



ارزیابی آلودگی و منشأ برخی عناصر سنگین در خاک‌های کشاورزی جنوب سبزوار، شمال شرق ایران

آرزو قاسم‌زاده^۱، علیرضا کریمی^{۲*}، عاطفه ضیایی^۳ و امیر فتوت^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه فردوسی مشهد، ^۲ استاد گروه علوم خاک، دانشگاه فردوسی مشهد،

^۳ دانش‌آموخته دکتری گروه علوم خاک، دانشگاه فردوسی مشهد

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۱/۳۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۱/۱۱

چکیده

سابقه و هدف: فلزات سنگین به‌طور طبیعی از فرایندهای خاک‌سازی در طی هوادیدگی مواد مادری، یا از طریق فعالیت‌های انسانی وارد محیط خاک می‌شوند. تعیین منبع آلودگی فلزات سنگین در خاک کشاورزی برای مدیریت بهتر آن‌ها ضروری است. هدف این مطالعه بررسی وضعیت آلودگی خاک به عناصر سنگین انتخابی و تعیین منشأ آن‌ها در بخشی از اراضی کشاورزی جنوب سبزوار بود.

مواد و روش‌ها: منطقه مورد مطالعه در امتداد کمربند افیولیتی در جنوب شهرستان سبزوار، شمال شرقی ایران واقع شده است. نمونه خاک‌های سطحی از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متر از اراضی زیر کشت تا فاصله ۲ کیلومتری از جاده اصلی جمع‌آوری شد. هم‌چنین سه خاک‌رخ در فواصل ۱ کیلومتری مطالعه شد و تعداد ۵ نمونه از اعماق صفر تا ۲۰، ۴۰-۶۰، ۶۰-۸۰، ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متری هر خاک‌رخ برداشت شد. غلظت کل عناصر آلومینیوم، آهن، منگنز، نیکل، کروم، روی، مس، سرب و کادمیم توسط دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. شاخص‌های آلودگی برای فلزات سنگین آهن، منگنز، نیکل، کروم، روی، مس، سرب و کادمیم محاسبه شد. تکنیک‌های آماری چند متغیره برای ارزیابی منشأ عناصر سنگین استفاده شد.

یافته‌ها: میانگین غلظت نیکل، کروم، منگنز، مس و روی در خاک سطحی به ترتیب ۳۰۶/۲، ۲۱۷/۵، ۷۸۱/۴، ۲۶۸/۳ و ۳۰۲/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم در مقادیر بالاتر از استانداردهای خاک کشاورزی اتحادیه اروپا (EU)، سازمان بهداشت جهانی (WHO) و استاندارد حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) بود. کادمیم با میانگین غلظت ۲/۷ میلی‌گرم در کیلوگرم بالاتر از استانداردهای WHO و USEPA و سرب نیز با میانگین ۱۸/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم بالاتر از استاندارد USEPA بود. براساس ضرایب همبستگی پیرسون، نیکل همبستگی مثبت و معنی‌داری با کروم ($P < 0/01$) نشان داد. همبستگی مثبت ($P < 0/05$) بین سرب و کادمیم و هم‌چنین همبستگی مثبت و معنی‌دار ($P < 0/01$) مس و روی می‌تواند نشان‌دهنده منبع مشترک این عناصر باشد. بر اساس تجزیه و تحلیل مؤلفه اصلی (PCA)، سه مؤلفه، ۷۶/۹۷ درصد از کل واریانس را به خود اختصاص دادند. با توجه به شاخص‌های آلودگی (فاکتور غنی‌شدگی و شاخص زمین‌انباشتگی)، کادمیم، مس و نیکل در محدوده آلودگی شدید هستند. شاخص خطرات اکولوژیک بالقوه نیز نشان داد که کادمیم و مس مهم‌ترین آلاینده‌های مسئول مخاطرات اکولوژیک می‌باشند.

* مسئول مکاتبه: karimi-a@um.ac.ir

نتیجه‌گیری: نتایج همبستگی و تحلیل‌های آماری چندمتغیره، طبقه‌بندی عناصر سنگین مورد بررسی را در سه گروه، (Cr، Mn و Ni)، (Zn و Cu) و (Pb و Cd) نشان داد که می‌تواند دلیلی بر منشأ یکسان آن‌ها باشد. مقادیر بالای کادمیم و نیکل در خاک، براساس شاخص غنی‌شدگی، زمین‌انباشت و خطرات اکولوژیک، به ترتیب به کاربردهای طولانی‌مدت و گسترده کودهای شیمیایی، انتشارات ترافیکی و مواد مادری افیولیتی نسبت داده شد؛ در حالی که مقدار بالای این شاخص‌ها برای مس به منشأ دوگانه انسان‌زاد و زمین‌زاد ارتباط داده شد. در صورت عدم رعایت ملاحظات زیست‌محیطی، مانند نبود اعمال مدیریت صحیح در منطقه، در درازمدت صدمات جبران‌ناپذیری به چرخه محیط زیست وارد خواهد شد. بنابراین، ضروری به نظر می‌رسد که تصمیماتی در راستای کاهش این آلودگی‌ها و نیز در صورت امکان حذف آن‌ها اتخاذ گردد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، خاک‌های کشاورزی، سنگ‌های فوق بازی، شاخص خطرات اکولوژیک

مقدمه

عناصر سنگین به خاک، فعالیت‌های صنعتی و شهری، استخراج معادن، کارخانجات و سوخت‌های فسیلی است (۲۸، ۲۳، ۵۸). گسترش قابل توجه شهرنشینی، باعث تنش در اکوسیستم خاک است (۲۱). به‌ویژه، آلودگی عنصری در خاک‌های کشاورزی به دلیل تأثیر مضر بر امنیت مواد غذایی توجه دانشمندان را در سراسر جهان به خود جلب کرده است (۵۹، ۳۷، ۳۳، ۱۷). تقی‌پور و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که در همدان، نیکل، کروم و کبالت از مواد مادری و مس علاوه بر منشأ طبیعی، توسط فعالیت‌های انسانی نیز کنترل می‌شوند (۵۸). کریمی و همکاران (۲۰۱۷) بیش‌ترین غلظت عناصر سرب، روی و مس را در اراضی محدوده شهر مشهد با حداکثر انباشت در مرکز شهر گزارش کردند در حالی که نیکل در محدوده سنگ‌های فوق بازی بیش‌ترین مقدار را داشت (۲۹).

مجموعه‌های افیولیتی که عمدتاً از سنگ‌های فوق بازی تشکیل شده‌اند، دارای غلظت زیادی از عناصر نیکل، کروم، کبالت و منگنز است. به همین دلیل خاک‌هایی که مواد مادری آن‌ها به صورت درجا یا منتقل شده از این سنگ‌ها تشکیل شده باشد دارای غلظت‌های زیادی از این عناصر هستند و وضعیت آلودگی این خاک‌ها به عناصر سنگین گفته شده از

امروزه تجمع عناصر سنگین و آلودگی خاک‌های کشاورزی یکی از مهم‌ترین مباحث زیست‌محیطی در سطح جهان محسوب می‌شود که علاوه بر کاهش کیفیت محصولات کشاورزی، پایداری محصولات کشاورزی را دچار مخاطره می‌کند (۹، ۵۸، ۴۴، ۳۱). عناصر سنگین از راه‌های مختلف وارد زنجیره غذایی انسان می‌شوند و به دلیل داشتن اثرات سمی، خطرات جدی را برای سلامت انسان ایجاد می‌کنند (۳۶، ۳۴، ۲۵، ۵۸). عناصر سنگین از دو منبع زمین‌زاد و انسان‌زاد وارد خاک می‌شوند (۶۳، ۵۳، ۲۴، ۴۹). در بیش‌تر خاک‌ها منشأ اصلی عناصر سنگین در خاک مواد مادری است (۴۸، ۵۱). مواد مادری بسته به شرایط تشکیل و جنس، دارای مقادیر متفاوتی از عناصر سنگین هستند. فرایندهای خاک‌سازی هم می‌توانند در جریان تشکیل خاک، باعث تهی شدن یا غنی شدن افق‌ها نسبت به برخی از عناصر شوند (۴۴، ۳). منابع انسانی تولیدکننده عناصر سنگین شامل فعالیت‌های کشاورزی به‌ویژه استفاده از کودهای شیمیایی و سموم که بسته به منبع تولید دارای مقادیر مختلفی از سرب، کادمیم، مس، آرسنیک و جیوه هستند (۲۴، ۱۳، ۲۸، ۲۶). منبع دیگر اضافه شدن

خراسان رضوی قرار گرفته است. از لحاظ زمین‌شناسی بخشی از زون ساختاری شمال شرق ایران مرکزی یا به عبارتی دقیق‌تر بخشی از زون افیولیتی سبزوار به حساب می‌آید. مطابق نقشه زمین‌شناسی منطقه، کمربند افیولیتی بیشترین وسعت را در پهنه سبزوار تشکیل می‌دهد که به صورت نوار با روند تقریبی شمال‌غربی- جنوب‌شرقی قرار گرفته است (شکل ۱). منطقه مورد مطالعه در جنوب شهر سبزوار و در حاشیه جاده پر تردد تهران- مشهد قرار گرفته است. این محدوده در طول جغرافیایی $45^{\circ} 42' 57''$ تا $27^{\circ} 27' 57''$ و عرض جغرافیایی $36^{\circ} 11' 56''$ تا $36^{\circ} 12' 43''$ قرار گرفته است (شکل ۱). میانگین بارندگی سالانه منطقه $190/8$ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه $18/9$ درجه سانتی‌گراد است.

در این محدوده، که از نظر زمین‌شناسی یکنواخت و از رسوبات دوران چهارم پوشیده شده است. تعداد ۱۲ نمونه خاک سطحی تا امتداد ۲ کیلومتری جاده، از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری برداشت شد، در هر بخش نمونه‌برداری ترکیبی انجام شد؛ بدین منظور، در هر نقطه علاوه بر نقطه اصلی از چهار نقطه دیگر در رئوس یک مربع ۱۰ متری نیز نمونه برداشت شد و با یکدیگر ترکیب شدند.

