



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

ارزیابی ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین موجود در خاک محل دفن پسماند شهر تهران و منطقه مسکونی مجاور آن

شهلا کریمیان، سکینه شکوهیان*، غلامرضا موسوی

گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران

اطلاعات مقاله:	چکیده
تاریخ دریافت:	زمینه و هدف: مواد زائد شهری از منابع مهم آلاینده بوده و آلودگی خاک لندفیل به
تاریخ ویرایش:	فلزات سنگین از چالش‌های رایج بوده است. هدف از این مطالعه ارزیابی ریسک اکولوژیک
تاریخ پذیرش:	فلزات سنگین موجود در خاک لندفیل تهران و منطقه مسکونی مجاور آن بوده است.
تاریخ انتشار:	روش بررسی: پس از مشاوره با کارشناسان و براساس تاسیسات پردازش پسماند،
	۱۲ نقطه انتخاب و در ۴ فصل نمونه‌برداری گردید. هضم نمونه خاک با چهار اسید
	$\text{HNO}_3:\text{HClO}_4:\text{HCl}:\text{HF}$ انجام و غلظت فلزات با دستگاه ICP-OES قرائت و ریسک
	اکولوژیکی محاسبه شد. از آزمون‌های کولموگراف-اسمیرنوف، کروسکال-والیس و ضریب
	همبستگی پیرسون جهت تعیین ارتباط بین غلظت فلزات با فصول و نقاط نمونه‌برداری
	استفاده شد.
واژگان کلیدی: فلزات سنگین، آلودگی خاک، ریسک اکولوژیک، ضریب همبستگی پیرسون	یافته‌ها: نتایج نشان داد که ترتیب غلظت فلزات به صورت آلومینیوم < آهن < منگنز < روی < کروم < سرب < مس < نیکل < کبالت < آرسنیک < کادمیوم بود. آزمون ناپارامتری کروسکال-والیس و مقایسات زوجی نشان از تفاوت معنی‌دار بین غلظت فلزات در نقاط و فصول مختلف نمونه‌برداری به‌خصوص در فصول بارانی داشت. ضریب همبستگی پیرسون ارتباط قوی و مثبت بین میانگین غلظت مس-سرب، مس-روی و سرب-روی به ترتیب برابر با ۰/۹۳۲، ۰/۸۷۴ و ۰/۸۸۳ نشان داد. فلز مس در سایت کمپوست و تخمیر دارای بالاترین فاکتور آلودگی با مقادیر ۱۳/۲ و ۹/۸۹ بوده و شاخص زمین انباشتی هم تاییدی بر آلودگی آنتروپوژنیک خاک منطقه بود. ریسک اکولوژیک در محدوده ۶۷/۳ تا ۱۵۴/۷ متغیر بوده که ترتیب عناصر به‌صورت کادمیوم < مس < سرب < نیکل < آرسنیک < کروم < روی < کبالت < منگنز بود.
پست الکترونیکی نویسنده مسئول: s.shkoohiyan@modares.ac.ir	نتیجه‌گیری: با توجه به ریسک اکولوژیکی متوسط تا شدید فلزات در منطقه مورد بررسی و غلظت بالاتر آنها نسبت به غلظت زمینه، می‌توان دریافت که تغییرات فلزات و آلودگی خاک متاثر از فعالیت‌های صورت گرفته در لندفیل است.

مقدمه

مواد زائد جامد شهری یکی از منابع مهم آلاینده در شهرها بخصوص کلانشهرها بوده و عدم مدیریت مناسب در جمع‌آوری و دفع آن می‌تواند منجر به بحران‌های مهم بهداشتی و زیست محیطی گردد. طی دهه‌های اخیر رشد بی‌رویه جمعیت، بالا رفتن سطح درآمد افراد، توسعه شهرنشینی و تمرکز جمعیت در کلانشهرها موجب تولید و تلنبار شدن حجم انبوهی از پسماندها با ترکیب و کیفیت متفاوت شده است و برنامه‌ریزان شهری در اکثر کشورها با مشکلات و بحران‌های جدی بهداشتی و زیست محیطی مواجه شده‌اند (۱).

دفن یا لندفیل کردن پسماند، یکی از پرکاربردترین روش‌های مدیریت پسماندهای شهری در بسیاری از نقاط جهان و بخصوص در ایران محسوب می‌شود که در صورت عدم رعایت قوانین و استانداردهای زیست محیطی سبب آلودگی اکوسیستم می‌گردد. از بین تمام آلاینده‌های زیست محیطی، فلزات سنگین به دلایلی نظیر سمیت زیاد، سرطان‌زایی، غیرقابل تجزیه و جهش‌زا بودن اهمیت ویژه‌ای دارند (۲). یکی از راه‌های معمول ورود این آلاینده‌ها به خاک و آب‌های مجاور، خروج شیرابه از محل دفن، آلودگی ناشی از حمل و نقل غیربهداشتی پسماند و ذرات گرد و غبار حاوی این فلزات به این مکان‌ها هستند (۳). یکی از راه‌های کاربردی جهت اطمینان از عدم وجود مشکلات زیست محیطی، ارزیابی ریسک اکولوژیکی است (۴). در این فرایند، احتمال وقوع اثرات سوء در نتیجه مواجهه با یک عامل تنش‌زای محیطی ارزیابی می‌گردد و شامل طرح‌ریزی، آنالیز داده‌ها، کسب نتایج، ارائه فرضیه‌ها، ارزیابی خطرات احتمالی و اثرات شدید اکولوژیک است (۵). در سال‌های اخیر پژوهش‌هایی روی فلزات سنگین موجود در خاک لندفیل‌های مختلف انجام شده است. Shakeri و همکار (۶) به بررسی آلودگی خاک در پایین‌دست لندفیل پسماند شهری کرمانشاه پرداختند. نتایج نشان داد که میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک،

از غلظت آن در نمونه‌های زمینه بیشتر بود که بیانگر تاثیر نفوذ شیرابه به خاک‌های این منطقه بوده است. در مطالعه دیگر، Seyed Asri و همکار (۷) ریسک اکولوژیک فلزات سنگین موجود در خاک محل دفن تنکابن را مورد بررسی قرار دادند. نتایج بیانگر بالا بودن غلظت فلزات از استانداردهای جهانی و ایران بودند. مطالعات دیگری نیز بر روی خاک‌های محل دفن زاهدان (۸)، زنجان (۹)، مازندران (۱۰) و همدان (۱۱) انجام پذیرفته است که همگی موید تاثیر لندفیل بر تغییرات فلزات خاک هستند. تهران برطبق آخرین سرشماری سال ۱۳۹۵ با جمعیتی بالغ بر ۸/۶ میلیون نفر، روزانه ۸۵۰۰ ton زباله تولید کرده که نرخ بازیافت پایین (۱۵ درصد) نشانگر عدم تفکیک در مبدا مناسب پسماند بوده و بنابراین احتمال ورود پسماندهای حاوی فلزات سنگین به محل دفن وجود داشته که می‌تواند سبب آلودگی محیط زیست از جمله خاک منطقه گردد. از سال ۱۳۳۵ دو مرکز دفن آبعلی و کهریزک مورد بهره‌برداری قرار گرفتند و در دهه ۱۳۶۰ مرکز دفن کهریزک (آرادکوه) تبدیل به تنها مرکز دفن مواد زائد جامد شهر تهران شد (۱۲). پسماندهای دفن شده در لندفیل کهریزک عبارتند از پسماندهای روسرندی خطوط پردازش، پسماندهای عفونی و شبه‌خانگی بیمارستانی، لاشه حیوانات، لجن و خاکستر زباله‌سوز (۱۲). با توجه به تنوع پسماندهای دفن شده، وجود دریاچه‌ای از شیرابه در محل دفن، اظهار نگرانی‌های ساکنین مناطق مسکونی مجاور لندفیل مبنی بر آلودگی‌های زیست محیطی و همچنین نبود مطالعه‌ای جامع در مورد وضعیت آلودگی فلزات سنگین موجود در خاک لندفیل کهریزک تهران، ضروری است تا مطالعه‌ای صورت گیرد. بنابراین هدف از این مطالعه، (۱) تعیین غلظت زمینه فلزات سنگین؛ (۲) تعیین غلظت موجود فلزات سنگین در خاک منطقه؛ و (۳) محاسبه شاخص‌های آلودگی خاک در ۱۱ نقطه از محل دفن کهریزک و یک نقطه در مرکز منطقه مسکونی مجاور آن و مقایسه با استانداردهای جهانی بوده است.

- آماده‌سازی، هضم نمونه‌های خاک و سنجش فلزات

سنگین

نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، آشغال بزرگ آن جدا و در دمای اتاق تا رسیدن به وزن ثابت خشک شد. نمونه‌های خاک الک شده با استفاده از سنگ‌شکن خرد شد تا اندازه آنها به کمتر از ۴ mm رسید، سپس نمونه‌های خرد شده با استفاده از هاون‌های دیسکی استیل نمایش شدند، تا ۸۵ درصد حجم نمونه از الک ۲۰۰ مش (۷۵ μ) عبور نماید. از نمونه‌های خاک، ۰/۲۵ برداشته و در لوله‌های تفلونی به روش چهار اسید، مشتمل بر اسیدهای هیدروفلوئوریک (۵ mm)، پرکلریک (۳ mm)، نیتریک (۵ mm) و هیدروکلریک (۱۰ mm) هضم شد (۱۴). تمامی نمونه‌ها در محفظه Hot Box در دمای 220°C به مدت ۴ h حرارت داده شدند. سپس نمونه‌ها در دمای محیط خنک شده و با آب مقطر به حجم ۵۰ mL رسیدند؛ تا آماده قرائت با دستگاه ICP-OES (Inductively coupled plasma-optical emission spectrometer) مدل Varian 735 شوند.

