

بررسی منشأ و پتانسیل خطر زیست محیطی فلزات سنگین در خاک اراضی با کاربری‌های مختلف در غرب اراک، استان مرکزی

عباس طاعتی^{۱*}، محمدحسن صالحی^۲، جهانگرد محمدی^۳، رضا مهاجر^۴

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۲/۲۶ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۹/۱۹)

چکیده

پژوهش حاضر با هدف بررسی منشأ و پتانسیل خطر زیست محیطی فلزات سنگین (شامل آرسنیک (As)، کادمیم (Cd)، سرب (Pb)، نیکل (Ni)، روی (Zn) و مس (Cu)) خاک اراضی با کاربری‌های مختلف در غرب اراک، استان مرکزی صورت گرفت. تعداد ۲۳۵ نمونه خاک سطحی از عمق صفر تا ۵ سانتی‌متری جمع‌آوری شد که سهم کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی به ترتیب ۱۶۰، ۴۶ و ۲۹ نمونه بود. تغییرات غلظت As، Pb، Zn، Ni، Cd و Cu در خاک‌ها به ترتیب ۳۵۷/۲-۵۵/۷، ۶/۸-۲، ۱۳/۸۵-۷، ۲۶/۱۷-۳/۶۵، ۰/۱-۳۴/۱ و ۵/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود. مقایسه میانگین غلظت فلزات در کاربری‌های مختلف نشان از تأثیر یکسان کاربری اراضی بر تجمع و غلظت As، Pb، Zn، Cu دارد، ولی در مورد Ni و Cd بیان‌کننده تأثیر متفاوت کاربری اراضی بر تجمع این فلزات است. هنگامی که متوسط مقدار پوسته زمین (Crust) به عنوان زمینه مرجع مورد استفاده قرار گرفت مقادیر C_f آرسنیک در همه کاربری‌ها بالاتر از سایر فلزات به دست آمد که نشان‌دهنده آلودگی زیاد خاک‌های منطقه است. شاخص بار آلودگی (PLI) نیز در کاربری‌های اراضی به صورت کشاورزی (۲/۳۹) > مرتع (۲/۴) > صنعتی (۳) بود که بیان‌کننده آلودگی و روند تدریجی تخریب خاک در اثر آلودگی فلزات سنگین است. میانگین PER بر اساس GB مرجع و محلی به ترتیب سطح آلودگی خیلی زیاد و کم را در همه کاربری‌ها نشان دادند. تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) نشان داد Pb و Zn دارای منابع انسانی مشترک در ارتباط با معدن کاری و فعالیت‌های صنعتی هستند؛ در حالیکه Cu و Ni احتمالاً ارتباط با زمین‌شناسی منطقه دارند. Cd نیز اساساً به فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی مرتبط است و منشأ As را می‌توان به عوامل طبیعی، گازهای صنعتی، معدن کاری، علف‌کش‌ها و استفاده از کودهای مرعی و غبارات اتمسفری نسبت داد.

واژه‌های کلیدی: اراک، تجزیه به مؤلفه‌های اصلی، خطر زیست محیطی، شاخص‌های آلودگی، کاربری اراضی

طاعتی ع.، صالحی م.ح.، محمدی ج.، مهاجر ر. ۱۴۰۰. بررسی منشأ و پتانسیل خطر زیست محیطی فلزات سنگین در خاک اراضی با کاربری‌های مختلف در غرب اراک، استان مرکزی. تحقیقات کاربردی خاک. جلد ۱۰، شماره ۴. صفحه: ۱۲۰-۱۳۵.

۱- دانشجوی دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

۲- استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

۳- استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

۴- استادیار گروه کشاورزی، دانشگاه پیام نور. تهران، ایران

* پست الکترونیک: taatyabbas@yahoo.com

مقدمه

آلودگی خاک به حضور یک ماده یا ترکیب شیمیایی خارج از مکان آن و یا حضور آن با غلظتی بالاتر از حد نرمال (طبیعی) در خاک اشاره دارد که اثرات جبران ناپذیری بر روی موجودات زنده دارد (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018). هنگامی که خاک آلوده می‌شود این آلودگی می‌تواند به سایر اجزای محیط زیست منتقل شده و به طور مستقیم و یا غیر مستقیم سلامت انسان را تهدید نماید. آلودگی خاک می‌تواند امنیت غذایی را به واسطه کاهش بازده محصولات کشاورزی به دلیل سمیت آلاینده‌ها و هم به دلیل تولید محصولات ناسالم برای مصرف کاهش دهد. آلودگی خاک اغلب به صورت مستقیم یا با مشاهدات و ادراک چشمی قابل ارزیابی قرار نمی‌گیرد، به همین دلیل آن را به یک خطر پنهان تبدیل می‌کند.

در بین آلاینده‌های خاک و محیط زیست فلزات سنگین از مهمترین آلاینده‌ها می‌باشند و از نظر سمیت و پایداری جزء خطرناک ترین گروه آلاینده‌ها طبقه‌بندی می‌شوند و تهدیدی برای امنیت و ایمنی غذایی می‌باشد (Rojas *et al.*, 2016). تجمع مزمن این فلزات سنگین از طریق کاهش کیفیت خاک برای رشد محصولات و همچنین برهم زدن فعالیت‌های ریزجانداران خاک، 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 (Taati *et al.*, 2020). به طور کلی علت اصلی این مسئله سرعت سریع شهرنشینی، تغییرات کاربری اراضی و صنعتی‌سازی خصوصاً در کشورهای در حال توسعه با جمعیت بسیار بالا است (Rai *et al.*, 2019).

آلودگی خاک به فلزات سنگین در نتیجه عوامل طبیعی و منابع انسانی می‌باشد. منابع طبیعی شامل ورود فلزات سنگین از طریق هوازدگی سنگ‌های معدنی و فرسایش خاک بوده و بنابر این با زمین شناسی منطقه مرتبط است، در حالیکه معدن کاری، حمل و نقل جاده‌ای، دفع نامناسب پسماند، استفاده از کودها، سموم دفع آفات، علف‌کش‌ها، احتراق سوخت‌های فسیلی، صنایع ذوب، پتروشیمی و رسوبات اتمسفری از منابع بسیار مهم ورود فلزات سنگین به خاک است.

بسته به منابع آلودگی فلزات سنگین و نوع کاربری اراضی محتوای فلزات سنگین در خاک متفاوت است (Lu *et al.*, 2020). کاربری اراضی می‌تواند سطح آلاینده‌های خاک را تحت تأثیر قرار دهد، بنابراین بر درجه خطر و الگوی توزیع فلزات سنگین تأثیر می‌گذارد. مطالعات متعددی در رابطه با توزیع غلظت فلزات سنگین در کاربری‌های مختلف انجام شده است. برای مثال ژو و همکاران (Zhu *et al.*, 2016) غلظت روی را در سه کاربری شامل: اراضی بایر، جنگلی و زراعی و در پنج عمق خاک بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد میانگین غلظت Zn در این سه کاربری ۱۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که ۱/۹ برابر بیشتر از مقدار زمینه می‌باشد. همچنین مقدار Zn در این سه کاربری و اعماق مختلف خاک تفاوت معنی‌داری نشان نداد.

گبارن و همکاران (Gabarrón *et al.*, 2019) در بررسی غلظت فلزات سنگین در کاربری‌های کشاورزی، شهری، جنگل و صنعتی در کشور اسپانیا به این نتیجه رسیدند که غلظت Pb و Zn در کاربری صنعتی بیشتر از کاربری های دیگر بود. در ایران نیز افشاری و همکاران (Afshari *et al.*, 2016) تأثیر کاربری اراضی مختلف بر غلظت برخی فلزات سنگین در اراضی مرکزی استان زنجان مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد که کاربری اراضی توزیع آشکاری بر تجمع فلزات سنگین گذاشته است، به طوریکه میانگین غلظت Cd, Zn, Cu و Cd در کاربری شهری در مقایسه با کاربری‌های کشاورزی و مراتع بسیار بالاتر است. شاخص‌های آلودگی به عنوان ابزارهای مفید برای ارزیابی جامع میزان آلودگی خاک به کار می‌روند. مطالعه شاخص‌های آلودگی و شناسایی منبع فلزات سنگین در خاک‌های مورد استفاده برای کاربری‌های مختلف زمین در شناسایی وضعیت آلودگی بسیار مهم است (Kowalska *et al.*, 2018). استفاده از شاخص‌های مختلف آلودگی توسط محققین مختلفی به کار گرفته شده است. لو و همکاران (Lu *et al.*, 2020) فاکتور غنی‌شدگی سه فلز Ni, Cu و Pb را در اراضی ساختمانی، کشاورزی و جنگل بیشتر از یک به دست آوردند و نتیجه گرفتند که منشأ این سه فلز تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی و طبیعی است. قربانی و همکاران (Ghorbani *et al.*, 2015) نیز شاخص‌های درجه آلودگی اصلاح شده و بار آلودگی را در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی استان گلستان مورد استفاده