به منظور بررسی تغییرات عمقی فلزات سنگین در خاک منطقه مورد مطالعه، با توجه به مواد مادری غالب منطقه ۳ خاکرخ در فواصل ۱ کیلومتری و به عمق ۱۰۰ سانتی‌متری مطالعه گردید و تعداد ۵ نمونه از اعماق صفر تا ۲۰، ۴۰-۲۰، ۶۰-۴۰، ۸۰-۶۰، ۸۰-۸۰ تا ۱۰۰-۸۰ هر خاکرخ برداشت شد. همچنین، جهت بررسی غلظت عناصر مورد بررسی در خاک بدون کشت، ۳ نمونه خاک تشکیل‌شده روی مواد مادری مشابه از سطح مناطق بدون کشت منطقه و با فاصله ۱۰ کیلومتری از جاده برداشت شد.

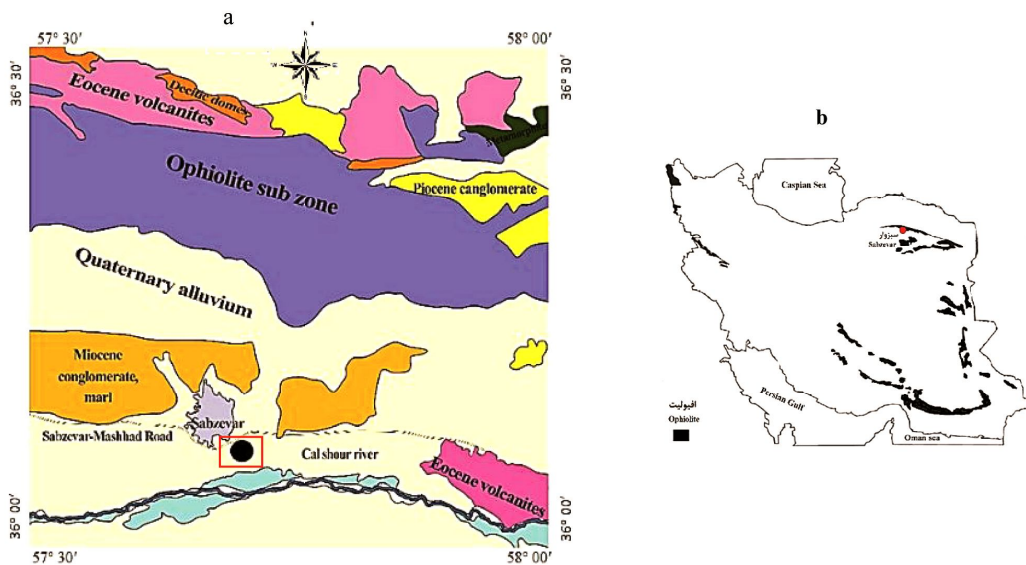
نظر زیست‌محیطی در دنیا مورد توجه قرار گرفته است (۱۵، ۳۰، ۵۳).

تکنیک‌های آماری چند متغیره مختلفی برای تعیین منشأ عنصری در خاک‌های کشاورزی اعمال می‌شود. گوان و همکاران (۲۰۱۸) در هگزی چین از تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) برای تخصیص منشأهای انسان‌زاد و زمین‌زاد مسئول در آلودگی عناصر خاک‌های کشاورزی استفاده کردند (۲۱). کومار و همکاران (۲۰۱۹) در شمال شرقی ایران با استفاده از تکنیک آماری PCA، فعالیت‌های انسانی و عوامل طبیعی را به عنوان منابع اصلی عناصر معرفی کردند. علاوه بر این، از فاکتورها و شاخص‌های مختلف آلودگی مانند فاکتور غنی‌شدگی و خطرات بالقوه اکولوژیکی برای نشان دادن میزان آلودگی عنصری استفاده می‌شود (۳۳).

بر اساس وضعیت توپوگرافی، سهم زیادی از مواد مادری خاک‌های اراضی کشاورزی جنوب سبزوار از ارتفاعات افیولیتی سرچشمه می‌گیرد و احتمال غلظت زیاد نیکل، کبالت و کروم در آنها وجود دارد. همچنین، مقدار زیادی مواد شیمیایی به عنوان کودهای دامی و شیمیایی سالانه در زمین‌های کشاورزی این منطقه مورد استفاده قرار می‌گیرد. همچنین قرار گرفتن منطقه مورد مطالعه در امتداد جاده پر تردد مشهد - سبزوار می‌تواند منجر به افزایش عناصر سنگین در خاک‌های کشاورزی اطراف سبزوار شده باشد. هدف این مطالعه بررسی وضعیت آلودگی خاک به برخی از عناصر سنگین و تعیین منشأ آنها در اراضی کشاورزی جنوب سبزوار بود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: منطقه مورد مطالعه و نمونه‌برداری شهرستان سبزوار در شمال شرقی ایران و غرب استان



شکل ۱- موقعیت سبزوار در دامنه افیولیتی در شمال شرق ایران (الف) و موقعیت منطقه مورد مطالعه در جنوب سبزوار (ب).

Figure 1. Location of Sabzevar in the piedmont of ophiolitic belt, Northeastern Iran (a) and location of the study area in South of Sabzevar City (b).

کادمیم، سرب، مس، روی با دستگاه ICP-OES در عصاره‌های تهیه شده اندازه‌گیری شد (۶۱).
شاخص‌های آلودگی: در مطالعه حاضر از شاخص غنی‌شدگی (EF)، شاخص زمین‌انباشت (I_{geo})، فاکتور و شاخص خطرات اکولوژیک (RI و E_r) استفاده شد. فاکتور غنی‌شدگی (EF) توصیف شده توسط سادرلند (۲۰۰۰) برابر است با نسبت نرمال شده عنصر در نمونه به میانگین آن در زمینه که از طریق رابطه زیر محاسبه می‌شود (۵۷):

$$EF = (C_x / C_{ref})_{sample} / (C_x / C_{ref})_{background} \quad (1)$$

که در آن، C_x (نمونه) برابر با محتوای عنصر مورد بررسی در خاک مورد مطالعه، C_{ref} (نمونه) محتوای عنصر مرجع در نمونه خاک، C_x (زمینه) محتوای عنصر مورد بررسی در زمینه و C_{ref} (زمینه)، محتوای عنصر مرجع در پوسته قاره‌ای فوقانی (UCC) است (۴۲). در این مطالعه، Al به‌عنوان عنصر مرجع انتخاب شد (۶۲). مقدار EF توسط یانگ مینگ و

داده‌های غبار اتمسفری مربوط به پژوهش ضیایی و همکاران (۲۰۱۹) است (۶۴). در این پژوهش، نمونه‌برداری در ایستگاه هواشناسی سبزوار که در ابتدای جاده سبزوار مشهد واقع شده و در طول یک سال در بازه زمانی ۳۰ روزه، نمونه‌برداری انجام شده است.
آنالیزهای آزمایشگاهی: پس از انتقال نمونه‌های خاک به آزمایشگاه، نمونه‌ها هوا خشک شدند. سپس نمونه‌های خاک از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. بافت خاک به روش پیپت، pH و EC در عصاره ۱:۱، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون (۴۶)، کربن آلی به روش تیتراسیون (۶۰) مورد آنالیز قرار گرفتند. برای عصاره‌گیری از خاک و غبار جهت اندازه‌گیری فلزات سنگین از روش هضم کل استفاده شده است. مقدار ۲۵۰ میلی گرم نمونه خاک در ظروف تفلون قرار داده شد و سپس به نمونه‌های خاک ۹ میلی‌لیتر اسید نیتریک، ۳ میلی‌لیتر اسید هیدروکلریک و ۴ میلی‌لیتر اسید فلوریک غلیظ به آرامی اضافه شد. غلظت کل عناصر آهن، آلومینیوم، منگنز، نیکل، کروم،

ارزیابی خطر زیست‌محیطی براساس فاکتور و شاخص خطرات اکولوژیک (RI و E_r) برای بیان اثرات مضر عناصر سنگین در منطقه مورد مطالعه انجام شد. RI با استفاده از معادلات زیر محاسبه شد:

$$C_f = C_s / C_n \quad (3)$$

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

$$RI = \sum E_r \quad (5)$$

که در آن‌ها، C_f برابر با ضریب آلودگی فلز، C_s با مقادیر اندازه‌گیری‌شده عناصر سنگین در نمونه و C_n با محتوی همان فلز سنگین در مرجع است. C_f هر فلز بر اساس چن و همکاران (۲۰۰۵) محاسبه و به گروه‌های کم ($C_f \leq 1$) متوسط ($1 < C_f \leq 3$) و بالا ($C_f > 3$) طبقه‌بندی شد (۱۳). T_r ، عامل سمیت فلز که توسط هاگانسون (۱۹۸۰) معرفی شده است، برابر است با $Zn, Mn=1$ و $Cr=2, Cu=Pb=Ni=5$. E_r فاکتور خطر اکولوژیک هر یک از عناصر سنگین و RI به عنوان مجموع E_r برای عناصر سنگین در نمونه تعریف می‌شود (۲۲). طبقه‌بندی E_r و RI در جدول ۱ آورده شده است.

همکاران (۲۰۰۶) به ۵ گروه ۱ ($EF < 2$) غنی‌شدگی کم)، گروه ۲ ($2 \leq EF < 5$) غنی‌شدگی متوسط)، گروه ۳ ($5 \leq EF < 20$) غنی‌شدگی قابل‌توجه)، گروه ۴ ($20 \leq EF < 40$) غنی‌شدگی بالا)، گروه ۵ ($EF \geq 40$) غنی‌شدگی بسیار بالا) طبقه‌بندی می‌شود (۶۲).

از شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) برای تعیین سطح آلودگی و تأثیر عوامل طبیعی و انسانی استفاده می‌شود. این شاخص می‌تواند شدت تأثیر عوامل انسانی را نشان دهد. I_{geo} با استفاده از رابطه ۲ محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2 [C_i / (1.5Cr_i)] \quad (2)$$

که در آن، C_i و C_{ni} به ترتیب غلظت عنصر و زمینه ژئوشیمیایی و عامل ۱/۵ مربوط است به متغیرهای سنگ‌شناسی است (۴۳). طبقه‌بندی I_{geo} شامل گروه ۰ (غیرآلوده) با ($I_{geo} \leq 0$)، گروه ۱ (غیرآلوده تا نسبتاً آلوده؛ $0 < I_{geo} \leq 1$)، گروه ۲ (نسبتاً آلوده؛ $1 < I_{geo} \leq 2$)، گروه ۳ (آلودگی متوسط تا شدید؛ $2 < I_{geo} \leq 3$)، گروه ۴ (به‌شدت آلوده، $3 < I_{geo} \leq 4$)، گروه ۵ (آلودگی شدید تا بسیار شدید؛ $4 < I_{geo} \leq 5$)، گروه ۶ (آلودگی بسیار شدید؛ $I_{geo} > 5$) است.