- حد تشخیص دستگاه ICP-OES

به منظور تایید صحت نتایج ICP-OES، نرخ بازیابی یا (recovery rate) بر روی سنجش‌های فلزات سنگین صورت گرفت. به این صورت که ماده‌ای به نام خاک فرانس را به غلظت‌های مشخصی از فلزات سنگین آغشته و استخراج فلزات طبق روش استفاده شده انجام گردید و توسط دستگاه سنجش گردید. نرخ بازیابی برای نمونه‌های خاک برای کروم ۸۷ تا ۱۰۱ درصد، برای کادمیوم ۹۵ تا ۱۰۳ درصد، برای آرسنیک ۹۶ تا ۱۰۵ درصد، برای سرب ۸۹ تا ۱۰۷ درصد، برای نیکل ۹۷ تا ۱۰۲ درصد، برای آلومینیوم ۸۷ تا ۱۰۲ درصد، برای منگنز ۹۳ تا ۱۰۴ درصد، برای آهن ۸۹ تا ۱۰۲ درصد، برای روی ۸۶ تا ۱۰۵ درصد، برای مس ۹۲ تا ۱۰۸ درصد و برای کبالت نیز ۸۵ تا ۱۰۳ درصد بود.

مواد و روش‌ها

- منطقه مورد مطالعه

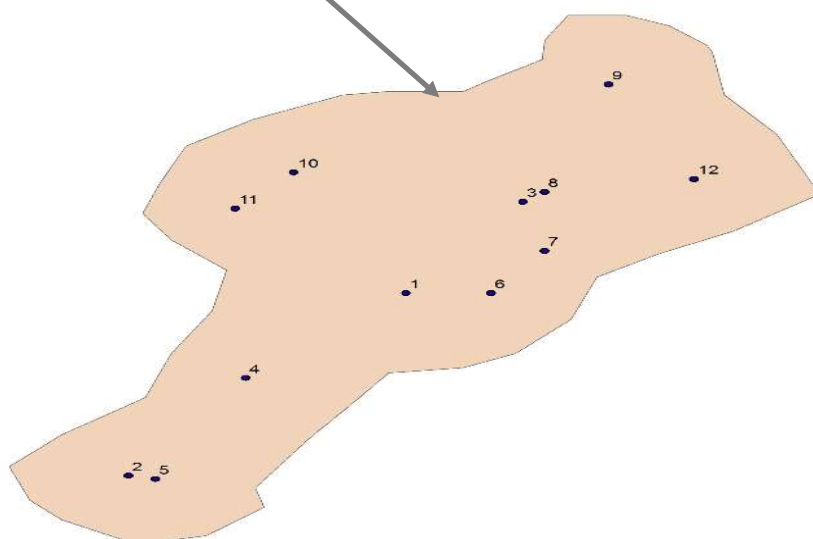
مطالعه حاضر مقطعی و از نوع توصیفی-تحلیلی بوده که بر روی خاک لندفیل شهر تهران صورت گرفته است. لندفیل کهریزک پذیرای پسماند تولیدی ۲۲ منطقه شهر تهران بوده که در ۳۵ درجه عرض و ۵۱ درجه طول جغرافیایی واقع شده است. میزان بارش سالیانه در این منطقه در حدود ۳۵۱ mm و جهت بادهای غالب آن از سمت غرب است (۱۳).

- تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری

انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک بر مبنای پوشش تمام لندفیل بوده که در آن عملیات متفاوتی بر روی پسماند صورت می‌پذیرفت. بنابراین، با مراجعه به محل دفن پسماند شهر تهران از طریق مشاهده و مشورت با متخصصین نقشه‌برداری منطقه، ۱۱ ایستگاه نمونه‌برداری در داخل محدوده تعیین و یک ایستگاه در مرکز نزدیک‌ترین منطقه مسکونی در پایین‌دست محل دفن انتخاب شد (شکل ۱) که نقاط نمونه‌برداری عبارت بودند از: ضلع جنوبی محل دفن فعال (۱)، ورودی تصفیه‌خانه شیرابه (۲)، در مسیر زهکشی شیرابه (۳)، پایین‌دست محل دفن زباله‌های بیمارستانی (۴)، ۵۰ متری پایین‌دست دودکش زباله‌سوز (۵)، محل گرانوله کردن کمپوست (۶)، محل تجمع شیرابه (۷)، سایت استراحت کارگران (۸)، محل دفن قدیم تکمیل شده (۹)، ضلع غربی ایستگاه بازیافت مواد تخمیر پسماند (Materials recovery facility (MRF)) (۱۰)، سایت تخمیر پسماند (۱۱) و مرکز نزدیک‌ترین منطقه مسکونی قاسم‌آباد (۱۲)، که نمونه‌برداری طی ۴ فصل متوالی در سال ۱۳۹۸ در اواسط هر فصل انجام شد. در هر فصل از هر ایستگاه ۵ زیرنمونه خاک از عمق ۲۰-۰ cm به وزن ۵۰۰ g با استفاده از بیلچه باغبانی تهیه و سپس این ۵ زیرنمونه با هم مخلوط و یک نمونه مرکب حاصل شد. نمونه مورد نظر در کیسه پلاستیکی زیپ‌دار به آزمایشگاه منتقل شد.



- 1- ضلع جنوبی محل دفن فعال
- 2- ورودی تصفیه‌خانه شیرابه
- 3- در مسیر زهکشی شیرابه
- 4- پایین‌دست محل دفن زباله‌های بیمارستانی
- 5- ۵۰ متری پایین‌دست دودکش زباله‌سوز
- 6- محل گرانوله کردن کمپوست
- 7- محل تجمع شیرابه
- 8- سایت استراحت کارگران
- 9- محل دفن قدیم تکمیل شده
- 10- ضلع غربی ایستگاه بازیافت مواد
- 11- سایت تخمیر پسماند
- 12- مرکز نزدیکترین منطقه مسکونی قاسم‌آباد



شکل ۱- نقشه هوایی و نقاط نمونه‌برداری لندفیل کهریزک و منطقه مسکونی

فاکتور آلودگی

با مقایسه غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در خاک با مقدار غلظت زمینه به تعیین میزان آلودگی می‌پردازد. این فاکتور از معادله ۱ به دست می‌آید و در صورتی که $CF < 1$ (آلودگی کم)، $1 \leq CF < 3$ (آلودگی متوسط)، $3 \leq CF < 6$ (آلودگی زیاد) و $CF \geq 6$ (آلودگی بسیار زیاد) خواهد بود (۱۵).

- شاخص‌های آلودگی خاک

شاخص‌های آلودگی اکولوژیکی مورد بررسی عبارتند از فاکتور آلودگی (Contamination factor (CF))، درجه آلودگی (Contamination degree (CD))، شاخص زمین‌انباشتگی (Geo-accumulation index (I_{geo})) و شاخص ریسک اکولوژیکی (Ecological risk index (ERI)) که در زیر به آنها پرداخته شده است.

$3 \leq I_{geo} \leq 4$ (آلودگی متوسط تا شدید)، $2 \leq I_{geo} \leq 3$ (آلودگی شدید)، $4 \leq I_{geo} \leq 5$ (آلودگی شدید تا بسیار شدید)، و $I_{geo} \geq 5$ (آلودگی بسیار شدید) خواهد بود (۱۷).

$$I_{geo} = \text{Log}_2 \left(\frac{C_n}{1.5B_n} \right) \quad (3)$$

ارزیابی ریسک اکولوژیکی

این شاخص اولین بار توسط Hakanson (۵) ارائه و از طریق معادله ۴ برای هر عنصر و برای تمام عناصر از طریق معادله ۵ محاسبه می‌شود. براساس رویکرد Hakanson، فاکتور پاسخ سمیت (T_{ri}) برای فلزات As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn به ترتیب برابر با ۱۰، ۳۰، ۲، ۲، ۵، ۱، ۵، ۵ و ۱ هستند. در صورتی که $ERI \leq 40$ (آلودگی کم)، $40 \leq ERI \leq 80$ (آلودگی شدید)، $80 \leq ERI \leq 160$ (آلودگی خیلی شدید) و $ERI \geq 160$ (آلودگی فوق‌العاده شدید) خواهد بود (۱۷).

$$E_{ri} = \frac{C_n}{B_n} \times T_{ri} \quad (4)$$

$$ERI = \sum_{i=1}^n E_{ri} \quad (5)$$

که در این معادله، E_{ri} : ریسک اکولوژیکی برای هر عنصر و T_{ri} فاکتور سمیت برای هر فلز سنگین است.