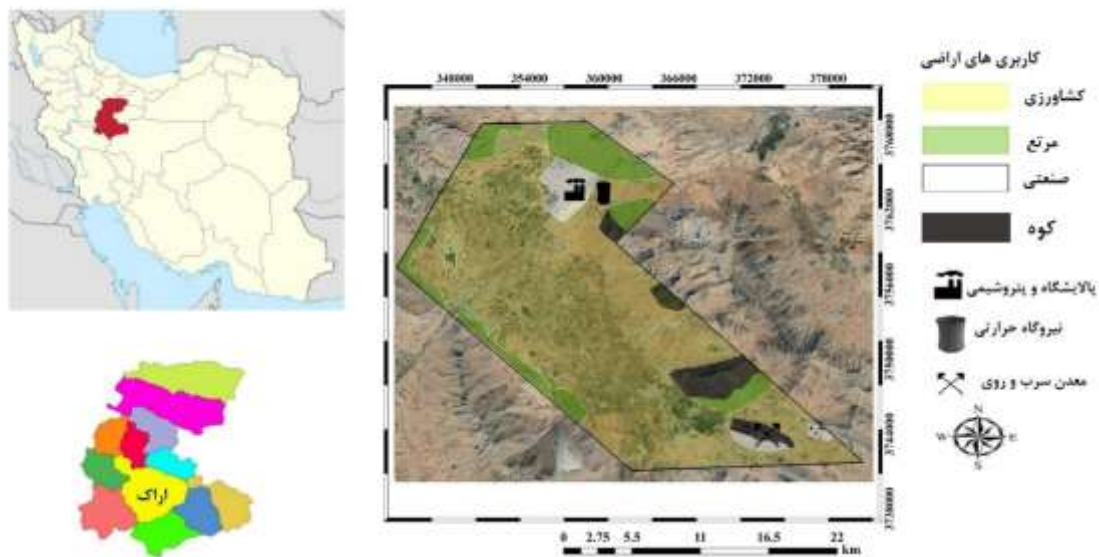
منطقه مطالعاتی، نمونه برداری و آنالیزهای آزمایشگاهی منطقه مطالعاتی بخشی از اراضی غرب شهرستان اراک به وسعت ۳۴۰ کیلومتر مربع است که در محدوده طول جغرافیایی ۲۲' ۴۹° تا ۳۷' ۴۹° شرقی و عرض جغرافیایی ۵۰' ۳۳° تا ۰۳' ۳۴° شمالی قرار دارد. بر اساس وسعت کاربری‌های اراضی، کاربری کشاورزی دارای بالاترین مساحت (۷۶٪) است و کاربری‌های اراضی مرتع و صنعتی در مرتبه‌های بعدی قرار دارند (شکل ۱). متوسط بارندگی و دمای سالیانه منطقه به ترتیب ۴۲۰ میلی‌متر و ۱۲/۱ درجه سانتی‌گراد است. اقلیم منطقه بر اساس طبقه بندی آمبرژه خشک و سرد است.

با توجه به وسعت هر کاربری در مجموع ۲۳۵ نمونه خاک سطحی از عمق صفر تا ۵ سانتی‌متر از تمام کاربری‌ها جمع‌آوری شد که سهم هر یک از کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی به ترتیب ۱۶۰، ۴۶ و ۲۹ نمونه بود.

قرار دادند و نتیجه گرفتند که مقادیر این شاخص‌ها به صورت صنعتی < کشاورزی > مرتع است.

با توجه به اهمیت استان مرکزی از نظر موقعیت خاص جغرافیایی، تمرکز فعالیت‌های صنعتی مختلف و وجود مجموعه صنایع پالایشگاه، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی برق و معدن سرب و روی عمارت در غرب شهرستان اراک و با توجه به اینکه، این منطقه یکی از قطب‌های اصلی تولید محصولات کشاورزی در استان مرکزی می‌باشد. ضروری است وضعیت آلودگی فلزات سنگین در ارتباط با کاربری اراضی مورد ارزیابی قرار گیرد. با توجه به اهمیت بررسی فلزات سنگین خاک در کاربری‌های اراضی و عدم انجام مطالعه جامع در این منطقه، این مطالعه با هدف ارزیابی غلظت فلزات Cu, Cd, Ni, Zn, Pb, As در خاک اراضی با کاربری‌های مختلف، استفاده از شاخص‌های آلودگی به منظور ارزیابی آلودگی خاک‌های تحت کاربری‌های مختلف و شناسایی منشأ احتمالی فلزات سنگین در غرب شهرستان اراک، استان مرکزی انجام شد.

مواد و روش‌ها



شکل ۱- موقعیت منطقه مطالعاتی و کاربری‌های اراضی
Figure 1. Location of the study area and land uses

الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد و مقدار کل فلزات سنگین به روش هضم با اسید نیتریک ۴ نرمال عصاره‌گیری (Gupta & Gupta, 1998) و غلظت کل Ni, Zn, Pb و Cu توسط دستگاه جذب اتمی مدل GBC 932AB plus.

برای تعیین غلظت زمینه محلی (طبیعی) از مناطق بکر و طبیعی که حتی الامقدور دور از فعالیت‌های انسانی قرار داشتند تعداد ۴۰ نمونه خاک جمع‌آوری شد. نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا خشک شده و از

این شاخص برای ارزیابی پتانسیل خطر زیست محیطی سمیت فلزات سنگین توسط هاکینسون (Hakanson, 1980) معرفی شد. از این شاخص به طور گسترده‌ای برای ارزیابی آلودگی خاک‌ها و رسوبات استفاده می‌شود (Liu *et al.*, 2020; Weerasundara *et al.*, 2018). PER بیان‌کننده حساسیت جوامع مختلف بیولوژیک به مواد سمی است و خطر بالقوه زیست محیطی ناشی از فلزات سنگین را نشان می‌دهد. این شاخص بر اساس معادله‌های (۴) و (۵) محاسبه می‌شود:

$$PER = \sum_{i=1}^m E_r \quad (4)$$

$$E_r = T_r \times C_f \quad (5)$$

که در آن E_r فاکتور پتانسیل خطر زیست محیطی، T_r فاکتور پاسخ سمیت برای هر فلز که برای As, Cd, Pb, Ni, Cu و Zn به ترتیب ۳۰، ۱۰، ۵، ۵، ۵ و ۱ است (Ogundele *et al.*, 2020). با توجه به ارزیابی جامع شاخص پتانسیل خطر زیست محیطی و در نظر گرفتن سطح سمیت فلزات سنگین، این شاخص معیار جامع‌تری را در مورد وضعیت آلودگی منطقه را نشان می‌دهد. هاکینسون برای E_r پنج کلاس و برای PER چهار کلاس تعریف کرده است که در جدول (۱) آورده شده است.

در اکثر موارد برای ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های آلودگی به مقدار زمینه ژئوشیمیایی (GB) نیاز است. کووالسکا و همکاران (Kowalska *et al.*, 2018) این اصطلاح را برای تشخیص غلظت‌های طبیعی فلزات سنگین در خاک از غلظت‌های غیرطبیعی معرفی کردند و دو نوع GB را متمایز کرده‌اند: مرجع و محلی (طبیعی). GB مرجع را می‌توان میانگین غلظت فلزات سنگین در منابع علمی در نظر گرفت که به دلیل تفاوت در محل و نوع خاک متفاوت است. GB محلی، غلظت فلزات سنگین تحت تأثیر فرآیندهای طبیعی مشخصه یک منطقه خاص است. برای جلوگیری از سردرگمی در انتخاب GB کووالسکا و همکاران (Kowalska *et al.*, 2018) و مازورک و همکاران (Mazurek *et al.*, 2019) استفاده از هر دو GB (مرجع و محلی) را برای مقایسه ارزیابی جامع آلودگی خاک پیشنهاد داده‌اند.

غلظت کادمیم توسط دستگاه جذب اتمی کوره گرافیتی مدل GBC Avanta Ultra Z و غلظت آرسنیک توسط دستگاه ICP OES, GBC Integra XL تعیین شد. اسیدیته نمونه‌های خاک (pH) و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در سوسپانسیون ۱:۲ آب به خاک، بافت خاک به روش هیدرومتری (Gee & Bauder, 1986)، ماده آلی با استفاده از روش اکسایش تر (Nelson & Sommers, 1983) و کربنات کلسیم معادل توسط روش تیتراسیون اسید و باز (Burt, 2004) اندازه‌گیری شد.