جدول ۱- خطرات اکولوژیک بالقوه بر حسب سطوح فاکتور (E_r) و شاخص خطرات اکولوژیک (RI).

Table 1. Potential ecological risk levels based on potential ecological risk factor (E_r) and potential ecological risk index (RI).

فاکتور خطرات اکولوژیک E_r	شاخص خطرات اکولوژیک RI	سطوح خطرات اکولوژیک Ecological risk Levels
$E_r < 40$	$RI < 150$	کم Low
$40 < E_r \leq 80$	$150 < RI \leq 300$	متوسط Moderate
$80 \leq E_r < 160$	$300 < RI \leq 600$	قابل ملاحظه Considerable
$160 < E_r \leq 320$	$RI \geq 600$	زیاد High
$E_r \geq 320$	-	بسیار زیاد Very high

pH منطقه، محدود است و با میانگین ۸/۳ کمی قلیایی است. مقدار شن در خاک با میانگین ۶۷/۶ درصد بخش غالب ذرات خاک است. میانگین سیلت و رس نیز به ترتیب ۲۰/۲ و ۱۲/۱ درصد می‌باشد. با توجه به نسبت‌های ارائه شده، بافت خاک نمونه‌های مورد مطالعه لوم شنی (Sandy loam) است. میانگین کربن آلی خاک برابر با ۵۷ درصد است که نشان‌دهنده کمبود کربن آلی در خاک است. خاک‌های دارای بافت درشت، به دلیل درصد بالای معدنی شدن، از فرایندهای ضعیف‌تری برای نگهداری مواد آلی برخوردارند (۵۵).

میانگین غلظت نیکل ۳۰۶/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود (جدول ۲) که از استاندارد خاک کشاورزی اتحادیه اروپا (۱۸)، سازمان بهداشت جهانی (۲۰) و استاندارد حفاظت محیط زیست آمریکا (۵۹) بیش‌تر است (جدول ۳). هم‌چنین میانگین غلظت کروم و منگنز در خاک منطقه مورد مطالعه به ترتیب ۲۱۷/۵ و ۷۸۱/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود (جدول ۲) که از استانداردهای جهانی EU، WHO و USEPA بیش‌تر است (جدول ۳). سرب با میانگین ۱۸/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم (جدول ۲) از استاندارد USEPA فراتر رفته است ولی غلظت کم‌تری نسبت به استانداردهای EU و WHO دارد (جدول ۳). کادمیم نیز با غلظت ۲/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم از استانداردهای WHO و USEPA بیش‌تر است.

تجزیه و تحلیل‌های چندمتغیره: تجزیه و تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) رایج‌ترین روش تجزیه و تحلیل چند متغیره است که برای شناسایی منابع آلودگی و تفکیک عوامل طبیعی و انسانی مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۹، ۳۸). با استفاده از PCA تعداد متغیرهای دارای همبستگی با هدف استخراج تعدادی از عوامل مستقل برای تقسیم‌بندی منشأ آلودگی خاک کاهش داده شد. تبدیل اجزای PCA با استفاده از چرخش واریماکس و نرمال‌سازی کیزر پس از تجزیه و تحلیل صورت گرفت (۶۲).

برای CA مقادیر با استفاده از z-scores استانداردسازی شد. فواصل اقلیدسی (ریشه دوم مجموعه اختلاف متغیرها به توان ۲) میان مقادیر عناصر سنگین محاسبه شد و سپس خوشه‌بندی سلسله مراتبی با استفاده از روش وارد بر روی مجموعه داده‌های استاندارد انجام گرفت (۶۲).

نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Origin ترسیم شدند و تفاوت‌های منشأ عناصر سنگین در خاک توسط ضریب همبستگی پیرسون، تحلیل خوشه‌ای و مؤلفه اصلی در نسخه ۲۴ نرم‌افزار SPSS محاسبه شد و در نهایت منشأ انسانی و طبیعی آن‌ها تعیین گردید.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک: ویژگی‌های آماری برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و عناصر مورد مطالعه در جدول ۲ ارائه شده است. همان‌گونه که جدول ۲ نشان می‌دهد دامنه تغییرات

جدول ۲- نتایج آماری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک سطحی در منطقه مورد مطالعه.

Table 2. Statistical analysis of surface soil physical and chemical properties in the study area.

بیش‌ترین Maximum	کم‌ترین Minimum	ضریب تغییرات CV	انحراف معیار Standard deviation	میانگین Mean	ویژگی Parameter
74.3	60.7	6.9	4.7	67.6	شن (%) Sand (%)
26.1	12.4	20.6	4.2	20.2	سیلت (%) Silt (%)
15.7	8.3	20.9	2.5	12.1	رس (%) Clay (%)
31	20.3	13.3	3.6	27	کربنات کلسیم معادل (%) CaCO ₃ (%)
8.98	7.95	3.9	0.3	8.3	اسیدیته pH
1.07	0.33	38.9	0.2	0.56	هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر) EC (dS m ⁻¹)
0.94	0.31	37.6	0.2	0.57	کربن آلی خاک (%) Soil organic carbon (%)
29.3	13.4	26.8	5.1	18.8	سرب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Pb (mg kg ⁻¹)
3.5	1.3	27.1	0.7	2.7	کادمیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Cd (mg kg ⁻¹)
371.7	214.7	17.8	54.6	306.2	نیکل (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Ni (mg kg ⁻¹)
320.2	121.6	35.6	77.4	217.5	کروم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Cr (mg kg ⁻¹)
887.4	643.1	9.5	74.2	781.4	منگنز (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Mn (mg kg ⁻¹)
703.7	166.7	57.5	173.9	302.2	روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Zn (mg kg ⁻¹)
348.9	231.1	12.7	34.1	268.3	مس (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Cu (mg kg ⁻¹)

جدول ۳- حدود استاندارد جهانی عناصر سنگین.

Table 3. Universal standards for heavy metals.

منگنز Mn	کادمیم Cd	کروم Cr	مس Cu	نیکل Ni	روی Zn	سرب Pb	استاندارد Standard
-	3	75	140	75	300	300	EU (European Union, 2002)
-	0.35	-	30	-	90	30	FAO/WHO (FAO/WHO, 1984)
600	0.06	100	30	40	50	10	USEPA (USEPA, 1983)

عمودی فلزات سنگین در خاکرخی که در اراضی کشاورزی مازندران افزایش غلظت سرب و کادمیم در افق‌های سطحی را ناشی از فعالیت‌های کشت و کار دانست (۸). علاوه بر فعالیت‌های کشاورزی، فعالیت‌های شهری و ترافیک در افزایش غلظت سرب و کادمیم کل در خاک کشاورزی به دلیل مجاورت این اراضی با جاده اصلی، بی‌تأثیر نبوده است.

به نظر می‌رسد غلظت عناصر نیکل، کروم، روی و مس با افزایش عمق خاک روند منظمی ندارند که با مقایسه توزیع اندازه ذرات و غلظت عناصر، می‌توان تغییرات این عناصر را در اعماق مختلف خاکرخی‌ها متأثر از تغییرات توزیع اندازه ذرات در خاکرخی‌ها دانست.

مقایسه مقادیر میانگین عناصر نیکل و کروم با مقادیر آن‌ها در خاک کشاورزی کشورهای مختلف در جدول ۵ نشان می‌دهد که میانگین غلظت نیکل، کروم و منگنز از اغلب مناطق بیش‌تر است. آنتیباچی و همکاران (۲۰۱۲) غلظت نیکل خاک در شهر تیوای یونان را بیش‌تر از منطقه مورد مطالعه گزارش کردند که دلیل آن منشأ گرفتن خاک از مجموعه‌های افیولیتی بود (۶). رودریگز و همکاران (۲۰۱۳) نیز با بررسی منبع کنترل‌کننده عناصر سنگین نشان دادند که غلظت

خلاصه‌ای از تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکرخی‌ها در منطقه مورد مطالعه در جدول ۴ ارائه شده است؛ تغییرات pH در طول خاکرخی‌ها محدود بوده و خاک منطقه قلیایی است. در بسیاری موارد قلیایت خاک نقش مهمی در تثبیت و کاهش زیست‌فراهمی عناصر سنگین دارد (۲). همان‌طور که جدول ۴ نشان می‌دهد میزان کربن آلی خاک دارای تغییرات کمی در طول خاکرخی است. اگرچه موادآلی درصد ناچیزی از خاکرخی خاک را تشکیل می‌دهد اما می‌تواند نقش مهمی در تثبیت عناصر سنگین داشته باشند.

تغییرات غلظت عناصر از سطح به عمق در جدول ۴ نشان می‌دهد که در هر سه خاکرخی غلظت سرب و کادمیم با افزایش عمق کاهش پیدا کرده است، اما در عمق خاک نیز غلظت‌های غیرمجاز این عناصر مشاهده می‌شود؛ علت حضور سرب و کادمیم در لایه‌های زیرین قابلیت تحرک این عناصر و آبشویی است که به دلیل قرار گرفتن منطقه در اقلیم خشک، احتمال آبشویی عناصر به عمق خاک ضعیف‌تر می‌شود. به نظر می‌رسد افزایش غلظت این عناصر نسبت به عمق خاک تحت‌تأثیر فعالیت‌های انسانی است. عظیم‌زاده و خادمی (۲۰۱۳) در بررسی توزیع

کاربری کشاورزی نسبت به خاک بدون کشت را توجیه کند. عطاغر و همکاران (۲۰۱۰) و هو و همکاران (۲۰۱۸) نیز بیان کردند مهم‌ترین عامل افزایش کادمیم در کاربری کشاورزی، استفاده از کود است (۷، ۲۷).