- روش آنالیز داده‌ها

بعد از سنجش غلظت فلزات، از نرم‌افزار SPSS22 برای انجام آزمون‌های آماری استفاده شد. برای بررسی نرمال بودن داده‌های غلظت فلزات سنگین در فصول و نقاط نمونه‌برداری مختلف، از آزمون‌های کولموگراف - اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) و شاپیرو - ویلک (Shapiro-Wilk) استفاده شد. همچنین از آزمون ناپارامتری کروسکال-والیس (Kruskal-Wallis) و آنالیز مقایسات

$$CF = \frac{C_n}{B_n} \quad (1)$$

که در این معادله، C_n و B_n به ترتیب غلظت فلز در نمونه مورد بررسی و غلظت زمینه طبیعی هستند. غلظت زمینه طبیعی، غلظت محیطی فلزات سنگین در خاک بدون دخالت عوامل و فعالیت‌های انسانی تعریف می‌شود (۱۰). برای تعیین نقاط نمونه‌برداری برای غلظت زمینه، پس از مشاوره با کارشناسان شاغل در لندفیل و براساس جهت باد (غرب به شرق)، ۱۰ نقطه در بالادست لندفیل در فاصله تقریبی ۱۰۰۰ m انتخاب شدند. این ۱۰ نمونه در فواصل تقریباً ۱۰۰ m از هم جمع‌آوری شدند (۱۶). مرکز مرجع و اطلاعات بین‌المللی خاک (International Soil Reference and Information Centre (ISRIC)) تمامی اطلاعات آزمایشگاهی و فیلدی مربوط به خاک‌های جهان را براساس نقشه‌های ترسیم شده تعیین می‌نمایند که استاندارد خاک نیز توسط این موسسه تعیین می‌گردد. منظور از استاندارد خاک جهانی متوسط غلظت فلزات سنگین در پوسته زمین بوده است.

درجه آلودگی

CD خاک، حاصل جمع CF بوده که به درجه آلودگی Hakanson نیز معروف بوده و از معادله ۲ به دست می‌آید. در صورتی که $CD < 6$ (آلودگی کم)، $6 \leq CD < 12$ (آلودگی متوسط)، $12 \leq CD < 24$ (آلودگی زیاد) و $CD \geq 24$ (آلودگی بسیار زیاد) خواهد بود (۱۵).

$$CD = \sum_{i=1}^n CF^i \quad (2)$$

شاخص زمین‌انباشتگی

شاخص I_{geo} نشان‌دهنده تاثیر عوامل انسان‌زاد در آلودگی خاک بوده و از طریق معادله ۳ تعیین می‌گردد. در صورتی که $I_{geo} \leq 0$ (کاملاً غیرآلوده)، $0 \leq I_{geo} \leq 1$ (غیرآلوده تا آلودگی متوسط)، $1 \leq I_{geo} \leq 2$ (آلودگی متوسط)،

زوجی (pairwise comparison) جهت مقایسه دو به دو و بررسی جزئی تر تفاوت‌ها استفاده شد. برای تعیین منشا فلزات از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson correlation coefficient) استفاده شد. برای پهنه‌بندی وضعیت آلودگی از سیستم اطلاعات جغرافیایی ((Geographic Information System (GIS) استفاده شد.

یافته‌ها

- بررسی غلظت فلزات سنگین در مناطق مختلف نمونه‌برداری

متوسط غلظت فلزات سنگین ارائه شده در جدول ۱ نشان داد که غلظت عناصر در نقاط مورد بررسی دارای گستره وسیع است. برطبق جدول ۱، بالاترین و پایین‌ترین غلظت به ترتیب مربوط به آلومینیوم با $79933/3 \pm 4154 \text{ mg/kg}$ و آرسنیک $3/98 \pm 0/6 \text{ mg/kg}$ بود. نتایج میانگین غلظت نشان داد که الگوی تغییر غلظت فلزات سنگین در محل دفن پسماند و منطقه مسکونی و در فصول مختلف روند مشابهی داشته‌اند. همچنین غلظت فلزات سنگین مانند کروم، نیکل، سرب، روی، آهن و مس در نقطه نمونه‌برداری شماره ۶ که در آن عملیات کمپوست به روش ویندرو صورت می‌گیرد، بالاترین مقدار بوده است. مقایسه غلظت فلزات سنگین خاک در منطقه مورد مطالعه با غلظت زمینه این فلزات، متوسط غلظت جهانی و همچنین ضریب تغییرات در جدول ۲ ارائه شده است.

نتایج آزمون‌های کولموگراف-اسمیرنوف و شاپیرو-ویلک نشان داد که غلظت فلزات سنگین از توزیع نرمال برخوردار نیستند، بنابراین جهت بررسی ارتباط از آزمون ناپارامتری کروسکال-والیس و مقایسات زوجی استفاده شد. نتایج آزمون کروسکال-والیس نشان داد که تفاوت آماری معنی‌داری بین غلظت فلزات سنگین در فصول و نقاط مختلف نمونه‌برداری وجود دارد ($p < 0/001$). مقایسات زوجی نشان داد که از بین عناصر، آرسنیک، کادمیوم و سرب در فصول مختلف نمونه‌برداری با هم

تفاوت معنی‌داری دارند ($p = 0/001$). عبارت دیگر غلظت این عناصر در فصول بهار- پاییز و بهار- زمستان دارای تفاوت معنی‌داری هستند که بیانگر بالاتر بودن غلظت فلزات سنگین در فصول بارانی (پاییز و زمستان) نسبت به فصول خشک (بهار و تابستان) است. علاوه بر معنی‌دار بودن تفاوت غلظت در نقاط مختلف نمونه‌برداری، مقایسات زوجی فلزات سنگین در نقاط نمونه‌برداری نیز نشان داد که بجز کادمیوم، کروم و سرب، غلظت سایر فلزات در نقاط مختلف تفاوت معنی‌داری دارند.

به منظور بررسی منشا فلزات سنگین موجود در خاک، آنالیز همبستگی پیرسون انجام و نتایج آن در جدول ۳ آمده است. این ضریب نشان داد که رابطه همبستگی خیلی قوی بین میانگین غلظت مس-سرب ($0/932$)، مس-روی ($0/874$)، سرب-روی ($0/883$)، کبالت-آلومینیوم ($0/713$)، کبالت-منگنز ($0/642$)، کبالت-آهن ($0/628$)، آهن-آلومینیوم ($0/708$)، کروم-مس ($0/617$)، کروم-روی ($0/635$) و کروم-سرب ($0/600$) در سطح معنی‌داری ۱ درصد وجود دارد. همچنین ضریب همبستگی خیلی قوی ($r > 0/6$) بین کبالت با منگنز و آهن، کروم-مس، کروم-روی، روی-نیکل، منگنز-آلومینیوم، کبالت-آلومینیوم و آهن-آلومینیوم مشاهده شد. ضریب همبستگی زیر ۰/۳ و یا منفی بیانگر عدم ارتباط عناصر با هم از لحاظ منشا است.

مقادیر CF و CD فلزات سنگین در ۱۲ نقطه نمونه‌برداری نیز در جدول ۴ ارائه شده است. ترتیب مقادیر CF در منطقه مورد مطالعه مس < روی < سرب < کادمیوم < نیکل < کبالت < آهن < منگنز < آرسنیک < کادمیوم < آلومینیوم بوده است. عناصر مس، سرب و روی دارای بالاترین مقدار CF در محل تولید کمپوست بوده که سبب شده در طبقه آلودگی بسیار زیاد قرار گیرد. کروم بجز نقطه ۵، در سایر مناطق CF بزرگ‌تر از ۳ داشته و این امر نشان‌دهنده آلودگی زیاد خاک به این فلز است. CF مس در همه نقاط آلودگی زیاد داشته و بالاترین مقدار در