شاخص‌های ارزیابی آلودگی فلزات سنگین

شاخص فاکتور آلودگی (C_f)

این شاخص برای بررسی میزان آلودگی فلزات سنگین توسط هاکینسون (Hakanson, 1980) معرفی شد و بر اساس معادله (۱) محاسبه می‌شود:

$$C_f = \frac{C_{\text{heavy metal}}}{C_{\text{background}}} \quad (1)$$

که در آن $C_{\text{heavy metal}}$ غلظت اندازه‌گیری شده فلز سنگین در نمونه خاک (mg/kg) و $C_{\text{background}}$ غلظت زمینه‌ای فلز سنگین است. مجموع C_f برای همه فلزات نشان‌دهنده شاخص درجه آلودگی (C_d) است. (معادله ۲). چهار کلاس بر اساس شاخص C_f و C_d تعریف شده است که در جدول (۱) نشان داده شده است.

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f \quad (2)$$

شاخص بار آلودگی (PLI)

برای ارزیابی کیفیت خاک از نظر آلودگی فلزات سنگین، شاخص PLI شش فلز سنگین با استفاده از معادله (۳) محاسبه شد:

$$PLI = (C_{f1} \times C_{f2} \times C_{f3} \times \dots \times C_{fn})^{1/n} \quad (3)$$

که در آن C_f شاخص فاکتور آلودگی و n تعداد فلزات مورد بررسی است. اگر $PLI > 1$ نشان‌دهنده این است که منطقه آلوده است و اگر $PLI < 1$ هیچ آلودگی فلزی وجود ندارد (Tomlinson *et al.*, 1980).

شاخص پتانسیل خطر زیست محیطی (PER)

جدول ۱- شاخص‌ها و درجه‌های خطر آلودگی فلزات سنگین

Table 1. Indices and grades of risk for heavy metals

Grade of ecological risk	Potential ecological risk (PER)	Grade of ecological risk of individual metal	E_r
low	$65 < PER$	low	$40 < E_r$
moderate	$130 < PER \leq 65$	moderate	$80 < E_r \leq 40$
considerable	$260 < PER \leq 130$	considerable	$160 < E_r \leq 80$
Very high	$260 \geq PER$	high	$320 < E_r \leq 160$
		Very high	$320 \geq E_r$
Contamination degree of the environment	Degree of contamination (C_d)	Contamination degree of individual metal	Contamination factor (C_f)
low	$5 < C_d$	low	$1 < C_f$
moderate	$10 < C_d \leq 5$	moderate	$3 < C_f \leq 1$
considerable	$20 < C_d \leq 10$	considerable	$6 < C_f \leq 3$
high	$20 \geq C_d$	high	$6 \geq C_f$

(۴۰ نمونه) دارای توزیع نرمال نبودند، بر اساس مطالعات قبلی و بررسی‌های علمی، GB محلی به صورت میانه به علاوه دو برابر انحراف مطلق میانه ($meadian + 2MAD$) تعریف شد (Reimann & Garrett, 2005). مقادیر هر دو GB مرجع و محلی در جدول ۲ ارائه شده است.

در این مطالعه نیز از هر دو GB (مرجع و محلی) برای ارزیابی شاخص‌های آلودگی استفاده شد. از متوسط مقدار پوسته زمین به عنوان GB مرجع استفاده شد (Taylor, 1964). برای تعیین GB محلی با توجه به اینکه غلظت فلزات سنگین آنالیز شده در نمونه‌های جمع‌آوری شده

جدول ۲- مقادیر زمینه ژئوشیمیایی مرجع و محلی (طبیعی) فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

Table 2. Reference and local geochemical backgrounds values heavy metals (mg/kg)

Heavy metals	Reference geochemical background*	Local geochemical background	Minimum concentration of heavy metals
Cd	0.2	1.8	0.1
Pb	12.5	22.69	6.75
Cu	55	17.55	5.05
Ni	75	128.64	26.65
Zn	70	76.9	13.15
As	1.8	162.11	55.7

Taylor (1964)

تجزیه و تحلیل‌های آماری

توصیف آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS v22 صورت گرفت. به منظور تعیین منشأ احتمالی فلزات مورد بررسی از آنالیز تجزیه به مؤلفه‌های اصلی^۱ (PCA) استفاده شد. PCA معمولاً برای بررسی منشأ فلزات سنگین با توجه به منابع انسانی و مواد مادری به کار می‌رود. جهت تعیین و تشخیص مناسب بودن داده‌ها برای PCA از ضریب KMO استفاده شد که مقدار این ضریب همواره بین صفر و یک در نوسان است و هرچه ضریب KMO به یک نزدیکتر باشد، PCA معتبرتر است (Putri *et al.*, 2018). برای بررسی نرمال بودن داده‌ها و همگنی واریانس‌ها به ترتیب آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و آزمون لون مورد استفاده قرار گرفت. از آزمون پارامتریک مقایسه میانگین غلظت فلزات در کاربری‌ها استفاده شد. آزمون ناپارامتریک نیز برای مقایسه داده‌هایی که نرمال نبودند مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی و غلظت فلزات سنگین در کاربری‌های اراضی مختلف

برخی ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی خاک در کاربری‌های مختلف در جدول ۳ ارائه شده است. مقدار قابلیت هدایت الکتریکی در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی به ترتیب ۰/۴۲، ۰/۳۸ و ۰/۴۱ دسی‌زیمنس بر متر بود که به عنوان غیر شور طبقه‌بندی می‌شود (Soil Survey Staff, 2004). pH در جذب فلزات سنگین به عنوان یک پارامتر کلیدی عمل می‌کند. مقادیر pH در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی به دلیل وجود کربنات کلسیم کمی قلبیایی بودند، بنابر این انتظار می‌رود که از انحلال فلزات به دلیل رسوب در pH بالا کاسته

شود (Horváth *et al.*, 2015)، به عبارت دیگر جذب سطحی اغلب کاتیون‌های فلزی با افزایش pH افزایش می‌یابد. بالاترین مقدار ماده آلی (۱/۵ درصد) در خاک‌های کاربری کشاورزی مشاهده شد که علت آن استفاده از کودهای آلی و معدنی جهت مدیریت حاصلخیزی خاک است. بافت خاک نقش مهمی در جذب و آزادسازی فلزات دارد. به طور کلی خاک‌های درشت دانه (۲۰۰۰-۵۰ میکرون) تمایل کمتری برای جذب فلزات سنگین نسبت به خاک‌های ریز دانه (کمتر از ۵۰ میکرون) دارند، که این به دلیل سطح ویژه بالا و بار منفی رس‌ها است (Gabarrón *et al.*, 2019). تمام خاک‌های مورد مطالعه درصد مشابهی از رس را نشان دادند، اگر چه کاربری کشاورزی به دلیل درصد بیشتر رس نسبت به کاربری‌های دیگر تمایل بیشتری به جذب فلزات دارد.

جدول ۴ برخی ویژگی‌های آماری غلظت فلزات سنگین را در کاربری‌های مختلف نشان می‌دهد. میانگین غلظت As، Cd، Pb، Zn و Ni در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی بیشتر از میانگین خاک‌های جهانی بود (-Kebata Pendias, 2010). As بیشترین غلظت را در بین فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در همه کاربری‌ها نشان داد. میانگین غلظت As در کاربری کشاورزی، مرتع و صنعتی به ترتیب ۱۵۴، ۱۴۷/۵ و ۱۴۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. سطح بالای As در کاربری‌های فوق ناشی از منابع طبیعی، همچنین فعالیت‌های صنعتی (پالایشگاه، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی و معدن سرب و روی) در منطقه است.

وجود سطح قابل توجه اراضی کشاورزی در منطقه و استفاده از علف‌کش و کودهای مرغی توسط کشاورزان یکی دیگر از عوامل افزایش غلظت As است (Defarge *et al.*, 2018).

جدول ۳- ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک در کاربری‌های مختلف در منطقه مطالعاتی

Table 3. Physicochemical properties of soils under different land uses in the study area

Land use	pH	EC (dSm ⁻¹)	OM (%)	CCE (%)	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)	Soil texture class
Agriculture	7.5	0.42	1.5	26.6	30.1	38.8	31.1	Clay loam
Rangeland	7.6	0.38	0.9	29.7	26.3	40.1	33.6	loam
Industrial	7.4	0.41	0.9	25.8	24.5	37.9	37.6	loam

جدول ۴- برخی خصوصیات آماری غلظت فلزات سنگین (میلی گرم بر کیلوگرم) در کاربری‌های اراضی مختلف
Table 4- Some statistical properties of the concentration (mg/kg) of heavy metals in different land uses

Land use		Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	As
Agriculture	Min	0.1	6.8	5.3	26.7	13.4	66.5
	Max	3.65	252.3	24.6	172	858	357.2
	Mean*	1.1ab	34.2a	13.4a	92.6ab	87.5a	154a
	SD	0.7	35.5	3.1	29.5	109	46.5
Rangeland	Min	0.1	11.4	5.1	29.1	27.8	55.7
	Max	2.6	196.2	34.1	151.9	565.2	237.6
	Mean	1b	37.1a	13.4a	85.6b	115a	147.5a
	SD	0.7	40.4	5.1	40.6	121	40.6
Industrial	Min	0.2	12.9	8.1	47.8	13.2	89.6
	Max	2.75	256	18.7	165.4	676.9	232.8
	Mean	1.4a	56.5a	14.3a	104.6a	175.7a	140.4a
	SD	0.7	68.6	2.8	30.7	210.8	37.6
World-soil**		0.45	28	23	26	60	8.4

* میانگین‌های با حروف مشابه در هر ستون فاقد اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد هستند.