هم‌چنین، افزایش غلظت مس و روی را در خاک کشاورزی (جدول ۶) شاهد هستیم. فعالیت‌های شهری و ترافیک در افزایش غلظت مس و روی کل در نمونه‌های کشاورزی به دلیل مجاورت این اراضی با جاده اصلی، بی‌تأثیر نبوده است و به نوعی این عناصر تحت‌تأثیر فعالیت‌های انسانی می‌باشند. با توجه به غلظت مس و روی در نمونه‌های کود مصرفی (جدول ۶) احتمالاً عوامل انسانی دیگر از جمله فعالیت‌های کشاورزی و افزودن کود نیز باعث افزایش غلظت مس و روی در خاک کشاورزی شده است. این نتایج با نتایج پژوهش عظیم‌زاده و خادمی (۲۰۱۳) و لی و همکاران (۲۰۱۴) منطبق است (۸، ۳۵). در میان کودها، کودهای دامی منابع مهم آلودگی مس و روی هستند. زیرا از مس و روی به عنوان مواد افزودنی خوراک برای رشد دام و کنترل بیماری‌ها استفاده می‌شود.

زیاد نیکل و کروم در خاک مربوط به مواد مادری فوق بازی بود (۵۱). میانگین کادمیم در منطقه مورد مطالعه از میانگین این عنصر در سایر نقاط دنیا بالاتر است (جدول ۴).

میانگین غلظت روی و مس به میزان قابل توجهی بیش‌تر از غلظت این سه عنصر در سایر نقاط دنیا است. مقدار روی و مس از مقدار معمول این عناصر در خاک‌ها بیش‌تر است (۶). میانگین سرب در این مطالعه از سایر نقاط جهان به جز مطالعه کای و همکاران (۲۰۱۲) کم‌تر است (۱۱).

غلظت کل عناصر نیکل، کروم، کادمیم، سرب، مس، روی، منگنز به تفکیک کاربری کشاورزی، غیرکشاورزی و غبارآتمسفری در جدول ۵ نشان داده شده است. غلظت کادمیم در خاک کشاورزی می‌تواند متأثر از عوامل گوناگون انسانی باشد؛ غلظت کادمیم تحت‌تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی از یک سو و از سوی دیگر، نزدیکی اراضی کشاورزی به جاده در خاک سطحی منطقه مورد مطالعه است (۳۹، ۲۷). جدول ۶ نشان می‌دهد که غلظت کادمیم در کودهای مصرفی در منطقه بالاست که می‌تواند افزایش غلظت کادمیم در

جدول ۴- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها در منطقه مورد مطالعه.

Table 4. Physical and chemical properties of soil profiles in the study area.

عمق depth	شن Sand	سیلت Silt	رس Clay	درصد %	کربنات کلسیم معادل CCE	کربن آلی خاک SOC	خاک ۱ Soi profile 1		هدایت الکتریکی EC	اسیدیته pH	کروم Cr	نیکل Ni	منگنز Mn	سرب Pb	مس Cu	روی Zn	کادمیم Cd
							دسی‌زیمنس بر متر dS m ⁻¹	میلی‌گرم بر کیلوگرم mg kg ⁻¹									
0-20	87	4.8	8.2	30.6	0.37	0.54	8.1	298.1	369.1	776.3	22.3	281.8	199.1	3.3			
20-40	41.7	47.6	10.7	27.9	0.45	0.65	7.9	259.8	308.9	743.7	16.9	270.8	528.1	2.3			
40-60	52.7	39.1	8.3	24	0.37	0.39	7.9	233.5	297.4	843.2	16.4	253.7	222.8	0.6			
60-80	80.2	1.5	18.3	22.7	0.41	0.21	8.3	317.8	367.9	820.8	16.2	286.2	255.8	0.6			
80-100	60.1	26.6	13.3	19.9	0.41	1.17	8.2	195.2	243.6	800.9	14.5	277.4	162.6	0.5			
خاک ۲ Soil profile 2																	
0-20	76.6	10.2	13.2	29.8	0.37	0.52	8.4	196.8	250	666.4	14.6	243.6	220	1.7			
20-40	42.3	41.9	15.75	27.7	0.41	0.77	7.9	194	283.6	740	13.7	332	368	1.4			
40-60	49.9	34.3	15.8	26.8	0.37	0.77	8.5	210.7	360.3	727.2	13.6	228.5	301.9	1.1			
60-80	52.3	31.9	15.8	26.5	0.37	0.89	8.2	113.7	210.8	690.9	13.2	219.1	291.7	0.8			
80-100	58.9	27.8	13.3	25.5	0.68	0.88	7.9	167.	240.5	712.7	12.8	236.9	373.6	0.9			
خاک ۳ Soil profile 3																	
0-20	81.6	5.1	13.4	28.7	0.43	0.34	7.9	330.8	294.1	817.2	17.5	257.5	257.3	1.9			
20-40	60.2	31.5	8.3	26.9	0.45	0.50	8.2	367.5	347.4	697.9	16.6	258.9	251.9	1.7			
40-60	52.3	36.9	10.8	26.6	0.31	1.19	8.3	277.9	268.8	697.5	15.8	314.5	231.6	1.6			
60-80	70.8	20.9	8.3	26.2	0.39	0.32	7.9	183.9	263.6	706.3	15.6	297.7	378.9	1.6			
80-100	64.7	19.6	15.7	23.7	0.45	1.40	8.4	165.6	292.3	730.7	15.6	302.3	791.5	1.5			

جدول ۵- مقایسه غلظت عناصر سنگین در خاک‌های کشاورزی سایر نقاط دنیا (میلی‌گرم بر کیلوگرم).

Table 5. Comparison of heavy metal concentrations in agricultural soils around the world (mg kg⁻¹).

منطقه مورد مطالعه Study area	مواد مادری Parent material	روی Zn	کادمیم Cd	سرب Pb	مس Cu	نیکل Ni	کروم Cr	منگنز Mn	منبع Reference
آلمریا (اسپانیا) Almeria (Spain)	رسوبات آهکی Calcareous sediments	65.7	0.4	25.6	25.7	26.9	29.6	-	رودریگز و همکاران (۲۰۱۳) Rodríguez et al. (2013)
مورسیا (اسپانیا) Murcia (Spain)	سنگ‌های دگرگونی Metamorphic rock	18.4	0.2	48.9	11	13.5	17.6	152	آکوستا و همکاران (۲۰۱۱) Acosta et al. (2011)
هویژو (چین) Huizhou (China)	ماسه سنگ و شیل Sandstone and shale	57.2	0.1	16.1	58.3	14.8	27.6	-	کای و همکاران (۲۰۱۲) Cai et al. (2012)
تیوا (یونان) Thiva (Greece)	مجموعه افیولیتی Ophiolitic complex	67	-	24	32	1591	277	1010	آنتیباچی و همکاران (۲۰۱۲) Antibachi et al. (2012)

مورد مطالعه نسبت داد. لو و همکاران (۲۰۱۹) گزارش کردند سهم ورودی سالانه غبار اتمسفری سرب، ۳ برابر بیش‌تر از سایر ورودی‌ها به خاک کشاورزی چین بوده است (۴۱).

نتایج جدول ۶ نشان داد که غلظت سرب به‌ترتیب در غبار اتمسفری < خاک کشاورزی < خاک غیرکشاورزی افزایش می‌یابد که می‌توان به فعالیت‌های ترافیکی و صنعتی در نزدیکی منطقه

جدول ۶- متوسط عناصر سنگین موجود در خاک سطحی کشاورزی، خاک سطحی غیرکشاورزی، غبار اتمسفری و کودهای استفاده شده در منطقه سبزوار (میلی‌گرم بر کیلوگرم).

Table 6. Average of heavy metals concentration (mgkg⁻¹) in agricultural and uncultivated surface soil, atmospheric dust and used fertilizers in Sabzevar region.

کادمیم Cd	سرب Pb	روی Zn	مس Cu	نیکل Ni	منگنز Mn	کروم Cr	
2.66	18.85	302.25	368.35	306.22	781.45	217.53	میانگین خاک سطحی کشاورزی Average in agricultural surface soil
0.1	6.44	56.24	26.77	178.14	593.66	317.79	میانگین خاک سطحی غیرکشاورزی Average in uncultivated surface soil
0.5	24.21	206.42	57.37	254.47	680.64	469.29	میانگین ماهانه غبار اتمسفری Mean monthly atmospheric dust
4.92	-	236.11	247.82	5.08	33.53	41.57	کود فسفات Phosphate fertilizer
10.67	-	225.69	195.29	4.83	15.68	12.72	کود نیترات Nitrate fertilizer
4.59	-	402.07	281.58	40.40	508.52	30.31	کود دامی Manure

در خاک سطحی و عمقی بیان کرد. ارتباط مثبت و معنی‌دار کادمیم و سرب در افق سطحی و افزایش غلظت سرب و کادمیم در سطح خاک در خاک سطحی نسبت به خاک عمقی، می‌تواند بر منشأ انسانی این عناصر دلالت داشته باشد. هم‌چنین، بین سیلت با نیکل و کروم در خاک سطحی همبستگی مثبت و معنی‌دار ($P < 0/05$) وجود دارد، در صورتی که در خاک عمقی این همبستگی وجود ندارد.

به‌جز مس، همبستگی مثبت و معنی‌داری ($P < 0/01$) بین سایر عناصر سنگین و اسیدیته وجود ندارد که احتمالاً به دلیل محدوده تغییرات کم pH خاک است. همبستگی مثبت و معنی‌دار ($P < 0/01$) بین کادمیم و کربنات‌کلسیم نشان می‌دهد که ارتباط مستقیمی بین درصد کربنات‌کلسیم و تحرک کادمیم وجود دارد. افزایش همبستگی کادمیم و کربنات‌کلسیم در عمق خاک نسبت به سطح خاک، به افزایش تحرک کادمیم می‌تواند مرتبط باشد. سونگور و همکاران (۲۰۱۳) همبستگی مثبت بین کربنات‌کلسیم و کادمیم را متأثر از تجمع کادمیم در محیط‌های کربناته خاک دانستند (۵۶). هم‌چنین، همبستگی مثبت و معنی‌دار بین نیکل و کروم ($P < 0/01$) نشان‌دهنده منبع مشترک این عناصر است. فک‌چینلی و همکاران (۲۰۰۱) نیز گزارش کردند ارتباط قوی بین غلظت این عناصر در خاک وجود دارد (۱۹).