جدول ۱- میانگین غلظت فلزات سنگین (mg/kg) در نقاط مختلف نمونه‌برداری در چهار فصل

نقاط نمونه‌برداری	انحراف معیار ± میانگین										
	آهن	آلومینیوم	منگنز	روی	کربات	سرب	نیکل	مس	کادمیوم	کروم	آرسنیک
۱	۴۶۱۰۰۲۴±۴۰۲۷۸۶	۷۹۹۳۳۳±۴۱۵۴	۱۵۰۵±۹۸۶	۱۰۹±۱۹۷	۱۷±۱۴۱	۳۳۳±۸۷۳	۲۴۵±۵۴۷	۶۱۶±۶۲	۰۴۳±۰۲۴	۷۲۴±۴۹	۶۱۰۸±۱۵
۲	۲۵۷۸۷±۷۷±۵۵۵۵	۸۲۷۷±۷۷±۸۲۷۷	۱۲۵±۱۶۹	۲۰۷±۱۰۱	۱۸±۳۹۳	۴۴۵±۲۰۵	۲۷۶±۶۹۳	۱۰۲۱±۲۹۶	۰۸۶±۰۴۴	۷۷۳±۴۰	۵۲۳±۲۷
۳	۳۸۷۸۷±۷۷±۵۵۵۵	۶۶۶۰۱۰۱±۷۷۷۷	۱۰۹±۷۷±۲۳۶	۵۵±۳۵۵	۱۲۶±۷۸۹	۳۷۳±۵۵۴۴	۸۸۱±۱۸۸	۱۷۱±۱۱۱	۰۲۶±۰۶۸	۸۲۵±۷۸	۸۱۹±۱۰
۴	۲۵۷۸۷±۷۷±۵۵۵۵	۶۶۶۰۱۰۱±۷۷۷۷	۱۰۹±۷۷±۲۳۶	۵۵±۳۵۵	۱۲۶±۷۸۹	۳۷۳±۵۵۴۴	۸۸۱±۱۸۸	۱۷۱±۱۱۱	۰۲۶±۰۶۸	۸۲۵±۷۸	۸۱۹±۱۰
۵	۴۳۷۱۹±۷۷±۵۵۵۵	۷۲۴۲۷±۷۷±۸۲۷۷	۱۰۹±۷۷±۲۳۶	۵۵±۳۵۵	۱۲۶±۷۸۹	۳۷۳±۵۵۴۴	۸۸۱±۱۸۸	۱۷۱±۱۱۱	۰۲۶±۰۶۸	۸۲۵±۷۸	۸۱۹±۱۰
۶	۴۳۳۳۳±۷۷±۵۵۵۵	۶۵۷۷۷±۷۷±۸۲۷۷	۱۰۹±۷۷±۲۳۶	۵۵±۳۵۵	۱۲۶±۷۸۹	۳۷۳±۵۵۴۴	۸۸۱±۱۸۸	۱۷۱±۱۱۱	۰۲۶±۰۶۸	۸۲۵±۷۸	۸۱۹±۱۰
۷	۴۲۸۷۰±۷۷±۵۵۵۵	۶۴۸۳۳±۷۷±۸۲۷۷	۱۱۱±۹۷±۳۰۵	۸۵±۴۱۳۴	۱۵۵±۳۷۱	۱۱۱±۵۵±۳۷۸	۲۵±۵۷۲	۵۳۳±۳۴	۰۳۲±۰۱۲	۷۴۳±۵۱	۸۱۴±۱۲
۸	۳۲۷۷۸±۷۷±۵۵۵۵	۶۴۴۴۵±۷۷±۸۲۷۷	۸۸۰±۷۷±۴۸۳	۱۵۹±۴۳۳	۱۲±۱۱۵	۶۱۸±۳۷	۳۳۴±۳۷۱۴	۱۱۸۵±۳۷۹	۰۲۹±۰۴	۷۷۵±۳۷	۷۱۶±۳۲
۹	۳۲۵۷۶±۷۷±۵۵۵۵	۶۴۸۳۳±۷۷±۸۲۷۷	۸۹۲±۷۷	۹۰±۱۷۷	۱۲±۳۳۷	۲۸۸±۱۱۳	۲۶۸±۳۷۷	۵۲/۵±۲۶۹	۰۲۸±۰۵	۹۴±۷۹	۶۳۳±۱۳
۱۰	۳۰۵۴۲±۷۷±۵۵۵۵	۵۷۷۵۵±۷۷±۸۲۷۷	۹۷۸۸±۵۷۳	۷۷۳±۱۰۶	۱۰۷±۱۷۱	۲۶۸±۳۳۴	۲۶۸±۳۳۴	۱۰۲±۱۱۱	۰۳۰±۰۱۰	۶۵۵±۴۴	۸۱۱±۱۳
۱۱	۳۹۳۰۳±۷۷±۵۵۵۵	۶۴۲۰۳±۷۷±۸۲۷۷	۷۱۸±۷۷	۲۲۵±۱۷۹	۱۳۱±۷۸۹	۶۵۱±۵۶۸	۳۳۱±۷۷۱	۱۳۲/۷±۷۴۱	۰۳۰±۰۱۲	۸۱۲±۷۷	۷۱۹±۱۷
۱۲	۵۵۶۱۴±۷۷±۵۵۵۵	۶۳۳۲۷±۷۷±۸۲۷۷	۸۷۵۷±۵۷۳	۵۷۹±۹۷۷	۱۳۴±۷۸۰	۲۶۸±۳۳۴	۲۶۸±۳۳۴	۸۸/۷±۷۳	۰۳۰±۰۱۰	۱۱۵±۷۱	۷۱۳±۱۷

جدول ۲- مقایسه غلظت فلزات سنگین (mg/kg) در منطقه مورد مطالعه با مقدار زمینه و غلظت متوسط جهانی

فلز سنگین	کمترین غلظت	بیشترین غلظت	میانگین	میان	انحراف معیار	CV ^۱ (درصد)	مقدار زمینه	غلظت در خاک جهان ^۲
آرسنیک	۳/۹۸	۱۰/۹	۶/۸۳	۶/۷۵	۲/۶	۳۸/۳	۶/۱	۶
کروم	۶۲/۱	۱۲۷/۵	۸۲/۷	۷۷	۲۰/۳	۲۴/۶	۲۳/۳۶	۷۰
کادمیوم	۰/۲۴	۰/۸۶	۰/۳۶	۰/۲۹	۰/۱۲	۳۲/۹	۰/۳۴	۰/۳۵
مس	۴۱/۹	۱۷۹/۴	۳۸/۹	۵۲/۹	۲۹/۳	۷۵/۲	۱۳/۶۲	۳۰
نیکل	۲۱/۴	۴۲/۹	۳۰/۳	۲۹/۹	۵/۷۵	۱۸/۹	۱۱/۲۸	۵۰
سرب	۱۸/۵	۱۱۱/۵	۴۲/۵	۲۸	۱۹/۴۱	۴۵/۷	۱۰/۱۷	۳۵
کبالت	۱۰/۷۵	۱۸	۱۴/۴۹	۱۳/۲۵	۲/۵	۱۷/۳	۸/۰۱	۸
روی	۵۹/۱	۲۷۵/۶	۱۳۳/۹	۱۱۲	۵۲/۲	۳۸/۹	۳۱/۵۶	۹۰
منگنز	۷۹۸/۵	۱۲۵۳	۱۰۰۵/۴	۹۶۹	۹۸/۱	۹/۷۵	۷۹۲/۹	۱۰۰۰
آلومینیوم	۵۸۱۷۶/۳	۷۲۹۳۳/۳	۶۶۱۷۸	۶۵۱۴۸/۹	۵۱۰۶/۶	۷/۷۲	۶۵۰۰۰	۷۱۰۰۰
آهن	۳۰۵۴۲/۵	۴۶۳۶۳/۷۵	۳۸۲۷۶/۲	۳۵۷۲۶/۱	۴۳۶۳/۷	۱۱/۴	۲۴۴۹۲	۴۰۰۰۰

۱: ضریب تغییرات ۲: مقدار متوسط در خاک جهان (۱۸)

جدول ۳- نتایج ضریب همبستگی پیرسون بین غلظت فلزات سنگین در نقاط نمونه‌برداری

آرسنیک	کادمیوم	کروم	مس	کبالت	سرب	روی	منگنز	آهن	نیکل	آلومینیوم
آرسنیک	۱									
کادمیوم	*-۰/۳۱۸	۱								
کروم	-۰/۱۷۴	*۰/۳۶۷	۱							
مس	-۰/۲۵۳	*۰/۳۵۰	**۰/۶۱۷	۱						
کبالت	*-۰/۳۴۹	**۰/۳۷۴	-۰/۱۲	-۰/۰۲۸	۱					
سرب	-۰/۲۲۶	*۰/۲۹۸	**۰/۶۰۰	**۰/۹۳۲	-۰/۰۹۰	۱				
روی	-۰/۱۷۸	**۰/۴۹۳	**۰/۶۳۵	**۰/۸۷۴	-۰/۰۳۳	**۰/۸۸۳	۱			
منگنز	*-۰/۳۰۰	**۰/۴۵۱	-۰/۱۷۲	**۰/۶۴۲	-۰/۰۳۴	-۰/۰۷۸	۱			
آهن	**۰/۳۸۵	-۰/۰۶۴	-۰/۰۲	**۰/۶۲۸	-۰/۰۴۳	-۰/۰۴۷	**۰/۴۸۶	۱		
نیکل	۰/۲۳۳	۰/۰۶۲	**۰/۵۱۰	**۰/۴۵۵	-۰/۱۰۸	**۰/۴۸۸	-۰/۱۵۲	-۰/۱۵۲	۱	
آلومینیوم	**۰/۵۹۳	۰/۱۴۹	-۰/۱۳۲	-۰/۱۶۵	**۰/۷۱۳	-۰/۲۸۰	**۰/۵۳۹	**۰/۷۰۸	**۰/۳۹۴	۱

* همبستگی در سطح معنی‌دار ۵ درصد

** همبستگی در سطح معنی‌دار ۱ درصد

پهنه‌بندی I_{geo} به‌دست آمده برای نقاط نمونه‌برداری در شکل ۲ و جدول ۵ ارائه شده است. نقشه پراکنش I_{geo} (شکل ۲) نشان می‌دهد که در نقطه شماره ۶ یا سایت کمپوست برای بیشتر عناصر به رنگ قرمز بوده که نشان از بالاتر بودن وضعیت آلودگی نسبت به سایر نقاط دارد. همچنین با یک نگاه اجمالی به وضعیت پراکنش I_{geo} نشان

نقاط ۶ و ۱۱ با مقادیر ۱۳/۲ و ۹/۸۹ هستند. روی در ۶۷ درصد مناطق دارای آلودگی زیاد بوده است. مقدار CD برای تمام نمونه‌های خاک محل دفن و منطقه مسکونی بزرگ‌تر از ۲۴ بوده که بیانگر آلودگی بسیار زیاد این منطقه به فلزات سنگین است. بالاترین مقدار CD در نقاط ۶ و ۱۱ بوده که به ترتیب ۵۰/۲۳ و ۳۷/۸۱ بوده‌اند.

