفت. برای تعیین مقدار زمینه‌ای فلزات، از میانگین هندسی نمونه خاک‌های مناطق طبیعی و بکر استفاده گردید ($N=53$) و مقدار آن برای آهن، منگنز، کبالت، کروم، نیکل، مس، روی، سرب و کادمیم به ترتیب ۱۶۵۰۹، ۶۲۸/۴، ۲۴/۲، ۲۰/۰، ۴۰/۷، ۲۷/۰، ۹۱/۸، ۵۷/۸ و ۰/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد.

یافته‌ها: میانگین فاکتور غنی‌شدگی برای کادمیم، روی، سرب، مس، نیکل، کروم، کبالت و منگنز به ترتیب ۴/۲۰، ۲/۱۶، ۱/۶۹، ۱/۶۴، ۱/۱۹، ۱/۱۷، ۱/۰۴ و ۱/۰۲ محاسبه گردید که بالاترین مقادیر آن برای کادمیم، روی، سرب و مس به ترتیب با میانگین ۱۲/۰۷، ۵/۲۶، ۴/۸۲ و ۳/۴۷ در کاربری شهری اتفاق افتاده است. شاخص زمین‌انباشتگی برای عناصر مختلف در تمام نمونه‌ها مقادیر منفی به دست آمد. البته در کاربری شهری شاخص زمین‌انباشتگی سرب، روی، کادمیم و مس بیش‌تر از صفر بود. بالاترین شاخص آلودگی مربوط به کادمیم و روی در کاربری‌های اراضی کشاورزی، مرتع و شهری به ترتیب ۳/۰۱، ۱/۸۳، ۳/۳۳ و ۱/۶۰ و ۹/۸۶ و ۴/۳۵ بود. همچنین کم‌ترین مقدار شاخص آلودگی در تمام کاربری‌ها برای آهن، منگنز، کبالت و کروم مشاهده شد. میانگین پتانسیل خطر زیست‌محیطی در کاربری کشاورزی ۱۱۴/۰۹، مرتع ۱۲۲/۰۸ و شهری ۳۳۹/۶۲ می‌باشد که با توجه به آن، کاربری شهری پتانسیل خطر زیست‌محیطی بالایی برای ساکنان دارد.

نتیجه‌گیری: نتایج نشان می‌دهد که کاربری شهری بالاترین میزان شاخص‌های آلودگی را داراست و این می‌تواند ناشی از فعالیت‌های شهرنشینی از قبیل حمل و نقل و ترافیک و کارخانه‌های اطراف شهر زنجان باشد.

واژه‌های کلیدی: کاربری اراضی، فاکتور غنی‌شدگی، شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور آلودگی، پتانسیل خطر زیست‌محیطی

* مسئول مکاتبه: a.afshari66@yahoo.com

مقدمه

عناصر سنگین در خاک معمولاً ارتباطات پیچیده‌ای با یکدیگر دارند. عوامل مهمی مانند غلظت اصلی عناصر سنگین در سنگ‌ها و مواد مادری، فرآیندهای مختلف تشکیل خاک و عوامل انسانی از قبیل آلودگی توسط فعالیت‌های انسانی، تعیین‌کننده فراوانی نسبی غلظت عناصر سنگین در خاک هستند (28). غلظت زیاد عناصر سنگین در خاک‌ها برای سلامتی انسان مضر شناخته شده است. زیرا از طریق گرد و غبار یا تماس مستقیم به انسان انتقال پیدا می‌کند (28). همچنین از طریق جذب توسط گیاهان مختلف، وارد زنجیره غذایی شده (30) و یا از طرق مختلف مانند آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی سلامتی انسان‌ها را به مخاطره می‌اندازد (28). غلظت زمینه طبیعی^۱ به‌عنوان غلظت محیطی گونه‌های شیمیایی در خاک‌ها بدون دخالت انسان تعریف می‌شود که نشان‌دهنده شرایط ایده‌آل و طبیعی است. تعیین دقیق غلظت زمینه‌ای عناصر سنگین در خاک برای کارکردهای مختلف از قبیل ارزیابی حاصلخیزی خاک، شناسایی کانی‌ها، ارزیابی آلودگی برای کاربرد کودها و تخمین گسترش آلودگی از طریق فرونشست‌های اتمسفری مفید گزارش شده است (30). غلظت‌های زمینه عناصر در خاک می‌تواند ناشی از ترکیب کانی‌شناسی مواد مادری، فرآیندهای هوازدگی مؤثر بر تشکیل خاک و خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مانند ترکیب اندازه ذرات مخصوصاً مقدار رس و مواد آلی در خاک باشد (9). در نتیجه، غلظت زمینه‌ای طبیعی عناصر در خاک‌ها به‌طور گسترده‌ای متغیر است و استفاده از سطوح زمینه جهانی و دیگر مناطق برای شناسایی وسعت و خطرات آلودگی فلزات سنگین همه خاک‌ها نمی‌تواند نتایج مستند و قابل اتکایی باشد (27).

تحرک عناصر در محیط بیرونی با توجه به قابلیت زیست‌فراهمی و خطر زیستی آن‌ها در بحث آلودگی مهم می‌باشد. فرآیندهایی که باعث دگرگونی ژنتیکی سنگ‌ها و خاک‌ها هستند باعث آزادسازی عناصر سمی به‌خصوص فلزات سنگین در محیط می‌شوند. چرخه‌های پدورژنتیکی به‌صورت فردی یا مجموعه‌ای از آن‌ها در توزیع عناصر سنگین در پروفیل خاک شرکت می‌کنند (4). علاوه بر آن ارتباط قوی بین مواد مادری و خاک‌های مشتق شده از آن‌ها وجود دارد. حضور عناصر سنگین در خاک‌ها وابسته به تکامل طبیعی مواد مادری می‌باشد و یا ناشی از آلودگی‌هایی با منبع انسانی است. بنابراین می‌توان غلظت فلز در خاک‌های طبیعی را به‌عنوان غلظت طبیعی پدورژنوشیمیایی^۲ آن فلز در نظر گرفت. که تعریف آن چنین است: غلظت طبیعی فلز در افق خاک که فقط ناشی از تکامل زمین‌شناختی است و کاملاً از ورودی‌های با منشأ انسانی به دور می‌باشد (3). این یک تعریف ابتدایی و با اهمیت در تفکیک قائل شدن بین غلظت طبیعی زمین‌شناختی^۳ (غلظت زمینه) و سهم منابع انسانی فلز می‌باشد (1). معیارهای مختلفی برای تفسیر داده‌ها با توجه به غلظت زمینه پدورژنوشیمیایی ارائه شده است، از جمله آن‌ها می‌توان به موارد زیر اشاره کرد: الف: مقایسه بین مقادیر اندازه‌گیری شده در عمق‌های مختلف خاک^۴ (مقایسه عمودی)، که در آن غلظت بالای عناصر در افق‌های سطحی نسبت به افق‌های زیرین در پروفیل خاک می‌تواند تأکید بر فرضیه انسانی بودن عناصر داشته باشد. هر چند در این مقایسه عامل مؤثر ترکیب شیمیایی خاک که با عمق به‌صورت معنی‌داری تفاوت دارد، بر جابه‌جایی عناصر در داخل خاک تأثیر

2- Natural pedogeochemical background
3- Geogenic natural content
4- Vertical comparison

1- Natural background concentration

گذاشته و مانع از مهاجرت آن‌ها می‌شود. ب: مقایسه بین خاک معین در یک منطقه غیرآلوده با خاک‌های مختلفی که تحت تأثیر ورودی‌های با منشأ انسانی قرار گرفته‌اند^۱ (مقایسه افقی) ج: مقایسه بین انواع خاک با کلاس بافتی یکسان با استفاده از تکنیک‌های زمین‌آمار و GIS و روش‌هایی مثل استفاده از ایزوتوپ‌های پایدار (عمدتاً سرب)، که ثابت شده است که این عوامل در شناخت و تشخیص منابع عناصر سنگین در خاک‌ها خیلی مفید است (4).

مطالعه حاضر با اهداف زیر در خاک‌های سطحی بخشی از اراضی مرکزی استان زنجان انجام گرفت: تعیین غلظت زمینه طبیعی فلزات سنگین و ارزیابی میزان خطر زیست‌محیطی عناصر سنگین و پراکنش جغرافیایی آن‌ها با استفاده از شاخص‌های آلودگی فاکتور غنی‌شدگی^۲، شاخص زمین‌انباشتگی^۳، شاخص آلودگی^۴ و شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی^۵.