تجزیه و تحلیل ضرایب همبستگی: ضریب همبستگی پیرسون در میان عناصر سنگین در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه در جدول‌های ۷ و ۸ نشان داده شده است. طبق نظرات پژوهشگران روابط بین عنصری در خاک می‌تواند اطلاعات آماری راجع به مسیرهای انتقال عناصر و منشأ آن‌ها در محیط بدهد. لو و همکاران (۲۰۱۰) همبستگی ضعیف و همبستگی قوی بین عناصر را به ترتیب به منبع مختلف و مشابه عناصر ارتباط داده‌اند (۳۸). با توجه به جداول ۷ همبستگی مثبت و معنی‌دار بین کادمیم و سرب ($P < 0/05$)، نیکل و کروم و هم‌چنین مس و روی ($P < 0/01$) در خاک سطحی وجود دارد که می‌تواند بر مشابه بودن منشأ این عناصر دلالت کند.

با مقایسه جدول‌های ۷ و ۸ شاهد تفاوت‌هایی در ضرایب همبستگی عناصر خاک سطحی با عمقی می‌باشیم که می‌تواند نشان‌دهنده تغییراتی باشد که از طریق فعالیت‌های انسان‌زاد و هم‌چنین رقیق شدن مواد مادری توسط فرورانشست اتمسفری ایجاد شده است. مس و روی در نمونه‌های سطحی همبستگی مثبت و معنی‌دار ($P < 0/01$) نشان می‌دهند اما همبستگی معنی‌داری بین این دو عنصر در عمق مشاهده نمی‌شود؛ علت تفاوت همبستگی مس و روی را می‌توان به دلیل متفاوت بودن منشأ این دو عنصر

جدول ۷- ماتریس ضرایب همبستگی پیوستگی بین غلظت‌های عناصر سنگین خاک‌های سطحی.

Table 7. Pearson correlation coefficient matrix for heavy metal concentrations of surface soils.

	رسی Clay	شن Sand	سیلت Silt	معادل کلسیم معادل CCE	کربنات کلسیمی CCE	هدایت الکتریکی EC	هدایت الکتریکی EC	اسیدیته pH	کربن آلی خاک SOC	نیکل Ni	کادمیم Cd	منگنز Mn	آهن Fe	کروم Cr	سرب Pb	مس Cu	روی Zn
رسی Clay	1																
شن Sand	-0.46	1															
سیلت Silt	-0.09	-0.84**	1														
معادل کلسیم معادل CCE	0.56	-0.47	0.19	1													
هدایت الکتریکی EC	-0.03	0.39	-0.42	0.474	1												
اسیدیته pH	0.38	-0.63*	0.48	0.06	-0.39	1											
کربن آلی خاک SOC	0.17	-0.32	0.26	0.38	0.33	0.58	1										
نیکل Ni	-0.49	-0.31	0.65*	0.13	0.13	-0.11	0.22	1									
کادمیم Cd	-0.48	0.01	0.29	-0.17	-0.36	-0.49	-0.53	0.31	1								
منگنز Mn	0.01	-0.36	0.40	0.58	0.17	0.08	0.55	0.47	0.25	1							
آهن Fe	0.06	0.09	-0.14	0.48	0.58	-0.13	0.55	0.19	-0.03	0.75**	1						
کروم Cr	-0.23	-0.26	0.43*	0.38	0.29	-0.12	0.31	0.70*	0.36	0.73*	0.71*	1					
سرب Pb	-0.05	0.14	-0.13	-0.04	-0.32	-0.21	-0.35	-0.43	0.63*	-0.33	0.04	-0.08	1				
مس Cu	-0.38	-0.07	0.32	-0.01	0.06	0.15	0.56	0.39	0.29	0.70*	0.68*	0.70*	0.19	1			
روی Zn	-0.67*	0.20	0.18	-0.24	0.24	0.02	0.55	0.54	0.09	0.45	0.50	0.52	-0.16	0.83**	1		

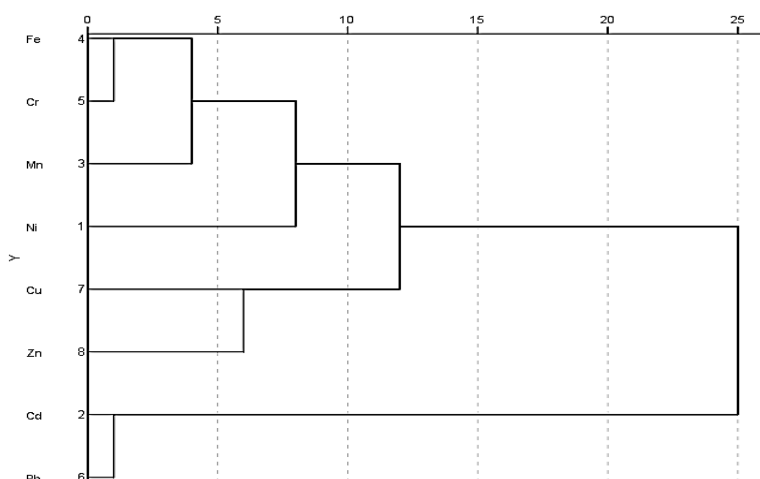
جدول ۸- ماتریس ضرایب همبستگی پیرونی بین غلظت‌های عناصر سنگین در طول خاک‌خ‌ها (عمق بیش‌تر از ۲۰ سانتی‌متر).
Table 8. Pearson correlation coefficient matrix for heavy metal concentrations in soil profiles (Depth >20 cm).

	رس Clay	شن Sand	سیلت Silt	معادل کلسیم معادل CCE	کربنات الکتریکی EC	هدایت الکتریکی EC	اسیدیته pH	کربن آلی خاک SOC	نیکل Ni	کادمیم Cd	منگنز Mn	آهن Fe	کروم Cr	سرب Pb	مس Cu	روی Zn	
رس Clay	1																
شن Sand	-0.08	1															
سیلت Silt	-0.17	-0.97**	1														
کربنات کلسیم معادل CCE	-0.29	0.17	-0.10	1													
هدایت الکتریکی EC	-0.21	-0.07	0.12	-0.18	1												
اسیدیته pH	0.37	-0.17	-0.09	-0.18	-0.05	1											
کربن آلی خاک SOC	-0.34	-0.09	0.07	-0.05	-0.4	-0.28	1										
نیکل Ni	-0.03	0.19	-0.18	0.13	-0.35	0.44	-0.16	1									
کادمیم Cd	-0.39	0.10	-0.01	0.73**	0.06	-0.09	-0.05	0.17	1								
منگنز Mn	-0.06	0.32	-0.30	-0.25	-0.38	0.19	0.10	0.43	-0.28	1							
آهن Fe	-0.28	0.26	-0.19	-0.12	-0.46*	-0.12	0.18	0.29	-0.07	0.85**	1						
کروم Cr	-0.23	0.42	-0.37	0.22	-0.44	0.04	0.12	0.67**	0.34	0.59*	0.65**	1					
سرب Pb	-0.54*	0.55*	-0.42	0.37	-0.18	-0.12	-0.37	0.39	0.32	0.27	0.43	0.41	1				
مس Cu	-0.05	-0.02	0.03	-0.11	0.33	0.69**	-0.42	0.12	0.16	0.06	0.13	0.05	0.35	1			
روی Zn	0.23	-0.23	0.18	-0.07	0.30	0.25	0.04	0.15	0.35	-0.02	-0.12	-0.12	0.086	0.36	1		

می‌توان منابع انتشار احتمالی عناصر مورد مطالعه را به دو دسته اصلی تقسیم کرد. دسته اصلی اول شامل عناصر منگنز، نیکل، کروم، روی و مس و دسته اصلی دوم که خوشه سوم را تشکیل داده، شامل سرب و کادمیم می‌باشد.

آنالیزهای آماری چند متغیره

الف- آنالیز خوشه‌ای: نتایج آنالیز خوشه‌ای برای عناصر سنگین در شکل ۲ نشان داده شده است. آنالیز خوشه‌ای برای تعیین منشأ عناصر با روش وارد^۱ و فاصله اقلیدسی^۲ انجام شد (۶۲). با توجه به این شکل



شکل ۲- دندروگرام حاصل از آنالیز خوشه‌ای برای عناصر سنگین.

Figure 2. Dendrogram results of cluster analysis of the elements.

توضیح می‌دهد و نشان‌دهنده منشأ مختلف عناصر سنگین در منطقه مورد مطالعه است. با توجه به این که بار عاملی در واقع ارتباط بین عناصر را بیان می‌کند (۳۹)، در این مطالعه تفسیر نتایج با در نظر گرفتن عناصری با بار عاملی بیش‌تر از ۰/۶ صورت گرفته است. همان‌طور که در جدول ۹ مشاهده می‌شود بار عاملی عناصر Fe، Cr، Mn و Ni در مؤلفه اول بیش‌تر از ۰/۶ است. همچنین، بار عاملی عناصر Cd و Pb در مؤلفه دوم و بار عاملی Cu و Zn در مؤلفه سوم بالاتر از ۰/۶ است که نشان می‌دهد این سه گروه از عناصر احتمالاً دارای منشأ متفاوتی هستند. شکل ۳، طرح سه‌بعدی آنالیز مؤلفه‌های اصلی برای عناصر سنگین در منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد و روابط میان ۸ فلز سنگین قابل مشاهده است.

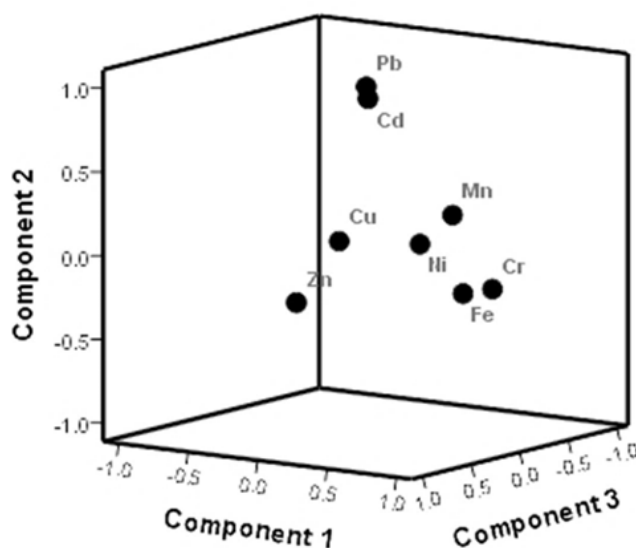
ب) تجزیه مؤلفه‌های اصلی: با استفاده از آنالیز مؤلفه اصلی منابع احتمالی Cu، Zn، Cd، Cr، Mn، Ni و Pb در خاک مورد مطالعه تعیین گردید. مناسب بودن داده‌ها برای PCA بر اساس شاخص‌های Kaiser Mayer-Olkin (KMO) و Bartlett significant ارزیابی شد (Bartlett sig. < 0.05, KMO > 0.5). جدول ۹ نشان‌دهنده نتایج بارهای عامل با چرخش واریماکس^۳ و مقادیر ویژه است. عوامل اصلی استخراج شده از متغیرها با مقادیر ویژه بیش‌تر از ۱ انتخاب شدند. نتایج نشان‌دهنده سه مؤلفه با مقادیر ویژه بیش‌تر از یک است که به ترتیب ۳۳/۷۴۵، ۲۴/۱۱۲ و ۱۹/۱۱۷ درصد از کل واریانس را

- 1- Ward
- 2- Euclidean distances
- 3- Varimax

جدول ۹- ماتریس فاکتورهای چرخش یافته برای عناصر مورد بررسی.