کروم در ۷۵ درصد نقاط وضعیت آلودگی شدید، کبالت در ۶۷ درصد نقاط آلودگی متوسط داشته و محدوده I_{geo} برای روی نیز ۲/۵۴-۰/۳۲ بوده که نقاط ۲، ۶ و ۱۱ دارای آلودگی متوسط تا شدید به این فلز هستند. سرب در نقاط ۶ و ۱۱ دارای آلودگی شدید هستند.

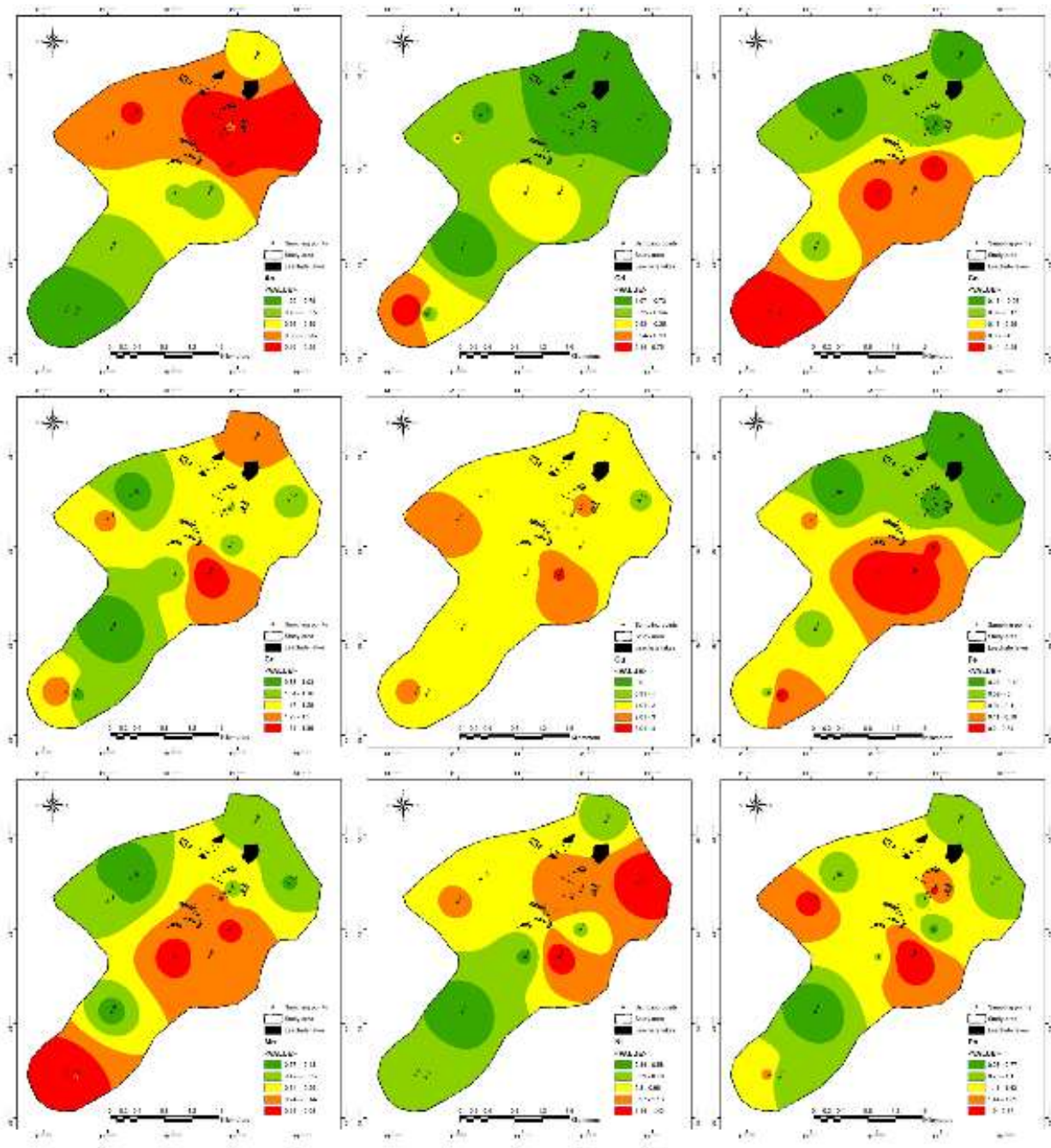
می‌دهد که با توجه به جهت غالب باد (از غرب به شرق)، بیشتر عناصر در همین جهت پراکنش دارند. برطبق جدول ۵، مس بالاترین I_{geo} را (۰/۹ تا ۳/۱۳) داشته، فقط در منطقه مسکونی به حالت غیرآلوده بوده و در محل گرانوله کردن کمپوست به حالت آلودگی شدید رسیده است.

جدول ۴- مقادیر متوسط CF و CD و وضعیت آلودگی در نقاط مختلف نمونه‌برداری

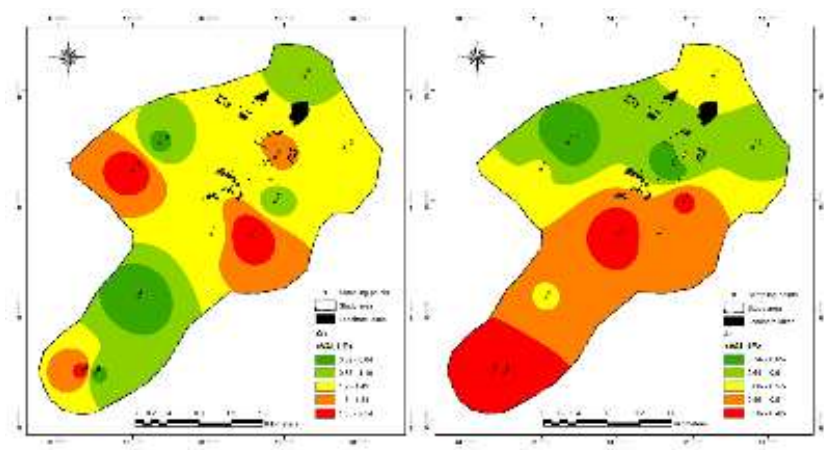
نقاط	آرسنیک	کروم	کادمیوم	مس	نیکل	سرب	کبالت	روی	منگنز	آلومینیوم	آهن	مقدار	آلودگی
												CD	
۱	۰/۹۹	۳/۱۰	۱/۲۴	۴/۵۲	۲/۱۷	۳/۱۷	۲/۱۲	۳/۴۵	۱/۴۵	۱/۱۲	۱/۸۸	۲۵/۲۱	آلودگی بسیار زیاد
۲	۰/۸۶	۴/۱۶	۲/۵۱	۷/۵۰	۲/۴۵	۴/۳۷	۲/۲۵	۶/۵۷	۱/۵۸	۱/۰۸	۱/۴۶	۳۴/۷۹	آلودگی بسیار زیاد
۳	۱/۷۹	۳/۵۳	۰/۷۶	۳/۰۹	۲/۲۹	۲/۶۸	۱/۵۸	۳/۶۴	۱/۳۸	۰/۸۹	۱/۴۱	۲۴/۰۴	آلودگی بسیار زیاد
۴	۰/۹۵	۳/۶۶	۰/۷۱	۳/۰۷	۲/۸۹	۴/۸۲	۲/۶۴	۱/۸۷	۱/۰۸	۱/۰۱	۱/۴۶	۲۴/۱۶	آلودگی بسیار زیاد
۵	۰/۶۵	۲/۸۸	۰/۸۲	۳/۸۵	۲/۳۲	۲/۵۳	۲/۲۰	۲/۱۶	۱/۳۵	۱/۱۲	۱/۷۸	۲۳/۶۶	آلودگی زیاد
۶	۰/۸۸	۵/۴۶	۱/۱۲	۱۳/۲	۳/۸۰	۱۰/۹	۱/۹۳	۸/۷۳	۱/۳۱	۱/۰۱	۱/۸۹	۵۰/۲۳	آلودگی بسیار زیاد
۷	۱/۳۸	۳/۱۸	۰/۹۵	۳/۹۱	۲/۵۰	۳/۴۶	۲/۲۰	۲/۷۱	۱/۴۱	۱/۰۷	۱/۷۵	۲۴/۵۲	آلودگی بسیار زیاد
۸	۱/۲۶	۳/۳۲	۰/۸۴	۸/۷۰	۲/۹۶	۶/۰۷	۱/۴۹	۵/۰۶	۱/۱۱	۰/۹۹	۱/۳۴	۳۳/۱۴	آلودگی بسیار زیاد
۹	۱/۰۴	۴/۱۱	۰/۸۲	۳/۸۵	۲/۳۷	۲/۸۳	۱/۵۰	۴/۸۷	۱/۱۲	۰/۹۹	۱/۳۳	۲۴/۸۳	آلودگی بسیار زیاد
۱۰	۱/۳۴	۳/۸۰	۰/۸۹	۳/۲۲	۲/۸۰	۲/۶۳	۱/۳۴	۲/۴۵	۱/۰۰	۰/۹۲	۱/۲۵	۲۳/۶۴	آلودگی زیاد
۱۱	۱/۱۸	۳/۷۶	۱/۰۴	۹/۸۹	۲/۹۹	۶/۴۰	۱/۶۴	۷/۱۶	۱/۱۳	۰/۹۹	۱/۶۳	۳۷/۸۱	آلودگی بسیار زیاد
۱۲	۱/۵۴	۳/۲۷	۰/۸۳	۲/۸۰	۴/۰۱	۲/۶۰	۱/۶۷	۳/۹۹	۱/۱۰	۰/۹۷	۱/۳۳	۲۴/۱۱	آلودگی بسیار زیاد