Mean similar letters in each column are not significantly different level ($P < 0.05$).

**Kebata-Pendias (2010)

زیست را تهدید کند. قدیمی و همکاران (Ghadimi *et al.*, 2019) بیان کردند که استفاده از حجم عظیمی مازوت در نیروگاه حرارتی شازند (غرب اراک)، روزانه بیش از ۴۵۰ تن انواع آلاینده‌های گوگردی، ترکیبات آلی و فلزات سنگین وارد اتمسفر شده که سبب ایجاد تأثیرات بسیار مخرب و زیان‌باری در محصولات تولیدی اراضی کشاورزی می‌شود و در دراز مدت صدمات جبران‌ناپذیری بر سلامت شهروندان خواهد شد.

روند تغییرات میانگین غلظت Pb در کاربری‌ها به صورت زیر به دست آمد: کشاورزی ($34/2$) $>$ (۳۷/۱) مرتع $>$ (۵۶/۵) صنعتی. میانگین غلظت Zn نیز در کاربری صنعتی، مرتع و کشاورزی به ترتیب ۱۷۵/۷، ۱۱۵ و ۸۷/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد. مقادیر بالای این فلزات نشان‌دهنده تأثیر ضایعات، باطله‌ها و زهکشی اسید معدن سرب و روی عمارت است. چنگ و همکاران (Cheng *et al.*, 2018) با ارزیابی غلظت فلزات سنگین در اراضی اطراف معدن سرب و روی در جنوب غربی چین، منشأ فلزات Zn، As، Cd و Pb را فعالیت‌های معدنی، باطله‌های معدن و ذرات غبار بیان کردند. همچنین انتشار گازهای خروجی از دودکش‌های نیروگاه حرارتی و پالایشگاه و پتروشیمی نیز از طریق رسوبات جوی باعث تجمع سرب در خاک‌های منطقه شده است. غلظت فلزات

تغییرات Cd در کاربری صنعتی بین ۰/۲ تا ۲/۷۵ و میانگین ۱/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که دارای اختلاف معنی‌دار ($p < 0.05$) با کاربری مرتع است. با مقایسه میانگین غلظت Cd با میانگین غلظت خاک‌های جهانی در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی مشاهده می‌شود که غلظت Cd به ترتیب ۲/۴، ۲/۲، ۳/۱ برابر بیشتر است. غلظت بالای Cd در خاک‌های مجاور نیروگاه‌های حرارتی و معادن سرب و روی در بسیاری از کشورها گزارش شده است (Hu *et al.*, 2019; Özkul, 2016). بیش از ۷۸٪ کل نمونه‌های خاک، غلظتی بیشتر از میانگین خاک‌های جهانی داشتند. غلظت Cd ممکن است به دلیل استفاده از کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات باشد که باعث تجمع Cd در خاک‌های منطقه می‌شود (Wang *et al.*, 2015). رسوبات اتمسفری و انتشار گازهای خروجی از نیروگاه حرارتی موجود در منطقه نیز ممکن است یکی دیگر از عوامل تجمع Cd در خاک‌های منطقه باشد. در اثر سوزاندن مواد نفتی مانند مازوت در نیروگاه حرارتی در منطقه، مقادیر زیادی فلزات سمی وارد اتمسفر می‌شود. از آن‌جا که Cd در مازوت ایران به طور طبیعی بالاست، بخشی از این آلودگی می‌تواند از طریق رسوب خشک و تر باعث تجمع در سطح خاک منطقه شده و از طریق انتقال توسط زنجیره غذایی سلامت انسان و محیط

کاربری‌ها حداکثر شاخص C_f مربوط به As بود که بیان کننده سطح زیاد آلودگی ($C_f \geq 6$) است. در همه کاربری‌ها شاخص C_d سطح آلودگی زیاد را نشان داد ($C_d \geq 20$). بر اساس شاخص C_f و استفاده از GB مرجع، Cd در کاربری کشاورزی و مرتع دارای سطح قابل توجه آلودگی و در صنعتی سطح زیاد آلودگی را نشان داد. Pb در کشاورزی و مرتع و Ni و Zn در همه کاربری‌ها سطح آلودگی متوسط را نشان دادند. در صنعتی سطح آلودگی Pb قابل توجه بود. در همه کاربری‌ها Cu سطح آلودگی اندکی را نشان داد. بیش از ۷۱٪ نمونه‌های خاک آلودگی قابل توجهی را برای Cd نشان دادند، درحالی‌که ۱۰۰٪ نمونه‌های خاک سطح آلودگی زیادی را برای As نشان دادند که خطر بالقوه‌ای را برای اکوسیستم‌های اطراف ایجاد می‌کنند. اگر GB محلی برای محاسبه شاخص فاکتور آلودگی در نظر گرفته شود، روند تغییرات C_f فلزات سنگین در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی به صورت: $Cd > Cu > Ni > As > Zn > Pb$ است. در همه کاربری‌ها شاخص C_d متوسط به دست آمد ($10 < C_d \leq 5$). بر اساس شاخص C_f و استفاده از GB محلی، Cu، Cd، As و Ni آلودگی اندک و Pb و Zn سطح آلودگی متوسطی را در هر کاربری نشان دادند.

مازورک و همکاران (Mazurek *et al.*, 2019) برای ارزیابی شاخص‌های آلودگی خاک‌های شهر کراکوف لهستان از هر دو GB (مرجع و محلی) استفاده کردند. نتایج آن‌ها نشان داد زمانی که GB مرجع استفاده می‌شود شاخص‌های آلودگی بیشتر از GB محلی به دست آمد، به طوری که شاخص C_d هنگامی که GB محلی و مرجع مورد استفاده قرار گرفت، به ترتیب کم و قابل توجه به دست آمد. نتایج حاصل از تحقیقات ایسلام و همکاران (Islam *et al.*, 2015) در خاک‌های با کاربری‌های مختلف بر اساس فاکتور آلودگی و GB مرجع حاکی از آن بود کادمیم، مس، سرب و آرسنیک در ۵۰٪ از نمونه‌های خاک در همه کاربری‌ها دارای آلودگی زیادی بودند. سهرابی‌زاده و همکاران (Sohrabizadeh *et al.*, 2020) در خاک‌های پیرامون معدن سرب و روی کوشک بافق، مقادیر فاکتور آلودگی را بر اساس GB محلی، برای فلزات کادمیم، مس، سرب و روی به ترتیب ۱/۵۶، ۰/۵۴، ۱/۵۹ و ۰/۵۴ گزارش کردند.

سنگین در کاربری‌های مختلف متفاوت است ولی اختلاف معنی‌داری ($p < 0.05$) بین غلظت As، Zn و Pb در کاربری‌ها مشاهده نشد. از طرف دیگر بر خلاف انتظار، مقادیر غلظت As در کاربری صنعتی کمتر از کشاورزی و مرتع است. یکی از دلایل آن احتمالاً انتشار فلزات سنگین از منابع آلاینده (پالایشگاه، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی و معدن سرب و روی) است که از طریق رسوبات اتمسفری و باد در خاک‌های منطقه تجمع پیدا می‌کنند، به عبارت دیگر تأثیر یکسان کاربری اراضی برای تجمع فلزات سنگین از طریق رسوبات اتمسفری است (Acosta *et al.*, 2011).

میانگین غلظت Cu در کاربری‌های مرتع و کشاورزی ۱۳/۴ و در صنعتی ۱۴/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که اختلاف معنی‌داری بین کاربری‌ها مشاهده نشد. غلظت Cu نیز در همه کاربری‌ها کمتر از میانگین خاک‌های جهانی بود. روند تغییرات غلظت Ni در کاربری صنعتی بین ۴۷/۸ تا ۱۶۵/۴ با میانگین ۱۰۴/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد که دارای اختلاف معنی‌دار ($p < 0.05$) با کاربری مرتع است که با نتایج قربانی و همکاران (Ghorbani *et al.*, 2015) مطابقت دارد. گبارن و همکاران (Gabarrón *et al.*, 2019) با مطالعه غلظت فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی، صنعتی، شهری و جنگل در جنوب شرقی اسپانیا به این نتیجه رسیدند که بین Cd، Zn و Cu در کاربری‌های فوق اختلاف معنی‌داری وجود ندارد. شان و همکاران (Shan *et al.*, 2013) بیان داشتند که Cu و Ni به عوامل ساختاری مانند مواد مادری خاک، هوازدگی و نوع خاک وابسته هستند که دارای رابطه ژئوشیمیایی قوی هستند. با توجه به عدم وجود منابع آلاینده این فلزات در منطقه مورد مطالعه، منشأ عمده این فلزات احتمالاً زمین‌شناسی و مواد مادری است.