مواد و روش‌ها

منطقه مطالعاتی: منطقه مورد مطالعه قسمتی از اراضی مرکزی استان زنجان است. استان زنجان به لحاظ طبیعی منطقه‌ای کوهستانی است که فلات زنجان نیز نامیده می‌شود. میانگین ارتفاع استان بیش از ۱۵۰۰ متر از سطح دریا است. تعداد روزهای یخبندان در طول سال ۱۱۵ روز و متوسط بارندگی سالانه ۳۳۰ تا ۳۶۰ میلی‌متر است (31). قسمت شمالی منطقه مورد مطالعه دارای رژیم رطوبتی تیپیک زیریک^۶ و رژیم حرارتی فریجید^۷ و شهر زنجان و قسمت‌های پایین‌تر

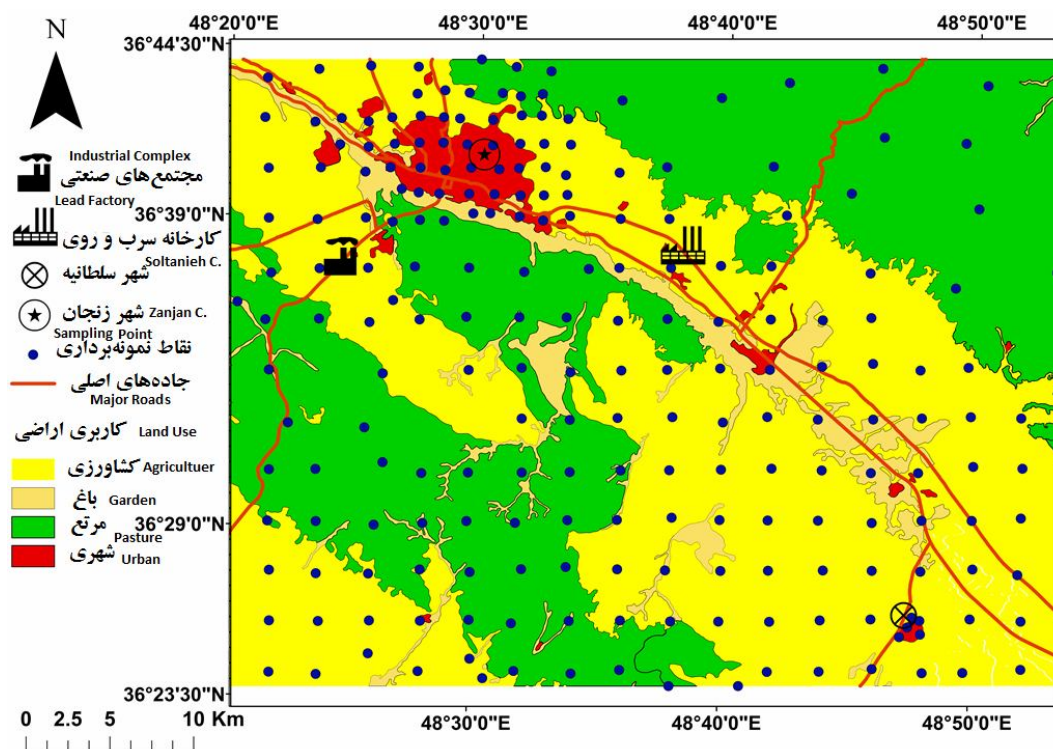
دارای رژیم رطوبتی زیریک خشک^۸ و رژیم حرارتی زیریک^۹ می‌باشد (12). قسمت اعظم منطقه مطالعاتی زیر کشت محصولات کشاورزی است و در مراتب بعدی، مراتع طبیعی و اراضی شهری و صنعتی واقع شده است (شکل ۱). مساحت منطقه مطالعاتی بالغ بر ۲۰۰۰ کیلومتر مربع، بین مدارهای ۳۶ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۴۱ دقیقه عرض شمالی و ۴۸ درجه و ۱۹ دقیقه تا ۴۸ درجه ۵۳ دقیقه طول شرقی قرار گرفته است. مواد مادری منطقه مطالعاتی در قسمت شمال‌شرقی شامل مواد مادری آذرین (آندزیت، بازالت، گرانیت و ...) و در قسمت جنوب غربی شامل مواد مادری رسوبی (شیل، سنگ آهک، دولومیت و ...) می‌باشد. از طرف دیگر قسمت اعظم منطقه (بخش مرکزی و جنوب‌شرقی) دارای مواد مادری آبرفتی است (شکل ۲) (26).

نمونه‌برداری و تجزیه‌های آزمایشگاهی: نمونه‌برداری در مردادماه سال ۱۳۹۰ و بر اساس روش شبکه‌بندی و کاملاً تصادفی انجام گرفت. اراضی شهری که اصولاً تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی هستند در شبکه‌های ۱/۵ × ۱/۵ کیلومتر و اراضی کشاورزی و مراتع در شبکه‌های ۳ × ۳ کیلومتر قرار گرفتند. در کل تعداد ۲۴۱ نمونه خاک سطحی (عمق ۱۰-۰ سانتی‌متر) برداشت گردید (شکل ۱). هضم خاک با استفاده از اسید نیتریک ۵ نرمال (25) انجام گرفت. غلظت کل عناصر Pb, Zn, Ni, Mn, Cu, Cr, Fe و Co توسط دستگاه جذب اتمی مدل Perkin-Elmer: AA 200 و غلظت کادمیم کل با دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافیتی مدل Rayleigh: WF-1E تعیین شد.

- 1- Horizontal comparison
- 2- EF: Enrichment factor
- 3- Igeo: Geoaccumulation index
- 4- PI: Pollution index
- 5- RI: Potential ecological risk
- 6- Typic Xeric
- 7- Frigid

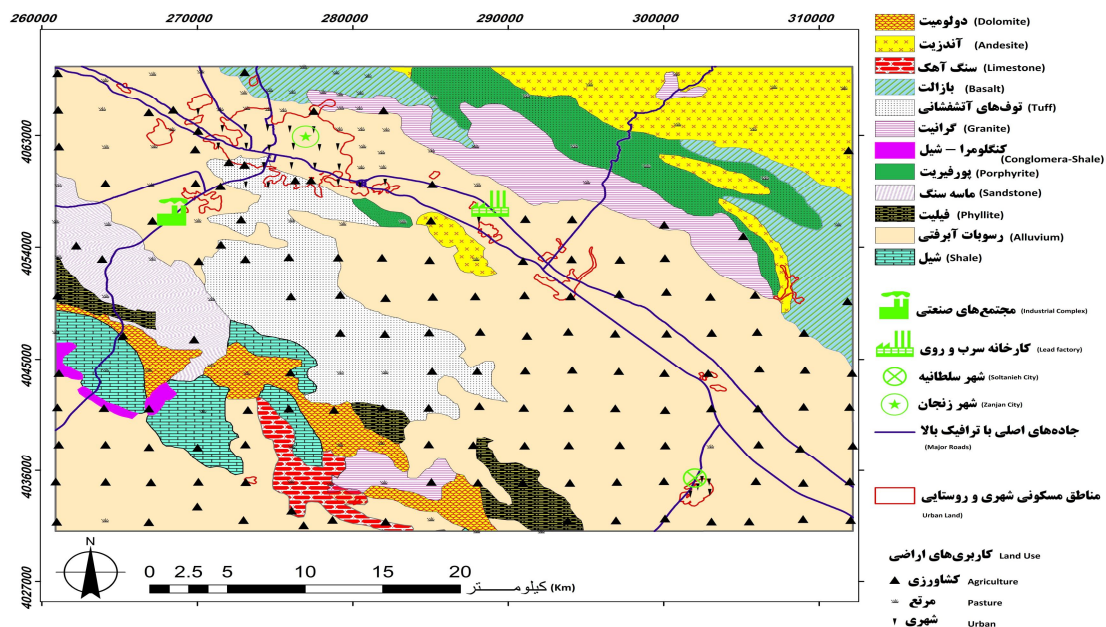
8- Dry Xeric

9- Mesic



شکل ۱- منطقه مطالعاتی، موقعیت نمونه برداری و کاربری‌های اراضی.

Figure 1. Land use types sampling location map of the area studied.



شکل ۲- نقشه زمین‌شناسی منطقه مطالعاتی به همراه نقاط نمونه برداری شده.

Figure 2. Geological map of the study area with the sampled.

$$Igeo = \text{Log}_2(C_n / 1.5B_n) \quad (2)$$

که در آن، C_n غلظت فلزات مورد آزمون در نمونه‌های خاک، B_n غلظت زمینه‌ای ژئوشیمیایی فلز و ضریب ۱/۵، ضریب تصحیح تأثیر لیتوژنیکی مقدار غلظت زمینه می‌باشد. ضریب ۱/۵ برای به حداقل رساندن تأثیر نواسانات احتمالی در مقدار زمینه است. این تضریب با تفکیک نواسانات طبیعی موجود در غلظت یک ماده معین در محیط، تغییرات حتی اندک ناشی از اثرات انسان‌پدید را نمایان می‌سازد (24). نتایج به‌دست آمده از رابطه به‌صورت زیر تفسیر می‌شود (جدول ۱):

تعیین شاخص آلودگی^۴ (PI): جهت تعیین پتانسیل سمیت آلودگی فلزات همچنین از شاخص آلودگی (PI) بر اساس معادله $PI_i = C_i/B_i$ استفاده شد، که در آن C_i غلظت فلز در محیط و B_i مقدار زمینه‌ای همان فلز می‌باشد. شاخص جامع آلودگی (IPI)^۵، مقدار میانگین شاخص آلودگی (PI) تمام فلزات مورد بررسی در منطقه مطالعاتی است و طبقه‌بندی آن بدین صورت می‌باشد: $1 < IPI \leq 2$ سطح آلودگی کم، $2 < IPI \leq 5$ سطح آلودگی متوسط، $5 < IPI \leq 10$ سطح آلودگی بالا، $IPI > 10$ سطح آلودگی در سطح خیلی بالا (19).