جدول ۵- مقادیر شاخص زمین انباشتگی در نقاط نمونه‌برداری

نقاط	فلزات سنگین										
	آرسنیک	کروم	کادمیوم	مس	نیکل	سرب	کبالت	روی	منگنز	آلومینیوم	آهن
۱	-۰/۵۹	۱/۰۴	-۰/۲۷	۱/۵۹	۰/۵۳	۱/۰۸	۰/۵۰	۱/۲۰	-۰/۰۵	-۰/۴۲	۰/۳۲
۲	-۰/۸۰	۱/۴۷	۰/۷۴	۲/۳۲	۰/۷۰	۱/۵۴	۰/۵۸	۲/۱۳	۰/۰۷	-۰/۴۸	-۰/۰۴
۳	۰/۲۵	۱/۲۳	-۰/۹۸	۱/۰۴	۱/۱۳	۰/۸۴	۰/۰۷	۱/۲۸	-۰/۱۲	-۰/۷۵	-۰/۰۸
۴	-۰/۶۵	۰/۸۲	-۱/۰۷	۱/۰۳	۰/۳۳	۰/۲۸	۰/۱۲	۰/۳۲	-۰/۴۷	-۰/۵۷	-۰/۰۴
۵	-۱/۲۰	۰/۹۴	-۰/۸۶	۱/۳۶	۰/۶۲	۰/۷۶	۰/۵۵	۰/۵۲	-۰/۱۵	-۰/۴۳	۰/۲۵
۶	-۰/۷۷	۱/۸۶	-۰/۴۱	۳/۱۳	۱/۳۴	۲/۸۷	۰/۳۷	۲/۵۴	-۰/۱۹	-۰/۵۷	۰/۳۴
۷	-۰/۱۲	۱/۰۸	-۰/۶۶	۱/۳۸	۰/۷۴	۰/۷۱	۰/۵۵	۰/۸۵	-۰/۰۸	-۰/۴۸	۰/۲۲
۸	-۰/۲۵	۱/۱۴	-۰/۸۴	۲/۵۳	۰/۹۸	۲/۰۲	-۰/۰۱	۱/۷۵	-۰/۴۳	-۰/۶۰	-۰/۱۶
۹	-۰/۵۳	۱/۴۵	-۰/۸۸	۱/۳۶	۰/۶۶	۰/۹۱	-۰/۰۱	۰/۹۴	-۰/۴۱	-۰/۵۹	-۰/۱۷
۱۰	-۰/۱۷	۰/۹۰	-۰/۷۵	۱/۱۰	۰/۹۰	۰/۸۱	-۰/۱۶	۰/۷۱	-۰/۵۷	-۰/۷۰	-۰/۲۷
۱۱	-۰/۳۵	۱/۳۲	-۰/۵۳	۲/۷۲	۰/۹۹	۲/۰۹	-۰/۱۲	۲/۵۴	-۰/۴۰	-۰/۶۰	۰/۱۲
۱۲	۰/۰۳	۱/۱۳	-۰/۸۵	۰/۹۰	۱/۴۲	۰/۷۹	۰/۱۵	۱/۴۱	-۰/۴۴	-۰/۶۳	-۰/۱۷



شکل ۲- پهنه‌بندی شاخص زمین‌انباشتگی در نقاط مختلف نمونه‌برداری



ادامه شکل ۲- پهنه‌بندی شاخص زمین‌انباشتگی در نقاط مختلف نمونه‌برداری

جدول ۶- مقایسه پتانسیل ریسک اکولوژیک برای هر فلز در مناطق مختلف نمونه‌برداری

وضعیت آلودگی	ERI	مقدار E_{ri} هر فلز									نقاط نمونه برداری
		کبالت	منگنز	روی	مس	سرب	نیکل	کروم	کادمیوم	آرسنیک	
شدید	۹۶/۱	۴/۲	۱/۵	۳/۵	۲۲/۶	۱۸/۷	۱۰/۹	۶/۲	۳۷/۳	۱۰/۰	۱
شدید	۱۵۴/۷	۴/۵	۱/۶	۶/۶	۳۷/۵	۲۳/۱	۱۲/۲	۸/۳	۷۵/۴	۸/۶	۲
شدید	۸۷/۸	۳/۲	۱/۴	۳/۶	۱۵/۵	۱۳/۳	۱۶/۵	۷/۱	۲۲/۷	۱۷/۹	۳
متوسط	۶۷/۳	۳/۳	۱/۱	۱/۹	۱۵/۴	۷/۹	۹/۵	۵/۳	۲۱/۴	۹/۵	۴
متوسط	۷۵/۷	۴/۴	۱/۴	۲/۲	۱۹/۳	۱۲/۳	۱۱/۶	۵/۸	۲۴/۷	۶/۵	۵
شدید	۱۵۲/۲	۳/۹	۱/۳	۸/۷	۶۵/۸	۱۲/۸	۱۹/۰	۱۰/۹	۳۳/۸	۸/۸	۶
شدید	۸۹/۲	۴/۴	۱/۴	۲/۷	۱۹/۵	۱۰/۸	۱۲/۵	۶/۴	۲۸/۵	۱۳/۸	۷
شدید	۱۱۱/۸	۳/۰	۱/۱	۵/۱	۴۳/۵	۲۵/۱	۱۴/۸	۶/۶	۲۵/۱	۱۲/۶	۸
شدید	۸۱/۲	۳/۰	۱/۱	۲/۹	۱۹/۳	۱۹/۲	۱۱/۹	۸/۲	۲۴/۵	۱۰/۴	۹
شدید	۸۱/۹	۲/۷	۱/۰	۲/۴	۱۶/۱	۱۶/۷	۱۴/۰	۵/۶	۲۶/۷	۱۳/۴	۱۰
شدید	۱۲۶/۴	۳/۳	۱/۱	۷/۲	۴۹/۵	۸/۸۵	۱۵/۰	۷/۵	۳۱/۱	۱۱/۸	۱۱
شدید	۸۹/۳	۳/۳	۱/۱	۴/۰	۱۴/۰	۱۱/۸	۲۰/۱	۶/۵	۲۴/۹	۱۵/۴	۱۲

در محدوده ۲۱/۴-۷۵/۴ است، در ۲۵ درصد موارد مقدار ERI متوسط داشته و فقط در نقطه نمونه‌برداری ۲ (محل ورود تصفیه‌خانه شیرابه)، مقدار E_{ri} آن بزرگ‌تر از ۶۰ بوده

مقادیر ERI در جدول ۶ آمده که ترتیب آن به صورت کادمیوم < مس < سرب < نیکل < آرسنیک < کروم < روی < کبالت < منگنز است. کادمیوم که مقدار E_{ri} آن

و این نشان‌دهنده وجود ریسک شدید اکولوژیک است. مس هم مشابه کادمیوم بوده با این تفاوت که در سایت تولید کمپوست مقدار E_{ii} بزرگ‌تر از ۶۰ داشته و این ناحیه پتانسیل شدیدی برای ایجاد ریسک اکولوژیک دارد.

بحث

برآورد اثرات دفن زباله‌های شهری و صنعتی بر کیفیت خاک به منظور تخمین ریسک اکولوژیک و بهداشتی امری ضروری است. در این مطالعه شاخص‌های آلودگی خاک لندفیل کهریزک و یک منطقه مسکونی مجاور آن ارزیابی گردید. غلظت فلزات سنگین در منطقه مورد بررسی به ترتیب آلومینیوم < آهن < منگنز < روی < کروم < سرب < مس < نیکل < کبالت < آرسنیک < کادمیوم بود. مقایسه غلظت عناصر با غلظت زمینه و استاندارد خاک جهانی نشان می‌دهد که میانگین غلظت تمامی عناصر از مقدار غلظت زمینه بالاتر بوده است و فقط میانگین غلظت کروم، نیکل و آلومینیوم پایین‌تر از غلظت جهانی خاک بوده است. برای مثال غلظت روی، سرب، مس، کروم و کبالت در لندفیل کهریزک به ترتیب ۴/۴، ۴/۲، ۳، ۲ و ۱/۸ برابر غلظت زمینه است که این مطلب بیانگر تاثیر تدریجی لندفیل بر آلودگی خاک منطقه است. محدوده ضریب تغییرات برای عناصر مورد بررسی ۹/۷۵ تا ۷۵/۲ بوده که بیانگر تغییرات زیاد این عناصر در خاک منطقه مورد بررسی است. ضریب تغییرات عناصر نیز به ترتیب مس < سرب < روی < آرسنیک < کروم < نیکل < کبالت < آهن < منگنز < آلومینیوم بود. بیشترین غلظت مس، سرب، کروم و آهن در سایت تولید کمپوست، روی و کبالت در ورودی تصفیه‌خانه شیرابه، منگنز و آلومینیوم در محل دفن فعال و نیکل در منطقه مسکونی مشاهده شد. بیشترین تعداد فلز با بالاترین غلظت در سایت تولید کمپوست مشاهده شد که دلیل آن را می‌توان به ماهیت غیرقابل تجزیه بیولوژیکی فلزات سنگین دانست که در طی فرایند تولید کمپوست به تدریج افزایش یافته و علاوه بر آلودگی

منطقه مورد استفاده، سبب محدودیت کاربرد کمپوست تولید شده نیز می‌گردد (۱۹). Rupani و همکاران (۱۹) نیز در مطالعه خود غلظت فلزات سنگین را در کمپوست تولیدی در کهریزک سنجیدند و نتایج حاکی از بالا بودن غلظت سرب در کمپوست تولیدی نسبت به حد آستانه بود (۱۹). مقایسه غلظت فلزات در خاک لندفیل تهران با کشورهایمانند هند (۲۰)، اسپانیا (۲۱) و صربستان (۲۲) که دفن پسماند روش غالب دفع نهایی آنها بود، نشان داد که بجز آهن، آلومینیوم و منگنز غلظت سایر عناصر در لندفیل کهریزک پایین‌تر بود. دلیل بالاتر بودن غلظت این فلزات در لندفیل کهریزک، بالاتر بودن غلظت زمینه آنها در مقایسه با کشورهای مذکور است.