شاخص فاکتور آلودگی (C_f)

مقادیر شاخص C_f برای هر فلز در هر کاربری و شاخص C_d بر اساس GB مرجع و محلی (طبیعی) در جدول ۵ ارائه شده است. در این تحقیق مقادیر شاخص فاکتور آلودگی متفاوت بود و به کاربرد مقادیر GB بستگی دارد. هنگامی که از GB مرجع استفاده شد، روند تغییرات C_f فلزات سنگین در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی به صورت: $Cu > Ni > Zn > Pb > Cd > As$ است. در همه

جدول ۵- مقادیر فاکتور آلودگی (C_f)، درجه آلودگی (C_d) و سطح آلودگی فلزات سنگین مورد بررسی در کاربری‌های اراضی مختلف

Table 5- Contamination factor (C_f), Degree of contamination (C_d) and pollution level of heavy metals in different land uses

	Contamination factor (C_f)						Degree of contamination (C_d)	Pollution level
Reference geochemical background								
Land use	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	As		
Agriculture	5.5	2.74	0.24	1.23	1.25	85.5	96.46	High
Rangeland	5	2.9	0.24	1.14	1.64	81.9	92.82	High
Industrial	7	4.52	0.26	1.39	2.51	78	93.68	High
Local geochemical background								
Land use	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	As		
Agriculture	0.61	1.5	0.76	0.71	1.14	0.94	5.66	Moderate
Rangeland	0.55	1.63	0.76	0.66	1.5	0.9	6	Moderate
Industrial	0.77	2.5	0.81	0.82	2.28	0.87	8.05	Moderate

مقادیر سیاه نشان‌دهنده سطح زیاد فاکتور آلودگی ($C_f \geq 6$) است.

Bold indicates high contamination factor ($C_f \geq 6$).

مطالعه قرار می‌گیرد در منطقه مشخص می‌شود و با توجه به این‌که غلظت همه فلزات به جز As در کاربری صنعتی بیشتر از کشاورزی و مرتع است؛ در نتیجه شاخص PLI دارای مقادیر بیشتری است. باقری و همکاران (Bagheri *et al.*, 2018) و سلگی و همکاران (Solgi *et al.*, 2020) نیز میانگین شاخص بار آلودگی را بیشتر از یک گزارش کردند.

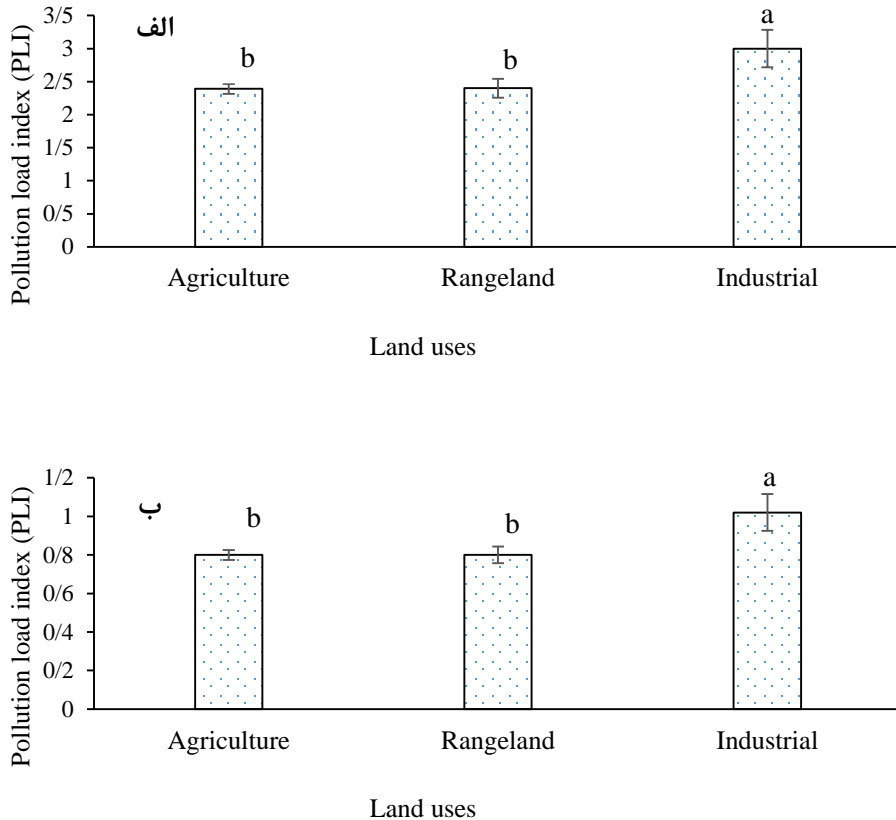
شاخص پتانسیل خطر زیست محیطی (PER)

میانگین مقادیر E_r فلزات سنگین بر اساس GB مرجع، در هر کاربری به صورت: $As > Cd > Pb > Ni > Zn > Cu$ است (جدول ۶). مقادیر E_r برای As در هر سه کاربری بیشتر از ۳۲۰ به دست آمد که با توجه به طبقه‌بندی خطر زیستی، سطح خیلی زیاد فاکتور پتانسیل خطر زیست محیطی را نشان می‌دهند. مقادیر E_r برای Cd در کاربری صنعتی و کشاورزی بین ۱۶۰ تا ۳۲۰ محاسبه شد که بیان‌کننده سطح زیاد آلودگی است. As و Cd بر اساس پتانسیل خطر در زنجیره غذایی در گروه ۴ قرار می‌گیرند. عناصر این گروه بالاترین خطر را برای آلودگی زنجیره غذایی دارند، همچنین به خاطر فاکتور پاسخ سمیت (T_r) بالا نسبت به عناصر دیگر تهدیدی برای محیط زیست هستند و می‌توانند سلامت انسان را به خطر بیندازند (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018).

مقادیر C_d در کاربری‌های صنعتی، کشاورزی و مرتع به ترتیب ۱۹/۷، ۱۷/۵ و ۱۶/۹ به دست آمد که نشان‌دهنده سطح قابل توجه آلودگی ($10 \leq C_d < 20$) است. کمویمبا و همکاران (Kumwimba *et al.*, 2016) مقدار شاخص درجه آلودگی را بر مبنای GB مرجع در اراضی کشاورزی، بایر، کنار جاده و مسکونی سیچوان (چین) به ترتیب ۹/۶۸، ۸/۹۶، ۱۰/۷۷ و ۱۱/۵۶ و میانگین ۱۰/۲۴ به دست آوردند که بیان‌کننده سطح آلودگی قابل توجه شاخص درجه آلودگی است.

شاخص بار آلودگی (PLI)

بر اساس GB مرجع، در کاربری‌های صنعتی، کشاورزی و مرتع میانگین شاخص بار آلودگی (PLI) بیشتر از یک بود که بیان‌کننده آلودگی منطقه است (شکل ۲-الف). مقدار شاخص بار آلودگی برابر صفر بیان‌کننده شرایط ایده‌آل است، مقدار یک سطح پایه آلودگی را نشان می‌دهد و مقادیر بالاتر روند تدریجی تخریب خاک در اثر آلودگی فلزات سنگین را نشان می‌دهد (Rashed, 2010). روند این شاخص در کاربری‌های اراضی به صورت زیر است: کشاورزی ($2/39$) $>$ (۲/۴) مرتع $>$ (۳) صنعتی. در حالی که بر اساس GB محلی شاخص PLI در کاربری‌های صنعتی، مرتع و کشاورزی به ترتیب ۱/۰۲، ۰/۸ ~ ۰/۸ بود. مقایسه میانگین شاخص PLI در کاربری‌های مختلف نشان داد که این شاخص در کاربری صنعتی به طور معنی‌داری ($p < 0/05$) بیشتر از دو کاربری دیگر است. مزیتی که این شاخص نسبت به شاخص‌های آلودگی دیگر دارد در این است که در این شاخص ریسک آلودگی به همه فلزاتی که مورد



شکل ۲- مقادیر شاخص بار آلودگی (PLI) بر اساس الف (GB مرجع و ب) محلی در کاربری‌های اراضی مختلف (Reimann & Garrett, 2005؛ Taylor, 1964)

Figure 2. Pollution load index (PLI) values based on reference and local GB in different land uses (Reimann & Garrett, 2005 Taylor, 1964)

میانگین‌های با حروف مشابه فاقد اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد هستند.
Mean similar letters are not significantly different level ($P < 0.05$).