تعیین شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی^۶ (RI): ارزیابی پتانسیل خطر زیست‌محیطی سمیت فلزات در خاک‌ها با استفاده از شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI) که توسط هاکانسن (1980) پیشنهاد شده است (14) محاسبه گردید. شاخص RI در پژوهش‌های متنوعی از جمله جهت برآورد سمیت بیولوژیکی^۷ استفاده شده و می‌تواند برآورد جامعی از خطرات زیستی فلزات در محیط داشته باشد (14). RI از طریق رابطه‌های زیر (۳، ۴ و ۵) برآورد می‌شود:

روش‌های ارزیابی میزان آلودگی

تعیین فاکتور غنی‌شدگی^۱ (EF): فاکتور غنی‌شدگی، سطح آلودگی فلزات در خاک را نشان می‌دهد و شاخص مفیدی برای جدا کردن منابع طبیعی و انسانی فلزات از یکدیگر می‌باشد (15, 33, 34). برای محاسبه EF فلزات، فلز نرمالیزه‌کننده^۲ و مقدار زمینه فلزات باید تعیین شود. در بسیاری از مطالعات، از عناصر Al و Fe که کم‌ترین سطح آلودگی انسانی را دارند به‌عنوان نرمالیزه‌کننده استفاده شده است (5, 8, 15). در این مطالعه از عنصر آهن برای جداسازی مؤلفه انسانی از طبیعی استفاده شد. شرایط عنصر مرجع به این شرح بیان شده است: ۱- در خاک غلظت بالایی دارد، ۲- کم‌تر تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار می‌گیرد، ۳- می‌توان غلظت آن را به آسانی با یکی از روش‌های معمول آزمایشگاهی برآورد کرد و ۴- کم‌تر متأثر از آلودگی در جریان نمونه‌برداری قرار می‌گیرد (8). منابع مختلفی هم اشاره کردند که از مقدار زمینه منطقه‌ای به‌عنوان منبع برای بررسی وضعیت آلودگی استفاده شود (6, 33). فاکتور غنی‌شدگی برای هر فلز از نسبت بین عنصر نرمالیزه‌کننده به مقدار زمینه عناصر، طبق رابطه زیر محاسبه می‌شود (رابطه ۱):

$$EF = \frac{(Metal/Fe)_{\text{Sample}}}{(Metal/Fe)_{\text{Background}}} \quad (1)$$

تعیین شاخص زمین‌انباشتگی^۳ (Igeo): شاخص زمین‌انباشتگی معرفی شده توسط مولر (1969) از دیگر معیارهای ژئوشیمیایی ارزیابی آلودگی عناصر سنگین در خاک می‌باشد که در این پژوهش بر اساس رابطه زیر محاسبه گردید (20) (رابطه ۲):

4- Pollution index

5- Integrated pollution index

6- Potential ecological risk

7- Biological toxicology

1- Enrichment factor

2- Normalizer

3- Geoaccumulation index

زیست‌محیطی آلودگی می‌باشد (14). هاکانسن (1980) برای E_r^i پنج کلاس و برای RI چهار کلاس تعریف کرده است که در جدول ۲ آورده شده است (14).

به‌منظور شناسایی هرچه بهتر مناطق آلوده و یا در معرض آلودگی به فلزات سنگین، اقدام به تهیه نقشه‌های پراکنش شاخص‌های آلودگی (Igeo, EF, PI و RI) شد. بدین منظور ابتدا با بسط مدل‌های تئوری تغییرنمای مناسب برای هر یک از شاخص‌های محاسبه شده، از روش میان‌یابی کریجینگ در محیط نرم‌افزار ArcGIS نسخه 9.3 (16) استفاده شد. همچنین محاسبات همه پارامترهای آماری با کمک نرم‌افزار SPSS 16.0 صورت گرفت.

$$C_f^i = C_n^i / C_0^i \quad (3)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (4)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (5)$$

که در آن‌ها، C_f^i شاخص آلودگی یک فلز، C_n^i غلظت فلز در نمونه، C_0^i مقدار زمینه فلز و E_r^i ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی است. T_r^i ضریب واکنش^۱ سمیت فلز است که بر اساس گزارش هاکانسن (1980) مقادیر آن برای فلزات به‌ترتیب به‌صورت Zn = 1 < Cr = Ni = Pb = 5 < Cd = 30 می‌باشد (ضریب واکنش برای عناصر کبالت و آهن در منبع ذکر شده وجود ندارد). RI پتانسیل کل خطر

جدول ۱- کلاس و سطح آلودگی مربوط به شاخص زمین‌انباشتگی مولر.

Table 1. Grade standards for Igeo.

سطح آلودگی Quality value	کلاس Class
غیرآلوده Practically Uncontaminated	$I_{geo} \leq 0$
غیرآلوده تا آلودگی متوسط Uncontaminated to moderate	$0 < I_{geo} < 1$
آلودگی متوسط Moderate	$1 < I_{geo} < 2$
آلودگی متوسط تا شدید Moderate to strong	$2 < I_{geo} < 3$
آلودگی شدید Strong	$3 < I_{geo} < 4$
آلودگی شدید تا خیلی شدید Strong to very strong	$4 < I_{geo} < 5$
آلودگی خیلی شدید Very strong	$5 < I_{geo}$

جدول ۲- شاخص‌ها و کلاس‌های پتانسیل خطر زیستی آلودگی فلزات (23).

Table 2. Indices and grades of potential ecological risk of toxic metals contamination.

مقدار E_r^i	کلاس خطر زیستی	مقدار RI	کلاس خطر زیست محیط
Potential ecological risk class	Potential ecological risk class	Potential ecological risk index (RI)	Potential ecological risk index (RI)
$E_r^i < 40$	خطر کم	$RI < 150$	خطر کم
$40 \leq E_r^i < 80$	خطر متوسط	$150 \leq RI < 300$	خطر متوسط
$80 \leq E_r^i < 160$	خطر بالا	$300 \leq RI < 600$	خطر شدید
$160 \leq E_r^i < 320$	خطر خیلی شدید	$RI \geq 600$	خطر خیلی شدید
$E_r^i \geq 320$	خطر خیلی شدید		خطر خیلی شدید
	Very high ecological risk at hand for the substance in question		

نتایج و بحث

تعیین غلظت زمینه طبیعی عناصر سنگین مورد مطالعه در منطقه مطالعاتی: آلودگی فلزات سنگین در محیط نمی‌تواند به سادگی با آزمون غلظت فلز ارزیابی شود (34). جهت تعیین میزان آلاینده‌های خاک به عناصر سنگین در یک منطقه، بایستی میزان غلظت عناصر در آن منطقه با یک استاندارد شناخته شده مقایسه شود. بهترین نوع مقایسه، مقایسه با استانداردهای موجود برای همان منطقه می‌باشد زیرا شرایط زمین‌شناختی و اقلیمی گوناگون در نقاط مختلف دنیا، غلظت‌های متفاوتی را ایجاد می‌کند. در کشور ما به دلیل عدم وجود استانداردهای خاص برای درجه آلودگی خاک، از استانداردهای موجود در دیگر کشورها و یا استانداردهای جهانی استفاده می‌شود. منابع مختلفی هم اشاره کردند که از مقدار زمینه منطقه‌ای به عنوان منبع برای بررسی وضعیت آلودگی استفاده شود (33, 6). در مناطقی مانند منطقه مورد مطالعه که هنوز استانداردهای بهداشتی و زیست‌محیطی برآورد نگردیده است، تخمین غلظت زمینه طبیعی می‌تواند در بررسی زیست‌محیطی و ارزیابی آلودگی فلزات سنگین قابل استفاده باشد.

برای تعیین غلظت زمینه منطقه‌ای عناصر، از نمونه خاک‌های مناطق طبیعی و بکر و بر اساس نظر کابرا و همکاران (1999) (7) و بایان و همکاران (2010) (5) استفاده گردید. برای این کار ابتدا نقاط نمونه‌برداری که از لحاظ موقعیت جغرافیایی بدور از فعالیت‌های انسانی (شهرها، جاده‌ها و مراکز صنعتی) بودند انتخاب گردید (N=53). در مرحله بعد میانگین هندسی¹ (GM) داده‌های عناصر در این نمونه خاک‌ها به عنوان غلظت زمینه‌ای استفاده شد. میانگین هندسی (GM) میانگین لگاریتم طبیعی مجموعه‌ای از داده‌ها (X_1, X_2, \dots, X_n) است که در نهایت با تبدیل نمایی برگردانده می‌شود (2) (رابطه 6).

$$GM = \exp\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln x_i\right) \quad (6)$$

غلظت زمینه‌ای محاسبه شده برای آهن ۱۶۵۰۹، منگنز ۶۲۸/۴، کبالت ۲۴/۱۸، کروم ۱۹/۹۹، نیکل ۴۰/۷۴، مس ۲۶/۹۹، روی ۹۱/۸۱، سرب ۵۷/۷۹ و کادمیم ۰/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شدند (جدول ۳). برای محاسبه شاخص‌های آلودگی (EF)،

1- Geometric mean

زمین‌شناختی آذرین و رسوبی مثل شیل) نسبت به دیگر مناطق است.

میانگین غلظت کل عناصر سنگین در نمونه‌های خاک سطحی برای سرب (۸۹/۶)، روی (۱۸۷/۰)، مس (۴۰/۳)، کادمیم (۰/۹۷)، نیکل (۳۸/۳)، کروم (۲۳/۶)، کبالت (۲۴/۶) و منگنز (۶۳۷/۷) میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌دست آمد (جدول ۳). عبور ماشین‌آلات و فعالیت‌های صنعتی موجب افزایش غلظت فلزات سنگین (به‌خصوص سرب و روی) در نمونه‌های خاک سطحی می‌شود (29). همچنین مقدار میانگین غلظت برخی از فلزات از مقدار زمینه محاسبه شده خیلی بالاتر است، از جمله کادمیم، روی، سرب و مس که به‌ترتیب تقریباً ۴، ۲، ۱/۶ و ۱/۵ برابر مقدار زمینه می‌باشند. میانگین‌های بالاتر از مقدار زمینه اشاره به منابع ورودی انسانی در منطقه دارد (23, 15).