همچنین مقایسه مجموع فلزات سنگین در نقاط مختلف نمونه‌برداری نشان داد که ترتیب به صورت محل گرانوله کردن کمپوست < محل ورود تصفیه‌خانه شیرابه < ضلع جنوبی محل دفن فعال < سایت تخمیر پسماند < محل زهکشی شیرابه < محل تجمع شیرابه < سایت استراحت کارگران < پایین‌دست زباله‌سوز < منطقه مسکونی < محل دفن قدیم تکمیل شده < پایین‌دست زباله‌های بیمارستانی < ضلع غربی ایستگاه MRF بود. علت تفاوت در غلظت فلزات سنگین در نقاط مختلف نمونه‌برداری در محل دفن کهریزک، به تنوع فعالیت‌های پردازش و نحوه دفن پسماند، استفاده یا عدم استفاده از لایه نفوذناپذیر در کف، حجم و نوع ترکیبات زباله‌های دفن شده برمی‌گردد (۲۳). در لندفیل کهریزک فقط در محل دفن پسماندهای بیمارستانی از لایه‌های نفوذناپذیر در کف و دیواره‌ها استفاده می‌شود. از ۸۵۰۰ ton زباله تولیدی در روز، فقط ۱۵ درصد در ایستگاه MRF بازیافت می‌شود، همچنین به دلیل عدم اجرای مناسب برنامه تفکیک در مبدا و وجود پسماندهای حاوی فلزات سنگین مانند باطری‌ها، وسایل الکترونیک، رنگ و حلال‌ها، لامپ‌ها، آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها و پسماندهای پزشکی که به صورت مخلوط با پسماندی شهری جمع‌آوری می‌شوند، می‌توانند طبق

گرفته‌اند. از لحاظ آماری ضریب همبستگی (r) بین فلزات می‌تواند به چهار کلاس تقسیم شود، در صورتی که $0/1 < r$ باشد، همبستگی بین فلزات ضعیف، $0/3 < r < 0/1$ باشد، همبستگی متوسط، $0/6 < r < 0/3$ باشد، همبستگی قوی و $0/6 > r$ باشد، همبستگی خیلی قوی بین فلزات وجود خواهد داشت. در صورت وجود همبستگی ضعیف یا منفی ممکن است این فلزات از منابع دیگر نشات گرفته و یا منشأ طبیعی داشته باشند (۲۴). منشأ کادمیوم باطری، پلاستیک، مصالح ساختمانی و تاپره‌های فرسوده انبار شده در محل دفن هستند. مس در وسایل الکترونیکی، سیم‌ها، روغن‌ها به عنوان مواد ضد فرسایش استفاده می‌شوند. آرسنیک و ترکیبات آن در آفت‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و تولید آلیاژ سرب و مس و فولاد در صنعت الکترونیک کاربرد دارند. سرب نیز در روان‌کننده‌ها، تاپر، لعاب‌های سرامیکی، رنگ و مواد آرایشی کاربرد دارد (۲۸). روی نیز به صورت اکسید روی به عنوان فعال‌کننده طی پروسه جوش دادن و محکم کردن لاستیک استفاده می‌شود. به علت اختلاط پسماند و تجمع بیش از حد تاپر و لاستیک در محل دفن غلظت این عناصر در خاک منطقه را افزایش داده است (۲).

شاخص‌های آلودگی خاک و ERI هم برای تمام مناطق نشان از وجود آلودگی شدید تا بسیار شدید برای بیشتر عناصر به جز منگنز و آلومینیوم می‌دهد. بالاترین مقدار CF مربوط به مس و پایین‌ترین آن نیز مربوط به آلومینیوم بوده است. مجموع CF که برابر با CD است در تمامی نقاط، آلودگی بسیار زیاد داشته است. نتایج حاکی از آلودگی زیاد در تمامی نقاط به این فلزات بوده و در مطالعه Aydi (۲۹)، CF خاک برای کادمیوم بالاتر از منطقه کهریزک اما از نظر عناصر کروم، نیکل، سرب، روی و مس، فاکتور و درجه آلودگی خیلی پایین‌تر از منطقه کهریزک بوده است. در مطالعات صورت گرفته بر روی خاک لندفیل زاهدان (۸) و تنکابن (۷) نشان داد که از لحاظ CF، فلزات دارای آلودگی متوسط تا بسیار زیاد

قانون اختلاط پسماند همه حجم پسماند تولیدی را آلوده نمایند (۱۹). به دلیل عدم جداسازی مناسب در مبدا، میزان فلزات سنگین در شیرابه تولیدی افزایش یافته و پخش شیرابه و گرد و غبار حاوی فلزات سنگین، محیط را تحت تاثیر قرار می‌دهند (۲۴). علت بالا بودن غلظت فلزات در فصول بارانی نسبت به خشک را می‌توان به نقش باران در تولید شیرابه و وزش باد در پخش فلزات در خاک مناطق نسبت داد. نتایج به‌دست آمده در این تحقیق با نتایج Vongdala و همکاران (۲۵) نیز مطابقت داشت و غلظت مس، سرب و روی در فصول بارانی بالاتر از فصول خشک بوده است.

اگر غلظت فلزات منطقه مسکونی را با لندفیل مقایسه گردد مشاهده می‌شود که تمامی عناصر به جز نیکل در منطقه مسکونی از غلظت پایین‌تری برخوردار هستند. با توجه به اینکه روند تغییرات غلظت در منطقه مسکونی مشابه لندفیل است (جدول ۱)، می‌توان نتیجه گرفت که سرچشمه آلودگی خاک منطقه مسکونی، فلزات سنگین حمل شده از طریق ذرات گرد و غبار، شیرابه آزاد شده از منطقه لندفیل و ماشین‌آلات مورد استفاده جهت حمل پسماند هستند. در مطالعه Klinsawathom و همکاران (۲۶) غلظت فلزات کروم، مس، آهن، منگنز، نیکل، سرب و روی در پایین‌دست محل دفن پسماند تایلند نیز مانند لندفیل غلظت بالایی از فلزات داشت. در مطالعه Rinklebe و همکاران در آلمان (۲۷) نیز از خاک مسیر رودخانه‌ای در پایین‌دست لندفیل نمونه‌برداری شد و غلظت‌های بالایی از سرب، کروم و روی گزارش گردید. مطالعات ارائه شده گویای تاثیرپذیری مناطق همجوار لندفیل از آلودگی‌های منتشره آن از جمله فلزات سنگین هستند.

تحلیل همبستگی پیرسون رابطه مثبت و خیلی قوی بین بیشتر فلزات موجود در نمونه‌های خاک را نشان داد. مقادیر بالای ضریب همبستگی (r) در بین فلزات سنگین می‌تواند بیانگر این باشد که فلزات از یک منبع آلودگی مشترک یا از طریق واکنش‌های فیزیکی و شیمیایی مشابه سرچشمه

هستند.

با توجه به شاخص I_{geo} می‌توان نقش فعالیت‌های انسانی را در آلودگی خاک تخمین زد و بطور کلی فلزاتی که شاخص بیشتر از ۱ دارند نشان‌دهنده نقش فعالیت‌های آنتروپوژنیک در افزایش غلظت آنها در خاک است (۲۶). بالاترین مقادیر شاخص I_{geo} برای فلزات مس، روی، سرب، کروم و نیکل مشاهده شد که مقدار این شاخص برای عناصر مذکور در سایت تولید کمپوست در بالاترین مقدار قرار گرفته است. سایت تولید کمپوست از لحاظ شاخص I_{geo} برای مس، روی و سرب در محدوده آلودگی متوسط رو به شدید و برای نیکل و کروم نیز در محدوده I_{geo} متوسط قرار دارد. آلودگی زیاد در محل سکونت کارکنان به‌خاطر وجود دریاچه شیرابه در نزدیکی این محل است. با مقایسه نتایج شاخص I_{geo} حاصل از این مطالعه با مطالعه صورت گرفته توسط Klinsawathom و همکاران (۲۶) در لندفیل تایلند مشخص گردید که برای فلزات کروم، مس و نیکل آلودگی متوسط تا شدید و روی نیز آلودگی شدید به‌دست آمد (۲۶). همچنین در مطالعه Ding و همکاران در چین (۳۰)، شاخص I_{geo} برای فلز کادمیوم، مس و روی در نمونه خاک رسوبات خارج از لندفیل بالاتر بوده که دلیل آن وجود مزارع شالیکاری در منطقه و استفاده از کود برای کشاورزی بوده است.