متوسط در منطقه است. بر اساس نظرات کووالسکا و همکاران (Kowalska *et al.*, 2018) تفسیر PER برای فرآیندهای تصمیم‌گیری و مدیریت منابع طبیعی ضروری است و بر اساس این که سطوح سمی، حساسیت زیست محیطی و هم‌افزایی بین فلزات سنگین را در نظر می‌گیرد، یکی از شاخص‌های آلودگی مفید است. مقایسه GB مرجع و محلی در محاسبه شاخص‌های آلودگی نشان داد که تفاوت روشنی از نظر میزان آلودگی در کاربری‌های کشاورزی، مرتع و صنعتی وجود داشت. به عنوان یک مقایسه کلی می‌توان بیان کرد که GB مرجع نسبت به محلی پایدارتر و جهانی‌تر است و امکان مقایسه شاخص‌های آلودگی خاک را در سراسر جهان را فراهم می‌آورد.

بر اساس GB محلی، تغییرات E_r در هر کاربری به صورت $Cd > As > Pb > Cu > Ni > Zn$ است. مقادیر E_r همه فلزات و میانگین PER در هر کاربری سطح آلودگی کمی را نشان می‌دهد. میانگین PER هنگامی که GB محلی مورد استفاده قرار گرفت کمتر به دست آمد که با نتایج گاسیورک و همکاران (Gašiorek *et al.*, 2017) مطابقت دارد. این به این دلیل است که GB محلی می‌تواند به شدت تحت تأثیر عوامل انسانی قرار گیرد، در نتیجه مقادیر GB بیشتری را برآورد کند (Chen *et al.*, 2005). ژائو و همکاران (Zhao *et al.*, 2020) مقدار E_r فلزات Cd ، Cu ، Zn ، Pb ، Ni و Cr را به ترتیب ۰/۸۱، ۰/۶۷، ۰/۸۵/۵۱، ۰/۸۱، ۰/۶۷، ۰/۸۵/۵۱ محاسبه کردند و مقدار PER را ۱۰۳، ۴/۹۴، ۳/۸۸ و ۱/۱۸ محاسبه کردند و مقدار PER را ۱۰۳ گزارش کردند که نشان‌دهنده خطر زیست محیطی

جدول ۶- مقادیر فاکتور پتانسیل خطر زیست محیطی (E_r)، شاخص پتانسیل خطر زیست محیطی (PER) و سطح آلودگی فلزات سنگین مورد بررسی در کاربری‌های اراضی مختلف

Table 6- Potential ecological risk factor (E_r), Potential ecological risk (PER) and pollution level of heavy metals in different land uses

Potential ecological risk factor (E_r)		Potential ecological risk (PER)					Pollution level	
Reference geochemical background								
Land use	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	As		
Agriculture	165	13.7	1.2	6.15	1.25	855	1042.2	Very high
Rangeland	150	14.5	1.2	5.7	1.64	819	992.04	Very high
Industrial	210	22.6	1.3	6.95	2.51	780	1023.4	Very high
Local geochemical background								
Land use	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	As		
Agriculture	18.3	7.5	3.8	3.55	1.14	9.4	43.69	Low
Rangeland	16.5	8.15	3.8	3.3	1.5	9	39.28	Low
Industrial	23.1	12.5	4.06	4.05	2.28	8.7	54.69	Low

مقادیر سیاه شده نشان‌دهنده سطح خیلی زیاد فاکتور پتانسیل خطر زیست محیطی ($E_r \geq 320$) است.

Bold indicates very high potential ecological risk factor ($E_r \geq 320$).

هستند. ایشان منشأ این فلزات را کارخانه فرآوری معدن ایرانکوه بیان کردند. همچنین به علت 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 خاک های منطقه شده است.

مؤلفه دوم می‌تواند به عنوان مؤلفه زمین‌شناسی بیان شود. با توجه به عدم وجود منابع آلاینده این فلزات در منطقه مورد مطالعه، همچنین شاخص فاکتور آلودگی کم برای این فلزات می‌توان بیان کرد که این فلزات احتمالاً از منابع زمین‌شناسی و مواد مادری است (Taati *et al.*, 2017; Ke *et al.*, 2020). با توجه به مقادیر زیاد شاخص C_f و خیلی زیاد E_r در کاربری‌های اراضی بر اساس GB مرجع، As ممکن است منشأ متفاوتی از چهار عنصر دیگر داشته باشد و در مؤلفه سوم قرار گرفت. As در خاک ممکن است نه تنها از منابع طبیعی مانند فرسایش یا هوازدگی سنگ‌ها باشد، بلکه از فعالیت‌های انسانی شامل خروج گازهای صنعتی (پالایشگاه، پتروشیمی و نیروگاه) منطقه مورد مطالعه، معدن کاری، آبیاری با لجن فاضلاب و غبارات اتمسفری نیز باشد. با بررسی نقشه زمین منطقه مشخص شد که هیچ واحد زمین‌شناسی در منطقه وجود ندارد که حاوی مقادیر زیادی فلز سنگین باشد، از سوی دیگر بیشتر واحدهای زمین‌شناسی منطقه دارای سنگ آهک هستند که حاوی مقادیر کمی آرسنیک می‌باشند

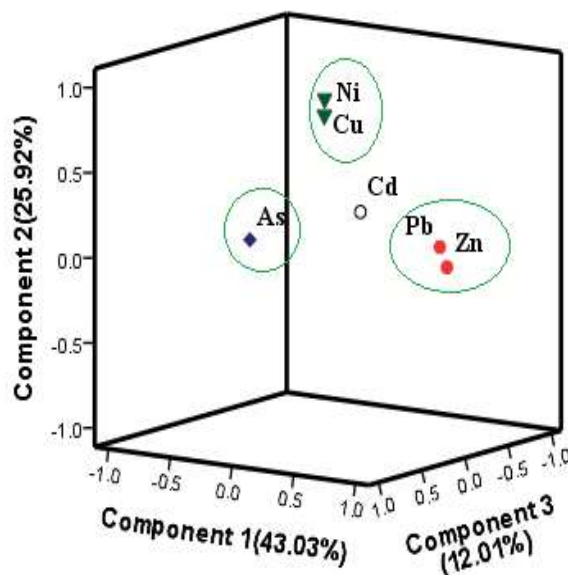
تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA)

در این پژوهش ضریب KMO (۰/۶۱۶) و تست بارتلت (۵۶۷/۵۸، $p=0/000$) به دست آمد، که نشان داد داده‌ها برای آنالیز PCA مناسب است. در این تحقیق سه مؤلفه (PCs) بعد از چرخش واریانس استخراج شد که ۸۱ درصد از واریانس کل را تبیین می‌کند (شکل ۳). مؤلفه اول شامل Zn و Pb است. در این مؤلفه مقدار بار چرخش یافته ($>0/7$) برای Zn و Pb به ترتیب ۰/۹۴۹ و ۰/۹۴۴ می‌باشد که ۴۳/۰۳ درصد از واریانس کل را تبیین می‌کند. مؤلفه دوم شامل Ni و Cu به ترتیب با بار عاملی ۰/۸۶۷ و ۰/۸۷۳ است که ۲۵/۹۲ درصد از واریانس کل را تبیین می‌کند. As اساساً توسط مؤلفه سوم با بار عاملی ۰/۹۶۹ نشان داده شد، که ۱۲/۰۱ درصد از واریانس کل را به خود اختصاص داد. مؤلفه اول به علت مقدار بالای بار عاملی Zn و Pb، منشأ این فلزات را می‌توان به فعالیت های انسانی نسبت داد. میانگین غلظت این فلزات بیشتر از میانگین غلظت خاک‌های جهانی است: و شاخص

فاکتور آلودگی برای این فلزات در همه کاربری‌ها سطح آلودگی متوسط را نشان می‌دهد. بنابراین، منشأ این فلزات ممکن است از ضایعات، باطله‌ها و زهکشی اسید معدن سرب و روی عمارت باشد. نتایج حاصل از مطالعه ابویان جهرمی و همکاران (Abouian Jahromi *et al.*, 2017) در خاک‌های سطحی اطراف کارخانه سرب و روی ایرانکوه نشان داد که فلزات سرب و روی در ارتباط با یک خوشه

دو مؤلفه حاصل می‌شود. بار عاملی Cd در مؤلفه اول و دوم به ترتیب ۰/۵۱ و ۰/۴۶ است، بنابراین دارای منابع مختلط است و توسط عوامل زمین شناختی و انسانی کنترل می‌شود. بار عاملی Cd در مؤلفه اول بیشتر از مؤلفه دوم است با توجه به سطح گسترده زمین‌های کشاورزی در منطقه مورد مطالعه، منشأ Cd در منطقه نیز ممکن است ناشی از غبارات اتمسفری و انتشار گازهای خروجی از نیروگاه حرارتی و مصرف کودهای فسفر باشد. Cd معمولاً در کودهای فسفره یافت می‌شود زیرا Cd معمولاً به عنوان ناخالصی در سنگ‌های فسفاتیک موجود است (Zhuang *et al.*, 2020). Cd به عنوان یک عنصر نشانگر در فعالیتهای کشاورزی در نظر گرفته می‌شود که شامل استفاده از کودهای شیمیایی و کودهای دامی و ... است. از طرف دیگر کودهای دامی غلظت قابل توجهی از Cd را دارند، بنابر این آن‌ها ممکن است همچنین منبع مهمی از تجمع Cd در خاک باشد. لو و همکاران (Luo *et al.*, 2009) بیان کردند که فعالیتهای کشاورزی ۶۳ درصد از کل موجودی سالیانه Cd خاک‌های کشاورزی را اختصاص می‌دهد.