از غلظت زمینه منطقه‌ای به‌دست آمده در این پژوهش استفاده شده است. همچنین در جدول ۳ غلظت زمینه‌ای کشور چین، متوسط شیل جهانی و میانگین پوسته جهانی فلزات مختلف نشان داده شده است. مقادیر متفاوت و اختلاف میان غلظت زمینه طبیعی فلزات سنگین در منطقه مطالعاتی و کشورهای دیگر به خاطر تغییرات مکانی و زمانی عوامل کنترل‌کننده غلظت عناصر سنگین در طبیعت و همچنین نوع و میزان گسترش فعالیت‌های انسانی در مناطق می‌باشد (17). این موضوع دلیلی بر نادرستی استفاده از سطوح زمینه جهانی و دیگر مناطق برای شناسایی وسعت و خطرات آلودگی فلزات سنگین در منطقه‌ای ویژه با خاک خاص است. به‌طور مثال غلظت زمینه‌ای سرب در منطقه مطالعاتی بسیار بالاتر از سطوح جهانی است که این موضوع اشاره به نوع خاص زمین‌شناختی منطقه مطالعاتی (ساختارهای

جدول ۳- غلظت کل، غلظت زمینه‌ای طبیعی محاسبه شده در منطقه مطالعاتی و غلظت زمینه‌ای ارائه شده در کشور چین، متوسط شیل جهانی و متوسط پوسته‌ای جهانی فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم).

Table 3. Total concentration, concentration of background natural background concentrations calculated and presented in the study area in China, the global shale and medium-scale global average heavy metals (mg kg).

Fe	Mn	Co	Cr	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	
8438	338.8	17.0	7.0	12.8	40.0	86.3	0.24	11.3	Min حداقل
27500	1761.3	35.8	65.8	86.8	1357.5	1353.8	4.11	352.5	Max حداکثر
16745	637.7	24.6	23.6	48.3	89.6	187.0	0.97	40.3	Mean میانگین
22	24	14	39	30	111	84	84	77	CV ضریب تغییرات
16509	628.4	24.2	20.0	40.7	57.8	91.8	0.25	27.0	Background concentration غلظت زمینه
-	-	-	61.0	26.9	26.0	74.2	0.097	22.6	China Background ^a غلظت زمینه کشور چین
46700	850	-	90	68	20	95	0.3	45	Shale Background ^b غلظت زمینه در شیل جهانی
-	600	-	35	20	20	71	0.098	25	Upper continental crust ^c متوسط پوسته‌ای عناصر

a: (23), b: (8), c: (10).

۲/۳۱، ۹/۱۸، ۶۵/۱، ۱۱/۵ و ۱/۷۲ گزارش کردند که بیشترین غنی‌شدگی مربوط به کادمیم و نیکل بود (10).

هان و همکاران (2006) آلودگی را بر پایه مقدار EF به بخش‌های مختلف تقسیم کردند. اگر $EF \leq 2$ باشد کمترین حد غنی‌شدگی فلز را نشان می‌دهد. در حالی که اگر مقدار $EF > 2$ باشد نشان‌دهنده درجات متفاوت غنی‌شدگی فلز می‌باشد (13). همچنین ژانگ و لیو (2002) سفارش کردند $EF = 1/5$ به‌عنوان شاخص ارزیابی استفاده شود. برای مثال مقدار EF بین ۰/۵ تا ۱/۵ نشان می‌دهد که آن فلز کاملاً از مواد پوسته‌ای^۱ یا فرآیند طبیعی^۲ است. در حالی که مقدار بالاتر از ۱/۵ اشاره به منابع بیش‌تر مانند منابع انسانی دارد (35). با توجه به آن، تمام فلزات (به‌جز Cd و Zn) در کاربری‌های اراضی کشاورزی و مرتع کم‌تر از ۱/۵ می‌باشد که نشان می‌دهد این عناصر در این کاربری‌ها حاصل هوازدگی مواد مادری و فرآیندهای پدورژنیکی است. در کاربری شهری مقدار فاکتور غنی‌شدگی Cu، Zn، Pb و Cd به ترتیب ۴/۸۲، ۵/۲۶، ۱۲/۰۷ و ۳/۴۷ می‌باشد که می‌توان آن‌ها را حاصل فعالیت‌های انسانی دانست.

در شکل ۳ نقشه‌های کریجینگ پراکنش فاکتور غنی‌شدگی فلزات سنگین مورد مطالعه آورده شده است. همان‌طور که در بخش‌های قبل به آن اشاره شده است، عناصری مانند سرب، روی، مس و کادمیم بیش‌تر تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی هستند و با توجه به نقشه‌های فاکتور غنی‌شدگی مربوط به این عناصر و نقشه کاربری اراضی منطقه مطالعاتی (شکل ۱)، بالاترین میزان فاکتور غنی‌شدگی در مناطق شهری، اطراف مراکز صنعتی (کارخانه سرب و روی و مجتمع‌های صنعتی) و به‌صورت نقطه‌ای در اطراف

برآورد آلودگی زیست‌محیطی عناصر سنگین در کاربری‌های اراضی مختلف: فاکتور غنی‌شدگی (EF) به‌علت فرمول رایج و عمومی، ابزاری ساده و آسان برای تشخیص درجه غنی‌شدگی و ارزیابی آلودگی با منشأ طبیعی و انسانی است (34, 33). جدول ۴ خصوصیات آماری مربوط به فاکتور غنی‌شدگی را نشان می‌دهد. به‌طورکلی میانگین فاکتور غنی‌شدگی برای Co، Cr، Ni، Cu، Pb، Zn، Cd و Mn به ترتیب کاهشی ۴/۲۰، ۲/۱۶، ۱/۶۹، ۱/۶۴، ۱/۱۹، ۱/۱۷، ۱/۰۴ و ۱/۰۲ به‌دست آمد. مقادیر بیشینه فاکتور غنی‌شدگی برای Co، Cu، Pb، Zn، Cd و Ni به ترتیب با میانگین ۱۲/۰۷، ۵/۲۶، ۴/۸۲، ۳/۴۷ و ۱/۰۷ در کاربری شهری اتفاق افتاده است، در حالی که بیش‌ترین میانگین فاکتور غنی‌شدگی Mn با ۱/۱۰ در کاربری مرتع و Cr و Ni به ترتیب ۱/۲۵ و ۱/۲۶ در کاربری کشاورزی مشاهده می‌شود. شفیعی و همکاران (2013) در بررسی خاک‌های اطراف معدن مس سرچشمه، مقادیر فاکتور غنی‌شدگی عنصر آرسنیک و سلنیم را در تعدادی از نمونه‌ها بالاتر از غلظت زمینه‌ای گزارش کردند. ایشان بیش‌ترین فاکتور غنی‌شدگی را مربوط به مسیر رفسنجان نسبت دادند که مهم‌ترین عامل افزایش غلظت عناصر در این مسیر مربوط به جهت باد غالب می‌باشد (22). چابک‌هازا و نما (2012) مقدار فاکتور غنی‌شدگی را در رسوبات رودخانه هیندون (هند) برای عنصر مس، کادمیم، روی، نیکل، منگنز، کروم و سرب به ترتیب ۱۳/۲۶، ۴۱/۹۸، ۸/۲۱، ۲/۳۲، ۰/۵۳، ۱/۴۶ و ۳۲/۵۲ به‌دست آوردند. ایشان به‌جز منگنز، سایر عناصر را دارای منشأ انسانی دانستند، چرا که مقادیر فاکتور غنی‌شدگی آن‌ها بالاتر از یک بود (8). دراگوئیک و همکاران (2008) در خاک‌های منطقه صنعتی پریوری (بلغراد) مقدار فاکتور غنی‌شدگی را برای عناصر کادمیم، کروم، مس، منگنز، نیکل، سرب و روی به ترتیب ۱۰۶/۰، ۵/۶۲،

1- Crustal materials
2- Natural processes

جاده‌های اصلی مشهود است که با فاصله گرفتن از آن‌ها از غنی‌شدگی این عناصر کاسته می‌شود. تقی‌پور و همکاران (2010) با بررسی تغییرات مکانی سرب و روی در خاک‌های سطحی بخشی از استان همدان، عامل مؤثر بر روند افزایشی این عناصر را نوع کاربری (شهری) دانستند که دود ناشی از اتومبیل‌ها، سایش لاستیک اتومبیل‌ها و ترافیک شهری از عوامل اصلی افزایش سرب و روی در منطقه می‌باشد (29).