Table 9. Rotated principal component matrix of the investigated elements.

مؤلفه ۳ Component 3	مؤلفه ۲ Component 2	مؤلفه ۱ Component 1	عنصر Element
0.224	0.306	0.784	منگنز Mn
0.042	-0.147	0.943	کروم Cr
0.302	0.125	0.604	نیکل Ni
0.061	0.904	0.061	کادمیم Cd
0.738	0.177	0.327	مس Cu
0.891	-0.187	0.126	روی Zn
0.088	0.942	-0.056	سرب Pb
0.193	-0.163	0.837	آهن Fe
19.117	24.112	33.745	واریانس توجیه شده (درصد) Percent of variance
76.974	57.856	33.745	واریانس تجمعی (درصد) Cumulative variance (Percent)



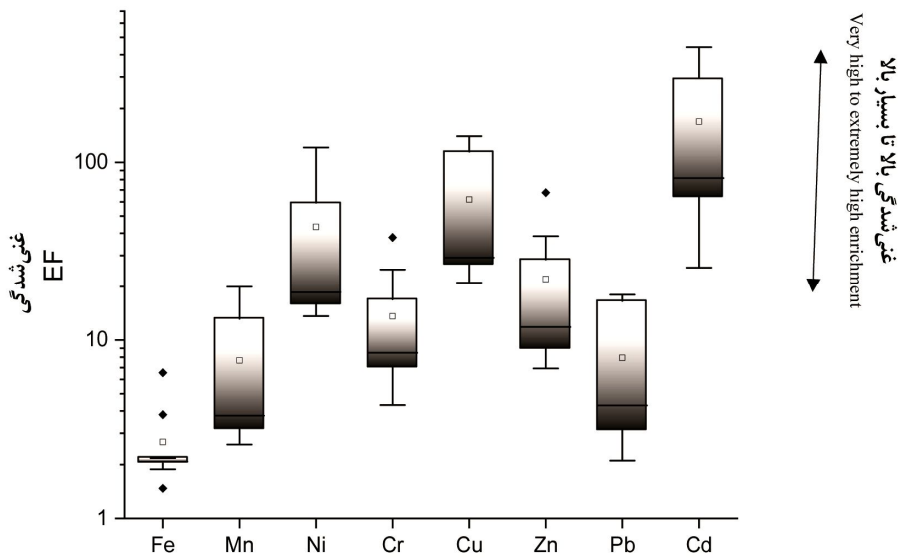
شکل ۳- نمایش سه بعدی آنالیز مؤلفه‌های اصلی برای عناصر مورد مطالعه.

Figure 3. Three dimensional illustration of the PCA results of the studied elements.

گروه سوم شامل دو عنصر سرب و کادمیم است که مطالعات زیادی نشان داده است این دو عنصر از منابع انسان‌زاد به خاک اضافه می‌شود (۱۶، ۱۰، ۱۹، ۵۱). سرب عمدتاً تحت تأثیر ترافیک و فعالیت‌های صنعتی افزایش می‌یابد (۱۴، ۵۴، ۲۹). افزایش غلظت کادمیم با کاربرد کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی و انتشار ترافیکی در ارتباط است (۴۵، ۴۰). ترافیک، عوامل صنعتی و فعالیت‌های کشاورزی به‌ویژه استفاده از کودهای شیمیایی از جمله منابع انسان‌زاد آلودگی می‌باشند. از سوی دیگر، در مطالعات مختلفی نیز مقادیر زیاد کروم، نیکل و منگنز به بالا بودن این عناصر در مواد مادری فوق بازی نسبت داده شده است (۵۸، ۴، ۲۹، ۶۴). در خاک‌های مورد مطالعه، غلظت سرب هنوز خیلی افزایش پیدا نکرده است ولی با توجه به روند مورد پیش‌بینی، احتمالاً در آینده افزایش آن دور از انتظار نیست.

ارزیابی آلودگی: سطح آلودگی عناصر سنگین در منطقه مورد مطالعه با استفاده از فاکتور غنی‌شدگی (EF) ارزیابی شد (شکل ۴). میانگین غنی‌شدگی نیکل، کادمیم و مس در محدوده بسیار بالا ($EF > 40$) و نشان‌دهنده آلودگی شدید خاک کشاورزی منطقه به این عناصر است. همچنین، میانگین غنی‌شدگی روی در محدوده غنی‌شدگی زیاد ($20 \leq EF \leq 40$) با میانگین از ۲۲/۰۹ است. غنی‌شدگی کروم، سرب و منگنز به ترتیب با میانگین ۱۳/۵۹، ۷/۹۷ و ۷/۶۸ در گروه غنی‌شدگی قابل توجه قرار گرفته است.

منشأ عناصر: بر اساس نتایج همبستگی (جدول ۷)، تجزیه و تحلیل‌های چندمتغیره (شکل‌های ۲ و ۳ و جدول ۹)، عناصر در سه گروه طبقه‌بندی می‌شوند که می‌تواند دلیلی بر منشأ یکسان آن‌ها باشد. گروه اول عناصر Cr، Mn و Ni، گروه دوم شامل Cu و Zn، گروه سوم Pb و Cd است. عناصر Ni و Mn، Cr از جمله عناصری هستند که در سنگ‌های فوق بازی زیاد هستند و مطالعات زیادی غلظت زیاد این عناصر را در خاک‌های تشکیل شده بر روی سنگ‌های فوق بازی نشان داده است (۵۷، ۱۲، ۶). نتایج آنالیز عنصری، سنگ‌های اصلی در زون افیولیتی نشان می‌دهد که میانگین کروم، نیکل و منگنز در آن‌ها ۹۱۴، ۹۰۸ و ۱۲۹۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود (۵۲). مقدار زیاد این عناصر در خاک‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که منشأ اصلی این عناصر موادی است که از ارتفاعات افیولیتی منشأ می‌گیرند. عنصر روی و مس اگرچه یک گروه جداگانه را تشکیل داده‌اند، با این حال، مقدار این عناصر در زون افیولیتی مورد مطالعه به ترتیب ۸۷ و ۱۳۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که کم‌تر از میانگین این عنصر در خاک‌های مورد مطالعه است. روی و مس از عناصری هستند که توسط عوامل انسان‌زاد هم به خاک اضافه می‌شود (۱۹، ۳۸، ۳۹). به نظر می‌رسد منشأ دوگانه این عناصر در خاک‌های مورد مطالعه باعث شده است که هیچ‌گونه همبستگی با سایر عناصر نداشته باشد (جدول ۹) و یک گروه مجزا را تشکیل دهند.

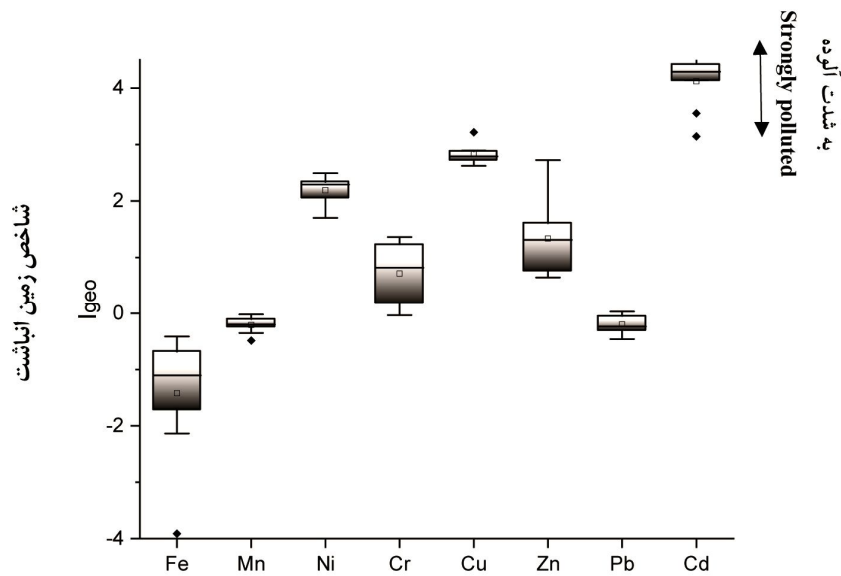


شکل ۴- نمودار فاکتور غنی شدگی (EF) برای عناصر مورد مطالعه.

Figure 4. Enrichment Factor (EF) diagram for the studied elements.

می باشد که آلودگی متوسط تا شدید این عناصر را نشان می دهد. میانگین شاخص زمین انباشتگی عنصر روی در محدوده ۱ تا ۲ نشان دهنده آلودگی متوسط این عنصر است. سایر عناصر در طبقه بندی غیر آلوده تا آلودگی کم قرار می گیرند.

مقادیر شاخص زمین انباشتگی (I_{geo}) برای عناصر سنگین در شکل ۵ ارائه شده است. دامنه تغییرات شاخص زمین انباشتگی بین $3/14$ تا $4/54$ با میانگین $4/11$ برای عنصر کادمیم نشان می دهد که خاک منطقه به شدت توسط Cd آلوده است. میانگین شاخص زمین انباشتگی نیکل و مس به ترتیب $2/19$ و $2/82$



شکل ۵- نمودار شاخص زمین انباشتگی (I_{geo}) برای عناصر مورد مطالعه.

Figure 5. Geoaccumulation index (I_{geo}) diagram for the studied elements.