(Aloway, 2013). با توجه به سطح زیاد اراضی کشاورزی در منطقه و استفاده از علف‌کش‌هایی از قبیل گلایفوزیت (رانداپ) و اکسپرس برای از بین بردن علف‌های هرز توسط کشاورزان که حاوی آرسنیک هستند سبب افزایش غلظت آن در خاک‌های اراضی کشاورزی می‌شود (Defarge *et al.*, 2018). تحقیقات نشان داده است که کودهای مرعی دارای میزان آرسنیک قابل توجهی نسبت به سایر کودها می‌باشند (Touzandejani *et al.*, 2017). وجود واحدهای مرغداری در منطقه و استفاده از کودهای مرعی 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 دراز مدت داشته است (Aloway, 2013). طاعتی و همکاران (Taati *et al.*, 2021) سهم هر یک از منابع آلاینده آرسنیک و سایر فلزات سنگین را در غبارات اتمسفری مناطق صنعتی اراک مورد بررسی قرار دادند و نتیجه گرفتند که سهم منابع طبیعی، منبع حمل و نقل، منبع صنعتی و معدن‌کاری در آلاینده‌گی آرسنیک در منطقه به ترتیب ۲۰/۳٪، ۱۷/۶٪، ۵۶/۵٪ و ۵/۶٪ است. هنگامی که یک عنصر در مؤلفه‌های اصلی مختلف دارای بار عاملی مشابه است می‌توان نتیجه گرفت که آن از منشأ



شکل ۳- تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) فلزات سنگین در خاک‌های جمع‌آوری شده از کاربری‌های اراضی مختلف
Figure 3. Principal component analysis (PCA) of heavy metal in soils collected from different land uses

فلزات بودند. آنالیز PCA نشان داد که Zn و Pb از فعالیتهای معدن عمارت و عبارات اتمسفری به علت گازهای خروجی از صنایع منطقه منشأ می‌گیرند؛ درحالیکه Cu و Ni عمدتاً ارتباط با زمین شناسی منطقه دارند و As دارای منابع مختلفی از جمله: عوامل طبیعی، گازهای صنعتی، معدن کاری، علف‌کش‌ها و استفاده از کودهای مرغی و عبارات اتمسفری است. منشأ Cd نیز عمدتاً از فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی است. با توجه به نقش مهم زمینه GB مناسب در ارزیابی آلودگی خاک، استفاده از GB مرجع و محلی برای ارزیابی جامع شاخص‌های آلودگی خاک پیشنهاد می‌شود.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این تحقیق نشان داد که میانگین غلظت As، Cd، Ni، Pb و Zn در همه کاربری‌ها بیشتر از میانگین خاک‌های جهانی بود. مقایسه میانگین غلظت فلزات در کاربری‌های مختلف نشان از تأثیر یکسان کاربری اراضی بر تجمع و غلظت As، Pb، Zn و Cu دارد، ولی در مورد Ni و Cd بیان‌کننده تأثیر متفاوت کاربری اراضی بر تجمع این فلزات است. ارزیابی شاخص‌های Cd، شاخص PLI و شاخص PER بر اساس GB مرجع نشان داد سطح آلودگی در منطقه مورد مطالعه زیاد است؛ As و Cd نیز در همه کاربری‌ها دارای بیشترین سمیت نسبت به دیگر

Reference

- Abouian Jahromi M., Khodadadi A., Jamshidi Zanjani A., and Shafeezadeh Moghadam H. 2017. Qualitative mapping of surface soil contamination around Irankou Lead_Zinc mine. *Iranian Journal of Mining Engineering*, 12(37): 65-79. (In Persian).
- Acosta J.A., Faz A., Martínez-Martínez S., and Arocena J.M. 2011. Enrichment of metals in soils subjected to different land uses in a typical Mediterranean environment (Murcia City, southeast Spain). *Applied Geochemistry*, 26(3): 405-414.
- Afshari A., Khademi H., and Ayoubi S. 2016. The fractionation of some heavy metals in calcareous soils affected by land uses of central area of Zanjan Province (Northwest of Iran). *Journal of Water and Soil*, 30(5): 1489-1501. (In Persian)
- Alloway B. 2013. Heavy Metals in Soils. Springer, Dordrecht. 613p.
- Bagheri Y.R., Meskini-Vishkaee F., Mohammad Esmaeil Z., Saadat S., and Rezaei H. 2018. Evaluating and mapping the environmental risk of soil heavy metals using by contamination indexes in the Tehran south farms. *Journal of natural environment*, 70(4): 857-868. (In Persian)
- Burt R. 2004. Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations report no. 42, version 4.0. *Natural Resources Conservation Service, US Department of Agriculture, Washington, DC*. 42, Version 4.0. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Chen T.B., Zheng Y.M., Lei M., Huang Z.C., Wu H.T., Chen H., and Tian Q.Z. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, 60: 542-551.
- Cheng X., Danek T., Drozdova J., Huang Q., Qi W., Zou L., Yang S., Zhao X., and Xiang Y. 2018. Soil heavy metal pollution and risk assessment associated with the Zn-Pb mining region in Yunnan, Southwest China. *Environmental monitoring and assessment*, 190(4): 1-16.
- Defarge N., De Vendômois J.S., and Séralini G.E. 2018. Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology reports*, 5: 156-163.
- Esmaeili A., Moore F., Keshavarzi B., Jaafarzadeh N., and Kermani M. 2014. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. *Catena*, 121: 88-98.
- Gabarrón M., Zornoza R., Martínez-Martínez S., Muñoz V.A., Faz Á., and Acosta J.A. 2019. Effect of land use and soil properties in the feasibility of two sequential extraction procedures for metals fractionation. *Chemosphere*, 218: 266-272.
- Gąsiorek M., Kowalska J., Mazurek R., and Pająk M. 2017. Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland). *Chemosphere*, 179: 148-158.
- Gee G.W., and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. *Methods of soil analysis. Part, 1*, pp.383-409.
- Ghadimi F., Ghomi M., and Mohammadi Valikhandi E. 2019. Evaluation of Soil Contamination to Heavy Metals around the Shazand Power Plants Using Statistical and Geo Statistical Analysis. *Journal of Environmental Science and Technology*, 21(5): 139-153. (In Persian)