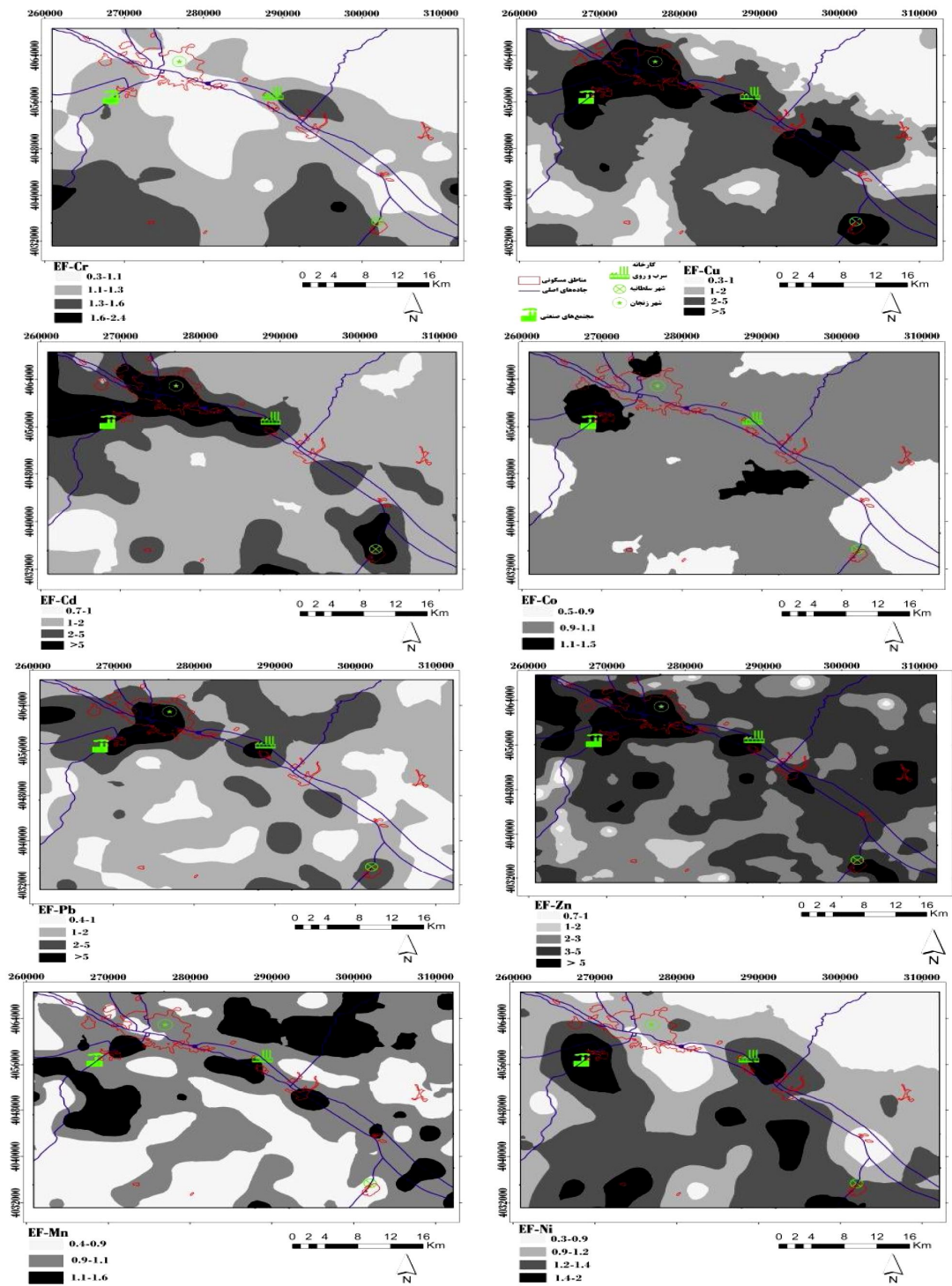
جدول ۴- خصوصیات آماری فاکتور غنی‌شدگی (EF) فلزات سنگین در کاربری‌های اراضی مختلف.

Table 4. The statistical properties of enrichment factors (EF) of heavy metals in different land use.

Mn	Co	Cr	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	EF
Agriculture کشاورزی								
								Min حداقل
0.62	0.61	0.55	0.35	0.56	0.75	0.79	0.52	
								Max حداکثر
1.62	1.51	2.70	1.99	5.39	14.20	10.92	9.64	
								Mean میانگین
0.98	1.02	1.25	1.26	1.22	1.84	3.08	1.44	
Pasture مرتع								
								Min حداقل
0.49	0.56	0.30	0.38	0.47	0.72	1.27	0.33	
								Max حداکثر
2.16	1.77	1.94	2.09	5.17	7.47	14.33	9.24	
								Mean میانگین
1.10	1.05	1.07	1.11	1.43	1.64	3.43	1.35	
Urban شهری								
								Min حداقل
0.72	0.69	0.63	0.39	1.66	1.98	6.15	1.56	
								Max حداکثر
1.33	1.46	1.45	1.84	34.96	15.21	22.15	17.94	
								Mean میانگین
0.97	1.07	1.02	1.11	4.82	5.26	12.07	3.47	

منگنز بر روی مواد مادری آذرین (گرانیت و آندزیت) دیده می‌شود. فاکتور غنی‌شدگی کبالت تغییرات چندانی را نشان نمی‌دهد. تقی‌پور و همکاران (2010) ترکیبات مواد مادری را در افزایش غلظت عناصر مهم توصیف کردند (29).

با توجه به شکل ۳ توزیع فاکتور غنی‌شدگی آهن، منگنز، کروم، کبالت و نیکل نسبت به عناصر گروه اول متفاوت و کمی پیچیده می‌باشد. با توجه به ساختارهای زمین‌شناختی در منطقه مطالعاتی، الگوی پراکنش فاکتور غنی‌شدگی کروم و نیکل بیش‌تر بر روی مواد مادری رسوبی (شیل و سنگ آهک) و



شکل ۳- توزیع مکانی فاکتور غنی‌شدگی (EF) فلزات مختلف در منطقه مطالعاتی.

Figure 3. The spatial distribution of enrichment factors (EF) of various metals in the study area.

سرب به ترتیب $0/39-$ ، $1/14$ ، $2/68-$ ، $0/55-$ ، $2/15-$ ، $4/01-$ ، $2/48-$ و $0/96$ گزارش کردند (8). با توجه به نتایج عناصر سرب و کادمیم دارای بیشترین تأثیر از فعالیت‌های انسانی در منطقه بود. شاخص زمین‌انباشتگی (Cu و Cd, Zn, Pb) در کاربری شهری متفاوت می‌باشد و مقادیر آن برای مس بین $0/11$ تا $3/12$ ، کادمیم $1/83$ تا $3/40$ ، روی $0/39$ تا $3/15$ و سرب $0/06$ تا $3/97$ به دست آمد. بر اساس نتایج حاصل از Igeo، کاربری شهری دارای سطوح مختلف آلودگی به عناصر فوق‌الذکر می‌باشد که به ترتیب برای مس 14% در سطح آلودگی متوسط، کادمیم 48% در سطح آلودگی متوسط تا شدید و 37% در سطح آلودگی خیلی شدید، روی 15% آلودگی متوسط و 26% آلودگی متوسط تا شدید و سرب 37% در سطح آلودگی متوسط تا شدید قرار گرفتند. شمالی و خداوردی‌لو (2012) در مطالعه آلودگی خاک‌ها و گیاهان پیرامون بزرگراه ارومیه-سلماس به فلزات سنگین بر اساس شاخص زمین‌انباشتگی مولر، مقدار میانگین Igeo را برای عناصر سرب، کادمیم، روی و نیکل به ترتیب $1/20$ ، $0/48$ ، $0/67$ و $0/42$ به دست آوردند (24). بر پایه گروه‌بندی مولر (1969) (20) خاک‌ها از نظر مقدار سرب در کلاس آلودگی متوسط و از نظر کادمیم، روی و نیکل در کلاس آلودگی غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار داشتند.

از شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo) نیز به عنوان مرجع برای برآورد وسعت آلودگی فلزات استفاده شد (جدول ۵). میانگین شاخص زمین‌انباشتگی عناصر Ni و Cr, Co, Mn, Fe در تمام کاربری‌های اراضی مقدار منفی می‌باشد که نشان می‌دهد منطقه مطالعاتی از لحاظ این عناصر در دامنه خاک‌های غیرآلوده قرار می‌گیرند ($Igeo < 0$). همچنین شاخص زمین‌انباشتگی Pb و Cu نیز در کاربری‌های اراضی مرتع و کشاورزی منفی است. مقادیر Igeo روی و کادمیم در کاربری کشاورزی و Igeo کادمیم در کاربری مرتع بین $2 < Igeo < 1$ است که در دامنه غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد. مقدار شاخص زمین‌انباشتگی عناصر کروم، مس، سرب، روی، نیکل، کادمیم، جیوه و آرسنیک به ترتیب در خاک‌های کشاورزی (چین) به ترتیب $0/44-$ ، $0/07-$ ، $0/04-$ ، $0/06$ ، $0/38-$ ، $1/08$ ، $0/90$ و $0/50-$ گزارش شده است (32). نتایج حاصل از مطالعه شفیعی و همکاران (2013) در خاک‌های اطراف معدن مس سرچشمه بر اساس شاخص زمین‌انباشتگی برای نمونه‌های خاک، حاکی از آن بود که عنصر سلنیم در اکثر نمونه‌ها در محدوده غیرآلوده و عنصر آرسنیک در محدوده کمی آلوده تا شدیداً آلوده قرار داشت (22). چابک‌ه‌ارا و نما (2012) در رسوبات رودخانه هیندون (هند) مقادیر شاخص زمین‌انباشتگی را برای عناصر مس، کادمیم، آهن، روی، نیکل، منگنز، کروم و

جدول ۵- خصوصیات آماری فاکتور غنی‌شدگی (EF) فلزات سنگین در کاربری‌های اراضی مختلف.

Table 5. The statistical properties of the index geoaccumulation (Igeo) of heavy metals in different land use.