اکولوژیکی متوسط این عنصر در خاک‌های کشاورزی منطقه است. با توجه به این که مقادیر فاکتور خطرات اکولوژیکی برای عناصر سرب، روی، منگنز و کروم کم‌تر از ۴۰ است، خطر اکولوژیکی کمی را نشان می‌دهند. هم‌چنین، مقدار RI نیز در جدول ۱۰ نشان داده شده است. این شاخص از مقدار ۵۰۶/۱۱ تا ۱۱۶۷/۷۹ متغیر است. کادمیم، نیکل و مس مهم‌ترین آلاینده‌های مسئول در مخاطرات اکولوژیکی می‌باشند. این عناصر می‌توانند وارد محصولات کشاورزی شوند (۵۰، ۱). از این‌رو، کنترل ورود عناصر از منابع مختلف به خاک با توجه به جذب آن‌ها توسط گیاه و ورودشان به بدن ضروری به نظر می‌رسد.

این شاخص‌ها (I_{geo} و E_F) شدت آلودگی عناصر را نشان می‌دهند و درباره منشأ انسان‌زاد یا زمین‌زاد عناصر سنگین باید منابع احتمالی منشأ عناصر سنگین مانند مواد مادری و موقعیت نمونه‌های مورد مطالعه به منابع آلودگی انسان‌زاد در نظر گرفته شود (۴۴، ۱).
ارزیابی خطرات اکولوژیکی: توصیف آماری فاکتور و شاخص خطرات اکولوژیکی (E_F و RI) عناصر در خاک منطقه مورد مطالعه در جدول ۱۰ نشان داده شده است. دامنه تغییرات مقادیر E_F برای عنصر کادمیم بین ۳۹۷/۷ و ۱۰۵۳/۹۷ نشان‌دهنده خطر اکولوژیکی بسیار زیاد است. نیکل نیز با دامنه تغییرات بین ۲۴/۴۰ تا ۴۲/۲۴ نشان‌دهنده خطرات اکولوژیکی کم تا متوسط است. میانگین E_F برای مس ۵۳/۶۷ نشان‌دهنده خطر

جدول ۱۰- توصیف آماری فاکتور و شاخص خطرات اکولوژیکی (E_F و RI) عناصر سنگین در خاک سطحی منطقه مورد مطالعه.

Table 10. Statistical description of the factor and ecological risk Index (RI) of heavy metals in the surface soil of the study area.

انحراف معیار Standard deviation	کم‌ترین Minimum	میانه Median	بیش‌ترین Maximum	میانگین Average	عنصر Element
1.9	2.9	5.3	7.7	5.2	کروم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Cr (mg kg ⁻¹)
6.2	24.4	36.7	42.2	34.8	نیکل (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Ni (mg kg ⁻¹)
221.2	397.7	879.1	1053.9	815.7	کادمیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Cd (mg kg ⁻¹)
6.8	46.2	51.8	69.8	53.7	مس (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Cu (mg kg ⁻¹)
2.4	2.3	3.7	9.9	4.2	روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Zn (mg kg ⁻¹)
0.8	5.4	6.4	7.7	6.6	سرب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Pb (mg kg ⁻¹)
0.12	1.07	1.30	1.5	1.30	منگنز (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Mn (mg kg ⁻¹)
226.9	506.1	967.2	1167.8	921.6	ریسک اکولوژیکی (RI) Ecological risk (RI)

نتیجه گیری

کودهای شیمیایی و انتشارات ترافیکی، افزایش سطح نیکل مواد مادری افیولیتی و مس به منشأ دوگانه انسانزاد و زمینزاد نسبت داده شد. در صورت عدم رعایت ملاحظات زیست محیطی، مانند نبود اعمال مدیریت صحیح در منطقه، در درازمدت صدمات جبران ناپذیری به چرخه محیط زیست وارد خواهد شد. لذا ضروری به نظر می رسد که تصمیماتی در راستای کاهش این آلودگی ها و نیز در صورت امکان حذف آن ها اتخاذ گردد. داده های مورد استفاده و روش های به کار رفته در این مورد پژوهش می تواند برای سیاست گذاری و تصمیم گیری در جهت توسعه استراتژی ها برای کاهش مشکلات عناصر سنگین در خاک های کشاورزی مفید باشد.

مطالعه حاضر نشان داد که میانگین عناصر نیکل، کروم و منگنز در نمونه های مورد بررسی بیش تر از استانداردهای EU، WHO، USEPA بالاتر بود. نتایج همبستگی و تحلیل های آماری چندمتغیره، طبقه بندی عناصر سنگین مورد بررسی را در سه گروه، (Ni و Cr، Mn)، (Zn و Cu) و (Cd و Pb) نشان داد که می تواند دلیلی بر منشأ یکسان آن ها باشد. شاخص آلودگی نشان داد که کادمیم، نیکل و مس آلاینده های مهمی هستند، به طوری که، بالاترین غنی شدگی را در بین عناصر مورد بررسی داشتند. شاخص خطرات اکولوژیک بالقوه نیز نشان داد که کادمیم، مس و نیکل مهم ترین آلاینده های مسئول مخاطرات اکولوژیک می باشند. دلیل افزایش غلظت کادمیم در خاک، به کاربردهای طولانی مدت و گسترده

منابع

1. Abbaszadeh, F., Jalali, V.R., and Jafari, A. 2017. Investigating the source of some heavy metals using cluster and factor analysis techniques in soils of Hormoz Island. *Journal of Applied Soil Research*. 6: 13-24. (In Persian)
2. Abraham, G.M., and Parker, R.J. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*. 136: 227-38.
3. 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. *Applied Geochemistry*. 26: 405-414.
4. Akbari, S., Karimi, A., Lakzian, A., Fotovat, A. 2015. Variations of Ni, Cr, and Mn concentration in soils formed along a toposequence of ultrabasic rocks in western Mashhad. *Journal of Water and Soil*. 29: 477-488. (In Persian)
5. Alloway, B. 2010. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, 3rd ed. Springer publications, 614p.
6. Antibachi, D., Kelepertzis, E., and Kelepertsis, A. 2012. Heavy metals in agricultural soils of the Mouriki-Thiva area (central Greece) and environmental impact implications. *Soil and Sediment Contamination*. 21: 434-450.
7. Atafar, Z., Mesdaghinia, A., Nouri, J., Homae, M., Yunesian, M., Ahmadimoghaddam, M., and Mahvi, A.H. 2010. Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. *Environmental Monitoring and Assessment*. 83: 1-4.
8. Azimzade, B., and Khademi, H. 2013. Estimation of background concentration of selected heavy metals for pollution assessment of surface soils of Mazandaran province, Iran. *Journal of Water and Soil*. Pp: 548-559. (In Persian)

9. Blaster, 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. *Science of the Total Environment*. 249: 257-280.
10. Brūmelis, G., Lapiņa, L., Nikodemus, O., and Tabors, G. 2002. Use of the O horizon of forest soils in monitoring metal deposition in Latvia. *Water Air Soil Pollution*. 135: 291-309.
11. Cai, L., Xu, Z., Ren, M., Guo, Q., Hu, X., Hu, G., Wan, H., and Peng, P. 2012. Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 78: 2-8.
12. Caillaud, J., Proust, D., Philippe, S., Fontaine, C., and Fialin, M. 2009. Trace metal distribution from a serpentinite weathering at the scales of the weathering profile and its related weathering microsystems and clay minerals. *Geoderma*. 149: 199-208.
13. Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C.h., Wu, H.T., Chen, H., Fan, K.K., Yu, K., Wu, X., and Tian, Q.Z. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*. 60: 542-551.
14. Dankoub, Z., Ayoubi, S., Khademi, H., and Lu, S.G. 2012. Spatial distribution of magnetic properties and selected heavy metals in calcareous soils as affected by land use in the Isfahan region, Central Iran, *Pedosphere*. 22: 33-47.
15. Davari, A., Danehkar, A., Khorasani, N., and Javanshir, A. 2012. Identification of heavy metals contamination at Bushehr mangroves. *Journal of Environmental Studies*. 38: 7-9.
16. Davies, B.E. 1997. Heavy metal contaminated soils in an old industrial area of Wales, Great Britain: source identification through statistical data interpretation, *Water Air Soil Pollution*. 94: 85-98.
17. Dogra, N., Sharma, M., Sharma, A., Keshavarzi, A., Minakshi Bhardwaj, R., Thukral, A.K., and Kumar, V. 2020. Pollution assessment and spatial distribution of roadside agricultural soils: a case study from India. *International Journal of Environmental Health Research*. 30: 146-159.
18. European Union. 2002. Heavy Metals in Wastes, European Commission on Environment. (<http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/heavymetalsreport>)
19. Facchinelli, A., Sacchi, E., and Mallen, L. 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution*. 114: 313-324.
20. FAO/WHO. 1984. List of contaminants and their maximum levels in foods. Codex Alimentarius Commission. (Unpublished FAO document, CAC/Vol. X-VII. Ed. 1, Available from FAO).
21. Guan, Q., Wang, F., Xu, C., Pan, N., Lin, J., Zhao, R., Yang, Y., and Luo, H. 2018. Source apportionment of heavy metals in agricultural soil based on PMF: A case study in Hexi Corridor, northwest China. *Chemosphere* 193: 189-197.
22. Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control, A sedimentological approach. *Water Research*. 14: 975-1001.
23. Hans, W.P. 2006. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering*. 26: 40-5.
24. Hu, Y., Liu, X., Bai, J., Shih, K., Zeng, E.Y., and Cheng, H. 2013. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. *Environmental Science and Pollution Research*. 20: 6150-6159.
25. Hu, W.Y., Huang, B.M., Weindorf, D.C., and Chen, Y. 2014. Metals analysis of agricultural soils via portable X-ray fluorescence spectrometry. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 92: 420-426.