- Ghorbani H., Hafezi Moghadas N., and Kashi H. 2015. Effects of land use on the concentrations of some heavy metals in soils of Golestan Province, Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 17: 1025-1040.
- Gupta U.C., and Gupta S.C. 1998. Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29(11-14): 1491-1522.
- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8): 975-1001.
- Horváth A., Szűcs P., and Bidló A. 2015. Soil condition and pollution in urban soils: evaluation of the soil quality in a Hungarian town. *Journal of soils and sediments*, 15(8): 1825-1835.
- Hu J., Lin B., Yuan M., Lao Z., Wu K., Zeng Y., Liang Z., Li H., Li Y., Zhu D., and Liu J. 2019. Trace metal pollution and ecological risk assessment in agricultural soil in Dexing Pb/Zn mining area, China. *Environmental geochemistry and health*, 41(2): 967-980.
- Islam S., Ahmed K., and Masunaga S. 2015. Potential ecological risk of hazardous elements in different land-use urban soils of Bangladesh. *Science of the Total Environment*, 512: 94-102.
- Kabata-Pendias A. 2010. Trace elements in soils and plants. CRC press, Boca Raton, USA. 520p.
- Ke X., Gui S., Huang H., Zhang H., Wang C., and Guo W. 2017. Ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediment from the Liaohe River protected area, China. *Chemosphere*, 175: 473-481.
- Kowalska J.B., Mazurek R., Gąsiorek M., and Zaleski T. 2018. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental geochemistry and health*, 40(6): 2395-2420.
- Kowalska J.B., Mazurek R., Gąsiorek M., and Zaleski T. 2018. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(6): 2395-2420.
- Kumwimba M.N., Zhu B., Wang T., and Muyembe D.K. 2016. Distribution and risk assessment of metals and arsenic contamination in man-made ditch sediments with different land use types. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24): 24808-24823.
- Liu K., Li C., Tang S., Shang G., Yu F., and Li Y. 2020. Heavy metal concentration, potential ecological risk assessment and enzyme activity in soils affected by a lead-zinc tailing spill in Guangxi, China. *Chemosphere*, 251: 1-12.
- Lu Q., Wang S., Bai X., Liu F., Li C., Deng Y., and Tian S. 2020. Quantitative assessment of human health risks under different land uses based on soil heavy metal pollution sources. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 27(2): 327-343.
- Luo L., Ma Y., Zhang S., Wei D., and Zhu Y.G. 2009. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management*, 90(8): 2524-2530.
- Mazurek R., Kowalska J.B., Gąsiorek M., Zadrożny P., and Wiczorek J. 2019. Pollution indices as comprehensive tools for evaluation of the accumulation and provenance of potentially toxic elements in soils in Ojców National Park. *Journal of Geochemical Exploration*, 201: 13-30.
- Mehr M.R., Keshavarzi B., Moore F., Sharifi R., Lahijanzadeh A., and Kermani M. 2017. Distribution, source identification and health risk assessment of soil heavy metals in urban areas of Isfahan province, Iran. *Journal of African Earth Sciences*, 132: 16-26.
- Nelson D.W., and Sommers L. 1983. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties*, 9: 539-579.
- Ogundele L.T., Ayeku P.O., Adebayo A.S., Olufemi A.P., and Adejoro I.A. 2020. Pollution Indices and Potential Ecological Risks of Heavy Metals in the Soil: A Case Study of Municipal Wastes Site in Ondo State, Southwestern, Nigeria. *Polytechnica*, 3: 78-86.
- Özkul C. 2016. Heavy metal contamination in soils around the Tunçbilek thermal power plant (Kütahya, Turkey). *Environmental monitoring and assessment*, 188(5): 1-12.
- Putri M.S.A., Lou C.H., Syai'in M., Ou S.H., and Wang Y.C. 2018. Long-term river water quality trends and pollution source apportionment in Taiwan. *Water*, 10(10): 1-17.
- Rai P.K., Lee S.S., Zhang M., Tsang Y.F., and Kim K.H. 2019. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment international*, 125: 365-385.

- Rashed M.N. 2010. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *Journal of hazardous materials*, 178: 739–746.
- Reimann C., and Garrett R.G. 2005. Geochemical background-concept and reality. *Science of the Total Environment*, 350: 12–27.
- Rodríguez-Eugenio N., McLaughlin M., and Pennock D. 2018. Soil pollution: a hidden reality. FAO, 144p.
- Rojas R.V., Achouri M., Maroulis J., and Caon L. 2016. Healthy soils: a prerequisite for sustainable food security. *Environmental Earth Sciences*, 75(3): 1-10.
- Shan Y., Tysklind M., Hao F., Ouyang W., Chen S., and 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.
- Sohrabizadeh Z., Sodaiezhadeh H., Hakimizadeh M.A., Taghizadeh Mehrjardi R., and Ghanei Bafaqi M.J. 2020. Evaluation of heavy metal contamination in desert soils around Pb-Zinc Mine of Kushk, Bafq using pollution indicators and principal component analysis. *Journal of Geography and Environmental Planning*, 31(77): 16-34.(In Persian)
- Soil Survey Staff. 2004. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Version No. 4.0. USDA-nrcs. Soil Survey Investigations Report No. 42. U.S. Govt. Print. Office, Washington, 407p.
- Solgi E., Beigmohammadi F., and Zamanian A. 2020. Application of pollution indices to investigate of heavy metals sequestration in soil (Case Study of Nahavand Cement Factory). *Applied Soil Research*. 8(3):188-201. (In Persian)
- Taati A., Salehi M.H., Mohammadi J., and Mohajer R. 2020. Assessment of pollution level, non-carcinogenic and carcinogenic risk of heavy metals on human health in surface soils of Arak industrial areas, Iran. *Iranian Journal of Health and Environment*, 13(2): 335-348. (In Persian).
- Taati A., Salehi M.H., Mohammadi J., Mohajer R., and Díez S. 2021. Human health risk assessment of arsenic and trace metals in atmospheric dust of Arak industrial area, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 36837-36849.
- Taati A., Salehi M.H., Mohammadi J., Mohajer R., and Díez S. 2020. Pollution assessment and spatial distribution of trace elements in soils of Arak industrial area, Iran: Implications for human health. *Environmental Research*, 187: 1-9.
- Taylor S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 28:1273–1285.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R., and Jeffrey D.W. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeresuntersuchungen*, 33(1-4): 566-575.
- Touzandejani F., Soffianian A., Mirghaffari N., and Soleimani M. 2017. Assessment of Arsenic Contamination Probability of Groundwater in HamedanBahar Basin Using Geostatistical Methods. *Journal of Water and Soil*, 30(3): 874-885. (In Persian)
- Wang L., Cui X., Cheng H., Chen F., Wang J., Zhao X., Lin C., and Pu X. 2015. A review of soil cadmium contamination in China including a health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(21): 16441-16452.
- Weerasundara L., Magana-Arachchi D.N., Ziyath A.M., Goonetilleke A., and Vithanage, M. 2018. Health risk assessment of heavy metals in atmospheric deposition in a congested city environment in a developing country: Kandy City, Sri Lanka. *Journal of environmental management*, 220: 198-206.
- Zhao K., Zhang L., Dong J., Wu J., Ye Z., Zhao W., Ding L., and Fu W. 2020. Risk assessment, spatial patterns and source apportionment of soil heavy metals in a typical Chinese hickory plantation region of southeastern China. *Geoderma*, 360: 1-11.
- Zhu Y., Zhao X., Lian J., and Chen M. 2016. Variation of Zn content in soils under different land-use types in the Hetao oasis, Inner Mongolia of China. *Journal of Arid Land* 8(6): 861-870.
- Zhuang Z., Mu H.Y., Fu P.N., Wan Y.N., Yu Y., Wang Q., and Li H.F. 2020. Accumulation of potentially toxic elements in agricultural soil and scenario analysis of cadmium inputs by fertilization: A case study in Quzhou county. *Journal of environmental management*, 269: 1-9.

Investigating the Origin and Potential Ecological Risk of Heavy Metals in Different Land-uses in West of Arak, Markazi Province

Abbas Taati^{1*}, Mohammad Hassan Salehi², Jahangard Mohammadi³, Reza Mohajer⁴

(Received: March 2021 Accept: December 2021)

Abstract

The aim of this study was to investigate the origin and potential ecological risk of heavy metals (arsenic (As), cadmium (Cd), lead (Pb), nickel (Ni), zinc (Zn) and Cu (copper)) in different land uses in West of Arak, Markazi Province. A total of 235 Surface soil samples were taken from the depth of 0-5 cm including 160, 46 and 29 samples from agricultural, rangeland and industrial land uses, respectively. The ranges of As, Pb, Zn, Ni, Cd and Cu in studied soils were 55.7–357.2, 6.8–256, 13.2–858, 26.7–172, 0.1–3.65 and 5.1–34.1 mg/kg, respectively. Comparison of the mean concentration of heavy metals in different land uses indicative of the same influence of land use to metal accumulations of As, Pb, Zn and Cu, but in the case of Ni and Cd showed that a differential influence of land use the distribution of these metals in the soil. When the average amount of crust was used as a reference background, the C_f values of As in all land uses were higher than other metals, indicating high level of pollution of soils in this region. The index of PLI in land uses comprised, industrial (3) > rangeland (2.4) > agriculture (2.39), indicating the pollution and gradual destruction of soil. The mean PER based on reference and local GB showed very high and low pollution level in all land uses, respectively. Principal component analysis (PCA) showed that Pb and Zn originated from common anthropogenic sources related to industrialization and mining, whereas Cu and Ni are probably in associated with geological sources. Cd was mainly derived from the input of agricultural and industrial activities, and As should be attributed to natural resources, emissions from local industries, mining, herbicides and the use of poultry manure and atmospheric dust.

Keywords: Arak, Ecological risk, Land use, PCA, Pollution indices

Taati A., Salehi M.H., Mohammadi., J. and Mohajer R. 2023. Investigating the Origin and Potential Ecological Risk of Heavy Metals in Different Land-uses in West of Arak, Markazi Province. *Applied Soil Research*. 10(4): 120-135.

1. Ph.D. Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahrekord University

2. Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahrekord University

3. Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahrekord University

4. Assistant Professor, Department of Agriculture, Payame Noor Tehran University, Tehran, Iran

* Corresponding Author Email: taatyabbas@yahoo.com