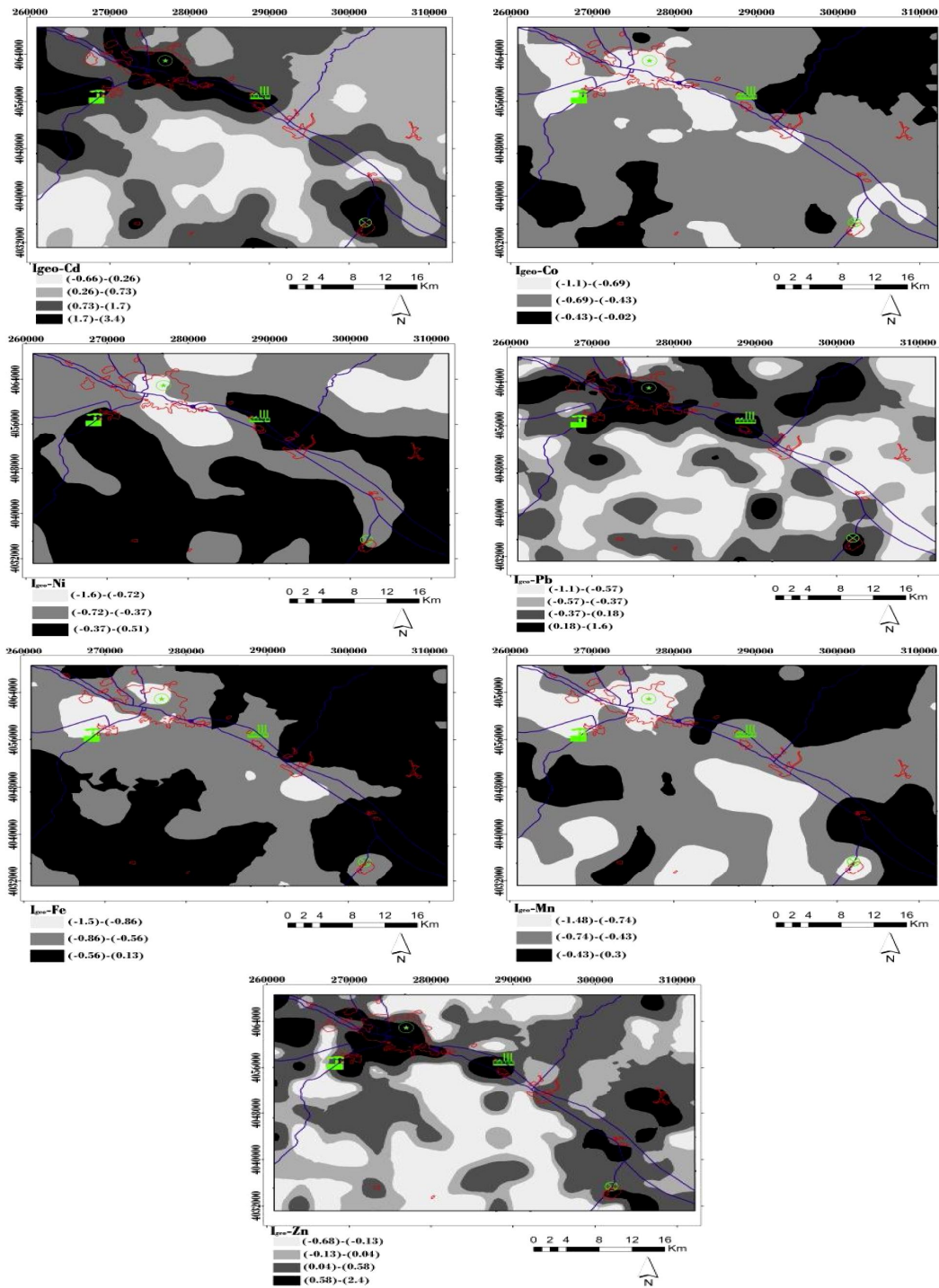
Fe	Mn	Co	Cr	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	EF
Agriculture کشاورزی									
									Min حداقل
-1.55	-1.33	-1.09	-1.32	-2.08	-1.12	-0.59	-0.66	-1.21	
									Max حداکثر
0.13	0.00	-0.13	1.13	0.40	1.97	3.30	2.93	2.20	
									Mean میانگین
-0.56	-0.62	-0.55	-0.29	-0.27	-0.43	0.13	0.68	-0.23	
Pasture مرتع									
									Min حداقل
-1.55	-1.34	-1.09	-2.10	-1.49	-1.12	-0.68	0.07	-1.85	
									Max حداکثر
0.48	0.90	-0.02	0.57	0.51	1.74	2.04	3.43	1.88	
									Mean میانگین
-0.58	-0.49	-0.55	-0.57	-0.52	-0.22	-0.02	0.94	-0.54	
Urban شهری									
									Min حداقل
-1.31	-1.48	-1.05	-1.58	-2.26	0.06	0.39	1.83	0.11	
									Max حداکثر
-0.27	-0.48	-0.54	-0.19	-0.15	3.97	3.15	3.40	3.12	
									Mean میانگین
-0.85	-0.92	-0.77	-0.86	-0.77	0.98	1.29	2.61	0.71	

مقادیر Igeo در عناصری که متأثر از صنعت هستند، بیش‌تر می‌باشد. به‌طورکلی آلودگی فلزات سنگین براساس شاخص زمین‌انباشتگی در شهرهای چین، غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار دارد (32). وی و همکاران (2010) در مطالعه کلی از تمام شهرهای چین مقدار میانگین شاخص زمین‌انباشتگی عنصر کروم، مس، سرب، روی، نیکل و کادمیم را به‌ترتیب ۰/۱۵، ۱/۲۲، ۳/۵۴، ۰/۵۷، ۰/۹۰ و ۲/۳۹ گزارش کردند (32). این نتایج نشان می‌دهد که کروم در دامنه عناصر غیرآلوده قرار دارد ولی عناصری مثل مس، روی و نیکل در دامنه غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد. سرب و کادمیم در دامنه آلودگی متوسط تا

نقشه کریجینگ پراکنش شاخص زمین‌انباشتگی عناصر مورد مطالعه (شکل ۴) تقریباً نتایج مشابه شاخص غنی‌شدگی فلزات را نشان می‌دهد. با توجه به شکل کاربری اراضی منطقه (شکل ۱)، شاخص زمین‌انباشتگی سرب، روی، کادمیم و مس در مناطق شهری و اطراف مراکز صنعتی غلظت‌های بالاتری را نشان می‌دهد. مقدار شاخص زمین‌انباشتگی عناصر کروم، مس، سرب، روی، نیکل و کادمیم به‌ترتیب در خاک‌های شهری بیجینگ (چین) به‌ترتیب ۰/۲۳، ۰/۱۷، ۰/۲۵، ۰/۲۷، ۰/۳۷، ۰/۱۸ و ۰/۱۸ به‌دست آمده است. در زوشو (چین) به‌ترتیب ۰/۱۴، ۰/۵۳، ۰/۵۹، ۰/۷۴، ۰/۰۵ و ۱/۶۸ محاسبه شده است.

نیکل، سرب و روی را به ترتیب ۰/۶۹، ۰/۵۵، ۰/۳۸،
۰/۲۷، ۰/۰۵، ۰/۱۶- و ۰/۲۲- گزارش کردند (34).

شدید قرار دارد. ژانگ و همکاران (2009) در رسوبات رودخانه یانگ‌تزه (چین)، شاخص زمین‌انباشتگی عناصر کادمیم، کروم، مس، منگنز،



شکل ۴- توزیع مکانی شاخص زمین‌انباشتگی (I_{geo}) فلزات مختلف در منطقه مطالعاتی.

Figure 4. The spatial distribution of land accumulation index (I_{geo}) different metals in the study area.

میانگین PI در کل منطقه مطالعاتی بدون تأثیر کاربری‌های اراضی به ترتیب کاهشی کادمیم ۳/۸۸، روی ۲/۰۴، سرب ۱/۵۵، مس ۱/۵۰، نیکل ۱/۱۹، کروم ۱/۱۸، کبالت ۱/۰۲، آهن ۱/۰۲ و منگنز ۱/۰۱ می‌باشد. میانگین مجموع شاخص آلودگی فلزات (IPI) در کاربری کشاورزی، مرتع و شهری به ترتیب ۱/۴۵، ۱/۴۳ و ۲/۷۹ به دست آمد که در کاربری شهری این مقدار تقریباً دو برابر کاربری‌های دیگر می‌باشد و ۸۹٪ شاخص آلودگی کل (IPI) در کاربری شهری بین $2 < IPI < 5$ قرار گرفته است که در سطح آلودگی شدید می‌باشد. نعیمی‌مرندی و همکاران (2013) در بررسی خاک‌های منطقه ذوب آهن اصفهان بر اساس شاخص فاکتور آلودگی نشان دادند که منطقه مورد بررسی از نظر آلودگی به نیکل دارای شدت آلودگی کم و از نظر آلودگی به سرب، دارای شدت آلودگی بیش‌تری می‌باشد (21).

برای بررسی بهتر کیفیت خاک از شاخص آلودگی (PI) استفاده شد (جدول ۶). در کاربری‌های اراضی کشاورزی، مرتع و شهری شاخص آلودگی کادمیم به ترتیب ۳/۰۱، ۳/۳۳ و ۹/۸۶ و روی به ترتیب ۱/۸۳، ۴/۳۵ و ۱/۶۰ بیش‌ترین آلودگی را نسبت به عناصر دیگر نشان می‌دهند. همچنین کم‌ترین مقدار PI در تمام کاربری‌ها در فلزات Ni، Co، Mn، Fe و Cr مشاهده شد. تنگ و همکاران (2010) بالاترین مقادیر شاخص آلودگی عناصر را در خاک‌های کشاورزی منطقه دکسینگ (چین)، مربوط به مناطقی دانست که نزدیک مراکز صنعتی بودند (30). سان و همکاران (2010) مقدار PI را برای کادمیم، مس، سرب و روی به ترتیب ۲/۸۸، ۲/۰۹، ۳/۴۰ و ۲/۳۳ و مقدار IPI را برای تمام عناصر ۲/۶۷ گزارش کردند. ایشان عبور و مرور ماشین و فعالیت‌های صنعتی را از عوامل مهم افزایش این شاخص‌ها در منطقه عنوان کردند (28).