26. Hu, W.Y., Zhang, Y., Huang, B., and Teng, Y. 2017. Soil environmental quality in greenhouse vegetable production systems in eastern China: current status and management strategies. *Chemosphere*. 170: 183-195.
27. Hu, W., Wang, H., Dong, L., Huang, B., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B., He, Y., and Holm, P.E. 2018. Source identification of heavy metals in peri-urban agricultural soils of southeast China. *Environmental Pollution*. 237: 650-661.
28. Huang, Y., Li, T.Q., Wu, C.X., He, Z.L., Japenga, J., Deng, M., and Yang, X. 2015. An integrated approach to assess heavy metal source apportionment in peri-urban agricultural soils. *Journal of Hazardous Materials*. 299: 540-549.
29. Karimi, A., Haghnia, G.H., Ayoubi, Sh., and Safari, T. 2017. Impacts of geology and land use on magnetic susceptibility and selected heavy metals in surface soils of Mashhad plain, northeastern Iran. *Journal of Applied Geophysics*. 138: 127-134.
30. Kelepertzis, E. 2014. Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: insights from Argolida basin, Peloponnese, Greece. *Geoderma*. 221: 82-90.
31. Keshavarzi, A., and Kumar, V. 2019. Ecological risk assessment and source apportionment of heavy metal contamination in agricultural soils of Northeastern Iran. *International Journal of Environmental Health Research*. 29: 544-560.
32. Krishna, A.K., and Mohan, K.R. 2016. Distribution, correlation, ecological and health risk assessment of heavy metal contamination in surface soils around an industrial area, Hyderabad, India. *Environmental Earth Science*. 75: 411.
33. Kumar, V., Pandita, S., Sharma, A., Bakshi, P., Sharma, P., Karaouzas, I., Bhardwaj, R., Thukral, A.K., and Cerda, A. 2019. Ecological and human health risk appraisal of metal (loid)s in agricultural soils: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*. Pp: 1-13.
34. Lee, C.S., Li, X., Shi, W., Cheung, S.C., and Thornton, I. 2006. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. *Science of the Total Environment*. 356: 45-61.
35. Li, L., Holm, P.E., Marcussen, H., and Hansen, H.C. 2014. Release of cadmium, copper, and lead from urban soils of Copenhagen. *Environmental Pollution*. 187: 90-7.
36. Lin, H.T., Wong, S.S., and Li, G.C. 2004. Heavy metal content of rice and shellfish in Taiwan. *Journal of Food and Drug Analysis*. 12: 167-74.
37. Liu, S.H., Zeng, G.M., Niu, Q.Y., Liu, Y., Zhou, L., Jiang, L.H., Tan, X.F., Xu, P., Zhang, C., and Cheng, M. 2017. Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini-review. *Bioresource Technology*. 224: 25-33.
38. Lu, X., Wang, L., Li, L.Y., Lei, K., Huang, L., and Kang, D. 2010. Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*. 173: 744-749.
39. Lu, A., Wang, J., Qin, X., Wang, K., Han, P., and Zhang, S. 2012. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China. *Science of the Total Environment*. 425: 66-74.
40. Luo, W., Wang, T., Lu, Y., Giesy, J.P., Shi, Y., Zheng, Y., Xing, Y., and Wu, G. 2007. Landscape ecology of the Guanting Reservoir, Beijing, China: multivariate and geostatistical analyses of metals in soils. *Environmental Pollution*. 146: 567-576.
41. 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: 2524-30.
42. McLennan, S.M. 2001. Relationships between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*. 2: 1021.

43. Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*. 2: 108-118.
44. Nael, M., Jalalian, A., Khademi, H., Kalbasi, M., Sotohian, F., and Schulin, R. 2010. Effect of Geopedological Conditions on Content and Distribution of Selected Major and Trace Elements in Forest Soils of Fuman-Masule Region. *Journal of Water and Soil Science*. 14: 71-86. (In Persian)
45. Nan, Z., Li, J., Zhang, J., and Cheng, G. 2002. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions. *Science of the Total Environment*. 285: 187-195.
46. Nelson, D.W., and Sommers, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. P 539-577. In: A.L. Page et al. (eds.) *Methods of soil analysis*. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
47. Nikraves, M., Karimi, A., Esfandyarpur, E., and Fotovat, A. 2017. Assessment of surface soil pollution with selected heavy metals in Semnan industrial complex and surrounding areas. *Journal of Natural Environment*. 1: 211-226. (In Persian)
48. Palumbo, B., Angelone, M., Bellanca, A., Dazzi, C., Hauser, S., Neri, R., and Wilson, J. 2000. Influence of inheritance and pedogenesis on heavy metal distribution in soils of Sicily, Italy. *Geoderma*. 95: 247-266.
49. Pan, Y.P., and Wang, Y.S. 2015. Atmospheric wet and dry deposition of trace elements at 10 sites in Northern China. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 15: 951-972.
50. Rajabzadeh, M.A., Ghasemkhani, E., and Khosravi, A. 2015. Biogeochemical study of chromite bearing zones in Forumad area, Sabzevar ophiolite, Northeastern Iran. *Journal of Geochemical Exploration*. 151: 41-49.
51. Rodríguez Martín, J.A., Ramos Miras, J.J., Boluda, R., and Gil, C. 2013. Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain). *Geoderma*. 200: 180-188.
52. Shakeri, M., Karimi, A., and Haghnia, G. 2017. Characteristics of in situ soils formed in Sabzevar ophiolite area. 5th National Conference of Iranian Association of Geomorphology, Mashhad, Iran.
53. Sharma, P., Bhardwaj, R., Arora, N., Arora, H.K., and Kumar A. 2008. Effects of 28-homobrassinolide on nickel uptake, protein content and antioxidative defense system in *Brassica juncea*. *Biologia Plantarum*. 52: 767-770.
54. Sheng-Gao, L.U., Shi-Qiang, B.A.I., and Li-Xia, F.U. 2008. Magnetic properties as indicators of Cu and Zn contamination in soils. *Pedosphere*. 18: 479-485.
55. Singh, S.K., Pandey, C.B., Sidhu, G.S., Sarkar, D., and Sagar, R. 2011. Concentration and stock of carbon in the soils affected by land uses and climates in the western Himalaya, India. *Catena*. 87: 78-89.
56. Sungur, A., Soylak, M., and Ozcan H. 2013. Investigation of heavy metal mobility and availability by the BCR sequential extraction procedure: relationship between soil properties and heavy metals availability. *Chemical Speciation and Bioavailability*. 26: 219-30.
57. Sutherland, R.A. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*. 39: 611-627.
58. Taghipour, M., Ayoubi, S., and Khademi, H. 2011. Contribution of lithologic and anthropogenic factors to surface soil heavy metals in western Iran using multivariate geostatistical analyses. *Soil and Sediment Contamination*. 20: 921-937.
59. USEPA. 1983. Office of Solid Waste and Emergency Response, Hazardous waste land treatment.
60. Walkley, A., and Black, I.A. 1934. An examination of degradation method for determining soil organic matter: a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. 37: 29-35.

61. Westerman, R.L. 1990. Soil Testing and Plant Analysis. Soil Science Society of America. 3rd edition, Madison, Wisconsin, USA. 784p.
62. Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., and Posmentier, E.S. 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dust of Xi'an, Central China. Science of the Total Environment. 355: 176-186.
63. Zhang, X.P., Deng, W., and Yang, X.M. 2002. The background concentrations of soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet). Journal of Asian Earth Sciences. 21: 67-174.
64. Ziyadee, A., Hirmas, D.R., Karimi, A., Kehl, M., Macpherson, G.L., Lakzian, A., and Roshanizarmehri, M. 2019. Geogenic and anthropogenic sources of potentially toxic elements in airborne dust in northeastern Iran. Aeolian Research. 41: 100540.



Pollution assessment and source of selected heavy metals in agricultural soils, southern Sabzevar, northeastern Iran

A. Qasemzade¹, A.R. Karimi^{*2}, A. Ziyae³ and A. Fotovat²

¹M.Sc. Student, Dept. of Soil Science, Ferdowsi University of Mashhad,

²Professor, Dept. of Soil Science, Ferdowsi University of Mashhad,

³Ph.D. Graduate, Dept. of Soil Science, Ferdowsi University of Mashhad

Received: 04.19.2020; Accepted: 01.30.2021

Abstract

Background and Objectives: Heavy metals enter naturally in the soil environment from the pedogenic processes during weathering of parent materials or through a variety of human activities. Determining the source of heavy metal in agricultural soil is necessary to management the soil pollution. This study aimed to investigate soil pollution by selected heavy metals and determine their sources in agricultural soils in Southern Sabzevar.

Materials and Methods: The study area is located in the piedmont of ophiolitic belt in the South of Sabzevar city, Northeastern Iran. Surface soil samples from 0 to 20 cm depth of cultivated lands were regularly collected up to 2 km from the main road. Also, three profiles were studied at a distance of 1 km intervals. Five samples were taken from the depths of 0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm. The total concentrations of Al, Fe, Mn, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, and Cd were measured by Inductively Coupled Plasma (ICP-OES). In this study, Pollution indices were calculated for the studied heavy metals. Multivariate statistical techniques were also applied to assess the sources of the heavy metals using SPSS software V 24.

Results: Mean concentrations of Ni, Cr, Mn, Cu, and Zn were 306.2, 217.5, 781.4, 268.3, and 302.2 mg kg⁻¹ was found to be higher than EU, WHO, and USEPA standards. Cadmium with an average concentration of 2.7 mg kg⁻¹ was higher than WHO and USEPA standards and Pb with an average concentration of 18.8 mg kg⁻¹ was higher than USEPA standards. Based on Pearson correlation coefficients, statistically-significant positive correlations (P<0.01) were found between Ni and Cr, Cu and Zn (P<0.01), and also between Pb and Cd (P<0.05). In addition, based on principal component analysis (PCA), three components accounting for 76.97% of the total variance explained. The first component contained Fe, Mn, Cr, and Ni, the second and third components included Pb, Cd and Cu, Zn, respectively. According to the pollution indices (enrichment factor and geoaccumulation index), Cd, Cu, and Ni are important pollutants, with the highest EF and I_{geo} index among the analyzed elements. Potential ecological risk factor (E_r) also showed that Cd, Cu, and Ni are important pollutants responsible for ecological threats.

Conclusion: According to the results of correlation and multivariate statistical analyses the heavy metals were classified in three groups of (Mn, Cr, Ni), (Cu, Zn) and (Pb, Cd), which indicates their similar sources. Elevated amounts of Cd and Ni in the soil, based on EF, I_{geo}, and E_r, were attributed to the long-term and extended applications of the chemical fertilizers and traffic emission for Cd and ophiolitic parent material for Ni. In comparison, the elevated

* Corresponding Author; Email: karimi-a@um.ac.ir

amount of indexes for Cu were associated with both anthropogenic and geogenic sources. Hence, control of elements from geogenic and anthropogenic sources into the soil seems necessary. In case of non-observing environmental considerations such as excreting proper management in the region, The environmental cycle will face irreparable damage in the long-term; therefore, it seems necessary to make decisions to reduce these pollutants and, if possible to eliminate them.

Keywords: Agricultural soil, Ecological risk index, Multivariate analysis, Soil pollution, Ultramafic rocks