جدول ۶- میانگین شاخص آلودگی (PI) و شاخص آلودگی کل (IPI) فلزات مورد مطالعه در کاربری‌های اراضی مختلف.

Table 6. Average pollution index (KPI) and total pollution index (IPI) studied metals in land use.

IPI	PI									
	Fe	Mn	Co	Cr	Ni	pb	Zn	Cd	Cu	
1.45	1.04	1.00	1.03	1.31	1.29	1.19	1.83	3.01	1.39	Agriculture کشاورزی
1.43	1.04	1.11	1.04	1.08	1.09	1.39	1.60	3.33	1.21	Pasture مرتع
2.79	0.85	0.81	0.88	0.85	0.91	3.81	4.35	9.86	2.81	Urban شهری

می‌باشد که با توجه به این شاخص، کاربری شهری دارای پتانسیل خطر زیست‌محیطی بالایی برای ساکنان دارد و حدود ۶۰٪ نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده از کاربری شهری در دامنه $600 < RI < 300$ که دارای خطر قابل توجه است، قرار می‌گیرد. نسبت مقدار میانگین Er برای عناصر مختلف در کاربری‌های اراضی مختلف تقریباً یکسان است و با توجه به

RI به تجمع بیولوژیکی و خطر سمیت عناصر سنگین در محیط و اندام‌های زنده حساس است (28). جدول ۷ تأثیر اکولوژیکی^۱ آلودگی عناصر سنگین را در خاک نشان می‌دهد. میانگین پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI) در کاربری کشاورزی، مرتع و شهری به ترتیب ۱۱۴/۰۹، ۱۲۲/۰۸ و ۳۳۹/۶۲

¹Ecological impact

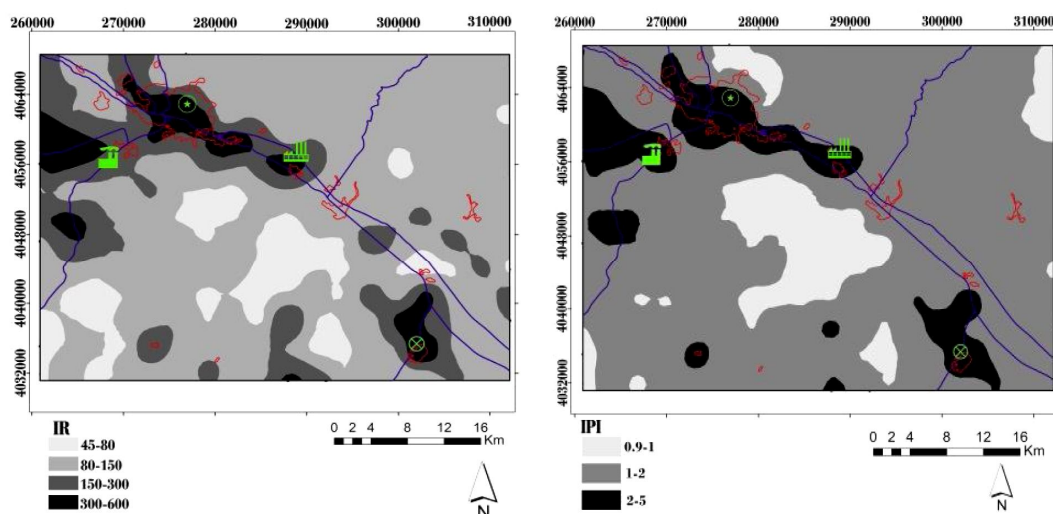
تشخیص می‌باشند. نتایج حاصل از نقشه IPI و IR کاملاً با نتایج جدول‌های ۶ و ۷ منطبق می‌باشد و میزان خطرپذیری آلودگی عناصر سنگین در خاک‌های شهری (زنجان و سلطانیه) و همچنین اطراف مراکز صنعتی (کارخانه سرب و روی و مجتمع‌های صنعتی) بیش‌تر از مناطق اطراف می‌باشد. فرهنگ‌دیا و همکاران (2010) در بررسی فلزات سنگین در ذرات راسب‌شونده از هوای شهر زنجان، میانگین ترسیب فلزات سنگین در ریزش‌های جوی برای سرب ۰/۰۸۲، روی ۰/۲۸۶، کادمیم ۰/۰۱۸ و کروم ۰/۰۰۹ میلی‌گرم بر مترمربع در روز گزارش کردند و اشاره داشتند که منابع صنعتی متشکل‌کننده فلزات سنگین نقش مستقیمی در ترسیب فلزات سنگین ریزش‌های جوی خشک و تر دارد و با توجه به ضرایب همبستگی، سرب و روی از یک منشأ مشترک در منطقه پراکنده می‌شود. منابع آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های شهری احتمالاً ناشی از عبور و مرور وسایل نقلیه موتوری و آلودگی‌های صنعتی می‌تواند باشد. در خاک‌های کشاورزی منابع آلودگی فلزات سنگین می‌تواند ناشی از نزدیکی به مراکز استخراج معدن، کارخانجات صنعتی، لجن‌فاضلاب، آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی باشد (32).

جدول ۷، عناصر Cd، Pb، Zn و Cu دارای بیش‌ترین پتانسیل خطر زیست‌محیطی در کاربری شهری هستند. کادمیم به خاطر دارا بودن شرایط ژئوشیمیایی خاص، تحرک آسان در خاک و این‌که در غلظت‌های خیلی پایین‌تر دارای اثرات زیان‌آوری می‌باشد (18) و همچنین به خاطر ضریب واکنش سمیت (T_r^I) خیلی بالا نسبت به فلزات دیگر (14) دارای خطرات زیست‌محیطی بالایی است و میانگین Er آن در کاربری‌های اراضی کشاورزی ۹۰/۲۷، مرتع ۹۹/۸۱ و شهری ۲۹۵/۹۱ به‌دست آمد به‌طوری‌که، ۵۱/۸٪ از مقدار Er کادمیم در کاربری شهری در دامنه $Er < 320$ (خطر زیست‌محیطی شدید) و ۴۹/۲٪ آن در دامنه $Er > 320$ (خطر زیست‌محیطی خیلی شدید) قرار گرفته است. سان و همکاران (2010) در خاک‌های شهر شنگ‌یانگ (چین) مقدار Er عناصر کادمیم، مس، سرب و روی را به‌ترتیب ۹۴/۹۰، ۹/۷۷، ۱۸/۵۵ و ۲/۲۳ و مقدار RI را برای تمام عناصر ۱۲۵/۴۵ گزارش کردند. در مطالعه ایشان، عوامل انسانی نظیر عبور و مرور ماشین‌ها و صنعت مهم‌ترین عوامل افزایش این شاخص‌ها عنوان شده است (28). توزیع مکانی شاخص IPI و IR در شکل ۵ قابل مشاهده است. با توجه به این شاخص‌ها، مناطقی که دارای پتانسیل خطر آفرینی بالایی هستند قابل

جدول ۷- میانگین ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی (Er) و شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (IR) در کاربری‌های اراضی مختلف.

Table 7. Average potential environmental hazard ratio (Er) and the index of potential environmental risk (IR) in land use.

IR	Er						
	Cr	Ni	pb	Zn	Cd	Cu	
114.09	2.61	6.46	5.97	1.83	90.27	6.96	Agriculture کشاورزی
122.08	2.16	5.46	6.97	1.60	99.81	6.07	Pasture مرتع
339.62	1.7	4.56	19.04	4.35	295.91	14.07	Urban شهری



شکل ۵- توزیع مکانی شاخص آلودگی کل فلزات (IPI) و پتانسیل خطرپذیری زیستی فلزات (IR).

Figure 5. The spatial distribution of metals pollution index (IPI) and potential environmental risks metals (IR).

و پتانسیل خطر زیست محیطی (RI) نشان داد که عناصر Fe, Mn, Cr, Co و Ni دارای حداقل مقدار سمیت و خطر زیست محیطی هستند که به نظر می رسد این گروه بیش تر متأثر از فرآیندهای طبیعی و زمین شناختی در منطقه باشند، در حالی که فلزات Pb, Zn, Cd و تا حدودی Cu دارای غلظت های بالاتر نسبت به مقدار زمینه هستند و خطرات زیست محیطی بیشتری نسبت به فلزات دیگر دارند، چون در منطقه بیش تر تحت تأثیر فعالیت های انسانی قرار گرفته اند. از طرف دیگر کاربری شهری نسبت به کاربری های اراضی مرتع و کشاورزی در دامنه خاک های دارای خطر زیست محیطی بالا قرار گرفته است.

نتیجه گیری

نتایج نشان داد میانگین غلظت کل عناصر سنگین در نمونه های خاک سطحی برای سرب (۸۹/۶)، روی (۱۸۷/۰)، مس (۴۰/۳)، کادمیم (۰/۹۷)، نیکل (۳۸/۳)، کروم (۲۳/۶)، کبالت (۲۴/۶) و منگنز (۶۳۷/۷) میلی گرم بر کیلوگرم به دست آمد. غلظت های بالای فلزات سنگین و میانگین های بالاتر از مقدار زمینه، نشان دهنده تأثیرپذیری از فعالیت های انسانی در منطقه می باشد، که از بین عناصر مورد بررسی، سرب، روی، کادمیم و مس دارای چنین شرایطی بودند. نتایج حاصل از ارزیابی آلودگی فلزات سنگین با استفاده از شاخص های آلودگی از قبیل فاکتور غنی شدگی (EF)، شاخص زمین انباشتگی (Igeo)، شاخص آلودگی (PI)

منابع

1. Albanese, S., De Vivo, B., Lima, A., and Cicchella, D. 2006. Geochemical background and baseline values of toxic elements in stream sediments of Campania region (Italy). J. Geochem. Explor. 93: 21-34.
2. Azimzadeh, B., and Khademi, H. 2013. Estimation of background concentration of selected heavy metals for pollution assessment of surface soils of Mazandaran province, Iran. J. Water Soil. 27: 548-559. (In Persian)
3. Baize, D., and Sterckeman, T. 2004. On the necessity of knowledge of the natural pedochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. Sci. Total Environ. 264: 127-139.

4. Bini, C., Giacomo, S., Wahsha, M., and Fontana, S. 2011. Background levels of trace elements and soil geochemistry at regional level in NE Italy. *J. Geochem. Explor.* 109: 125-133.
5. Bhuiyan, M.A.H., Parvez, L., Islam, M.A., Dampare, S.B., and Suzuki, S. 2010. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *J. Hazard. Mater.* 173: 384-392.
6. Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J., and Shotyk, W. 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn, in Swiss forest soils. *Sci. Total Environ.* 249: 257-280.
7. Cabrera, F., Clemente, L., Barrientos, E.D., Lopez, R., and Murillo, J.N. 1999. Heavy metal pollution of soils affected by the Guadimar toxic flood. *Sci. Total Environ.* 242: 117-129.
8. Chabukdhara, M., and Nema, A.K. 2012. Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediment: A chemometric and geochemical approach. *Chemosphere.* 87: 945-953.
9. DeTemmerman, L., Vanongeval, L., Boon, W., and Hoenig, G. 2003. Heavy metal content of arable soils in northern Belgium. *Water Air Soil Poll.* 148: 61-73.
10. Dragovic, S., Mihailovic, N., and Gajic, B. 2008. Heavy metals in soils: Distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources. *Chemosphere.* 72: 491-495.
11. Farahmandkia, Z., Mehrasbi, M.R., Sekhawatju, M.S., Hasanalizadeh, A.Sh., and Ramezanzadeh, Z. 2010. Study of heavy metals in the atmospheric deposition in Zanjan, Iran. *Iran J. Health Environ.* 4: 240-249. (In Persian)
12. Hajavi, A. 1985. Report of studied soil and land classification curt locale of Zanjan-Abhar. 1:50000. No, 673. 17 sheets.
13. Han, Y.M., Du, P.X., Cao, J.J., and Posmentier, E.S. 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Sci. Total Environ.* 355: 176-186.
14. Hakanson, L. 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res.* 14: 975-1001.
15. Iqbal, J., and Shah, M.H. 2011. Distribution, correlation and risk assessment of selected metals in urban soils from IslamAbad, Pakistan. *J. Hazard. Mater.* 192: 887-898.
16. Johnston, K., VerHoef, J.M., Krivoruchko, K., and Lucas, N. 2001. Using ArcGIS geostatistical analyst. ESRI Press, New York.
17. Krzysztof, L., Danuta, L., and Irena, K. 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environ. Int.* 30: 159-165.
18. Luo, C., Liu, C., Wang, Y., Liu, X., Li, F., Zhang, J., and Li, X. 2011. Heavy metal contamination in soils and vegetables near an e-waste processing site, South China. *J. Hazard. Mater.* 186: 481-490.
19. Meza-Montenegro, M.M., Gandolfi, A.J., Santana-Alcanter, M.E., Klimecki, W.T., Aguilar-Apodaca, M.G., Rio-Salas, R.D., O-Villanueva, M.D.L., Gomez-Alvarez, A., Mendivil-Quijada, H., Valencia, H., and Meza-Figueroa, D. 2012. Metals in residential soils and cumulative risk assessment in Yaqui and Mayo agricultural valleys, Northern Mexico. *Sci. Total Environ.* 433: 472-481.
20. Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediment of the Rhine River. *Geojournal.* 2: 108-118.
21. Naimi Marandi, S., Ayoubi, S., and Khademi, H. 2013. Vertical and horizontal variability of lead and nickel in Zobahan industrial district. *J. Water Soil.* 27: 394-405. (In Persian)
22. Shafiei, N., Shirani, H., and Esfandiarpour Borujeni, I. 2013. Enrichment of arsenic and selenium in the soils around Sarcheshmeh copper mine. *J. Soil Manage.* 2: 1-11. (In Persian)
23. Shi, G., Chen, Z., Bi, C., Li, Y., Teng, J., Wang, L., and Xu, S. 2010. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the biggest metropolitan area of China. *Environ. Pollut.* 158: 694-703.
24. Shomali, A.R., and Khodaverdilo, H. 2012. Contamination of soils and plants along Urmia-Salmas highway (Iran) to some heavy metals. *J. Sci. Water Soil.* 22: 157-172. (In Persian)

25. Sposito, G., Lund, L.J., and Chang, A.C. 1982. Trace metal chemistry in air-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 260-264.
26. Stocklin, J., Hirayama, K., Alavi, M., Eftekhari-nezhad, J., Haghypour, A., Hajian, J., and Vale, N. 1969. Explanatory text of the Zanjan quadrangle map, 1:250000. Geological quadrangle No. D4. Geological Survey of Iran.
27. Su, Y.Z., and Yang, R. 2008. Background concentrations of elements in surface soils and their changes as affected by agriculture use in the desert-oasis ecotone in the middle of Heihe River Basin, North-west China. *J. Geochem. Explor.* 98: 57-64.
28. Sun, Y., Zhou, Q., Xie, X., and Liu, R. 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *J. Hazard. Mater.* 174: 455-462.
29. Taghipour, M., Khademi, H., and Ayoubi, Sh. 2010. Spatial variability of Pb and Zn concentration and its relationship with land use and parent materials in selected surface soils of Hamadan province. *J. Water Soil.* 24: 132-144. (In Persian)
30. Teng, Y., Shijun, N.I., Wang, J., Zuo, R., and Yang, J. 2010. A geochemical survey of trace elements in agricultural and non-agricultural topsoil in Dexing area, China. *J. Geochem. Explor.* 104: 118-127.
31. www.ostandari-zn.ir
32. Wei, B., and Linsheng, Y. 2010. A review of heavy metal contamination in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem. J.* 94: 99-107.
33. Ye, C., Li, S., Zhang, Y., and Zhang, Q. 2011. Assessing soil heavy metal pollution in the water-level-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *J. Hazard. Mater.* 191: 366-372.
34. Zhang, W., Feng, H., Chang, J., Qu, J., Xie, H., and Yu, L. 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: An assessment from different indexes. *Environ. Pollut.* 157: 1533-1543.
35. Zhang, J., and Liu, C.L. 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China-weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuar. Coast. Shelf S.* 54: 1051-1070.



Gorgan University of Agricultural
Sciences and Natural Resources

J. of Water and Soil Conservation, Vol. 22(6), 2016
<http://jwsc.gau.ac.ir>

Assessment of heavy metals pollution risk in soils of central Zanjan province based on pollution indices

*A. Afshari¹, H. Khademi² and S. Hojati³

¹M.Sc. Graduate, Dept. of Soil Science, Isfahan University of Technology, Isfahan,

²Professor, Dept. of Soil Science, Isfahan University of Technology, Isfahan,

³Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Shahid Chamran University of Ahvaz

Received: 02/24/2014; Accepted: 12/29/2014

Abstract

Background and Objectives: This study was conducted to determine natural concentration of heavy metals and their pollution risk using pollution indices in a 2000 km² area in central Zanjan.

Materials and Methods: Soil samples (N=241) was taken from 0-10 cm depth based on gridding procedure in a completely randomized design. Geometric means of 53 natural soil samples were used to determine heavy metals background concentration in the area.

Results: Results showed that the background concentration for Fe, Mn, Co, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb and Cd were 16509, 628.4, 24.2, 20, 40.7, 27, 91.8, 57.8 and 0.25 mgkg⁻¹, respectively. The means of enrichment factor for Cd, Zn, Pb, Cu, Ni, Cr, Co and Mn were found 4.20, 2.16, 1.69, 1.64, 1.19, 1.17, 1.04 and 1.02, respectively. The highest enrichment factor for Cd (12.07), Zn (5.26), Pb (4.82) and Cu (3.47) was observed in urban area. In all land uses studied, the geo-accumulation index was negative for the elements Fe, Mn, Co, Cr and Ni, indicating that the study area is categorized in non-polluted soil groups. However, the geo-accumulation index for Pb, Zn, Cd and Cu varied in urban land uses was positive. The pollution index for Cd and Zn under agriculture (3.01 and 1.83), rangeland (3.33 and 1.60) and urban (9.86 and 4.35) land uses were higher than other elements studied. Moreover, the lowest pollution indexes in all land uses were attributed to the metals Fe, Mn, Co and Cr. The mean of potential of ecological risk in agriculture, rangeland and urban land uses were 114.09, 122.08 and 339.62, respectively; in which the urban land use showed the highest potential of ecological risk for inhabitants of the area.

Conclusion: The results show that urban land has the highest pollution index and this may be due to urbanization activities such as transport and traffic and nearby factories of Zanjan city.

Keywords: Land use, Enrichment factor, Geo-accumulation index, Pollution index, Potential ecological risk

* Corresponding Author; Email: a.afshari66@yahoo.com