شاخص ERI برای منطقه مسکونی و تمامی نقاط مورد بررسی در لندفیل به جز محل دفن پسماندهای بیمارستانی و محوطه دودکش زباله‌سوز در طبقه آلودگی شدید قرار گرفته است. در مناطق با ریسک شدید اکولوژیک، مقدار شاخص ERI در محدوده $80 \leq ERI \leq 160$ قرار گرفته است. علت پایین بودن ERI در محل دفن پسماندهای بیمارستانی نسبت به سایر نقاط علیرغم اینکه در پسماندهای بیمارستانی منابع ورود آلاینده‌های حاوی فلزات سنگین بیشتر است را می‌توان به وجود لندفیل کاملاً مهندسی استفاده شده برای دفن این پسماندها دانست. همچنین پوشش روزانه این پسماندها با آهک شانس پخش آنها را

در محیط از طریق وزش باد و ذرات گرد و غبار کاهش داده است. در مطالعه صورت گرفته توسط Seyed Asri و همکار (۷) در تنکابن دریافتند که غلظت کادمیوم و آرسنیک در محل پسماندهای بیمارستانی بالاتر بوده در حالی که در مطالعه حاضر کمترین غلظت کادمیوم، نیکل، سرب، روی، منگنز و کروم در محل دفن پسماندهای بیمارستانی مشاهده شد. در مطالعه Klinsawathom و همکاران (۲۶) بر روی لندفیل تایلند نیز بیشترین عنصر ایجاد کننده آلودگی مس بود که ریسک اکولوژیک شدیدی را تحمیل کرده بود. بنابراین، براساس نتایج و وجود ERI متوسط تا شدید برای بیشتر نقاط نمونه‌برداری در لندفیل و منطقه مسکونی، لازم است برای جلوگیری از آلودگی بیشتر، اقدامات بازیافت و تفکیک در مبدأ، پایش و کنترل آلودگی خاک به صورت متناوب صورت گیرد. از مهمترین محدودیت‌های انجام این مطالعه می‌توان به محدودیت بودجه و همچنین موانع در مسیر برای ورود به لندفیل و انجام نمونه‌برداری اشاره کرد که با مکاتبه این مشکل حل گردید. با توجه به لزوم وجود پایش آلودگی خاک در چنین مکان‌هایی و نبود اطلاعات جامع در این زمینه، این مطالعه می‌تواند اقدامی موثر در جهت انجام مطالعات گسترده‌تر باشد.

نتیجه‌گیری

بررسی ریسک اکولوژیک در نمونه‌های خاک لندفیل شهر تهران و منطقه مسکونی مجاور آن نشان داد که تمامی فلزات مورد بررسی دارای غلظتی بالاتر از غلظت زمینه بوده و بالاترین ضریب تغییرات مربوط به مس بوده است. بین غلظت فلزات سنگین در فصول بارانی و خشک و همچنین نقاط نمونه‌برداری مختلف، اختلاف آماری معنی‌داری وجود داشت. ضریب همبستگی قوی بین بیشتر فلزات سنگین مورد بررسی تاییدی بر نشات گرفتن این فلزات از منابع مشابه بود. از لحاظ شاخص CD و ERI همه نقاط مورد بررسی در محدوده آلودگی زیاد تا بسیار زیاد قرار گرفته

IR.NIMAD. رعایت کرده‌اند. کد اخلاق این مقاله نیز REC.1398.272 است.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از طرح موسسه ملی توسعه تحقیقات علوم پزشکی ایران (نیماد) با عنوان "بررسی ریسک بهداشتی و اکولوژیکی فلزات سنگین لندفیل شهر تهران" با شماره طرح ۹۸۳۹۹۹ بوده که در سال ۱۳۹۸ تصویب شده است. نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از حمایت‌های مالی موسسه نیماد و همچنین دانشگاه تربیت مدرس جهت آماده‌سازی نمونه‌ها تشکر نمایند.

و شاخص I_{geo} برای فلزات مس، روی، سرب، کروم و نیکل سطح متوسط تا شدید آلودگی را نشان دادند. با توجه به روند مشابه تغییرات فلزات سنگین در منطقه مسکونی و لندفیل و همچنین بالاتر بودن غلظت این فلزات در دو منطقه مورد بررسی نسبت به غلظت زمینه می‌توان نتیجه گرفت که لندفیل به عنوان یک منبع آنتروپوژنیک سبب آلودگی خاک گردیده است و این وضعیت، لزوم برنامه پایشی و اقدامات کنترلی را می‌طلبد.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی مانند عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله

References

1. Alam P, Ahmade K. Impact of solid waste on health and the environment. *International Journal of Sustainable Development Green Economics*. 2013;2(1):165-68.
2. Mazloomi S, Esmacili-Sari A, Bahramifar N, Moeinaddini M. Assessment of the metals and metalloids level in street dust of the east and west of Tehran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10(2):281-92 (in Persian).
3. Zhao H, Xia B, Fan C, Zhao P, Shen S. Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China. *Science of the Total Environment*. 2012;417:45-54.
4. Adelopo A, Haris PI, Alo B, Huddersman K, Jenkins R. Multivariate analysis of the effects of age, particle size and landfill depth on heavy metals pollution content of closed and active landfill precursors. *Waste Management*. 2018;78(1):227-37.
5. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*. 1980;14(8):975-1001.
6. Shakeri A, Youssefi F. Source and health risk assessment of potentially toxic elements in the un-engineered landfills soil of Kermanshah Province. *Journal of Engineering Geology*. 2018;12(1):63-84 (in Persian).
7. Seyed Asri S, Tavana A. Monitoring Toxic and Nontoxic Metals Contamination of Soil in Landfill of Tonekabon in Iran. *Journal of Environmental Science Studies*. 2019;4(4):2082-92 (in Persian).
8. Bazzi F, Rezaei MR, Sayadi Anari MH. Assessing soil pollution with heavy metals using contamination factor index at Zahedan municipal landfill. *Environment and Water Engineering*. 2017;3(2):170-80 (in Persian).
9. Afshari A, Khademi H, Hojjati S. Assessment of heavy metals pollution risk in soils of central Zanjan Province based on pollution indices. *Journal of Water and Soil Conservation*. 2016;22(6):21-40 (in Persian).
10. Azimzadeh B, Khademi H. Estimation of background concentration of selected heavy metals for pollution assessment of surface soils of Mazandaran Province, Iran. *Journal of Water and Soil*. 2013;27(3):548-59 (in Persian).
11. Barzin M, Kheirabadi H, Afyuni M. An investigation into pollution of selected heavy metals of surface soils in Hamadan Province using pollution index. *Journal of Water and Soil Science*. 2015;19(72):69-

- 80 (in Persian).
12. Jaafari J, Dehghani MH, Hoseini M, Safari GH. Investigation of hospital solid waste management in Iran. *World Review of Science, Technology Sustainable Development*. 2015;12(2):111-25.
 13. Nasrollahi-Sarvaghaji S, Alimardani R, Sharifi M, Yazdi T. Comparison of the environmental impacts of different municipal solid waste treatments using life cycle assessment (LCA) (Case Study: Tehran). *Iranian Journal of Health and Environment*. 2016;9(2):273-88 (in Persian).
 14. Al-Taani AA, Batayneh AT, El-Radaideh N, Ghrefat H, Zumlot T, Al-Rawabdeh AM, et al. Spatial distribution and pollution assessment of trace metals in surface sediments of Ziqlab Reservoir, Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2015;187(2):32.
 15. Doabi SA, Karami M, Afyuni M, Yeganeh M. Pollution and health risk assessment of heavy metals in agricultural soil, atmospheric dust and major food crops in Kermanshah province, Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018;163(153):153-64.
 16. Agbeshie AA, Adjei R, Anokye J, Banunle A. Municipal waste dumpsite: impact on soil properties and heavy metal concentrations, Sunyani, Ghana. *Scientific African*. 2020;8:e00390.
 17. Jiang X, Lu W, Zhao H, Yang Q, Yang Z. Potential ecological risk assessment and prediction of soil heavy-metal pollution around coal gangue dump. *Natural Hazards and Earth System Sciences*. 2014;14(6):1599-610.
 18. Martin J-M, Whitfield M. The significance of the river input of chemical elements to the ocean. In: Wong CS, editor. *Trace metals in sea water*. Boston, MA: Springer; 1983. p. 265-96.
 19. Rupani PF, Maleki Delarestaghi R, Asadi H, Rezaia S, Park J, Abbaspour M, et al. Current scenario of the Tehran municipal solid waste handling rules towards green technology. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019;16(6):979.
 20. Ghosh P, Thakur IS. An integrated approach to study the risk from landfill soil of Delhi: Chemical analyses, in vitro assays and human risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2017;143:120-28.
 21. Herrero M, Rovira J, Marquès M, Nadal M, Domingo JL. Human exposure to trace elements and PCDD/Fs around a hazardous waste landfill in Catalonia (Spain). *Science of The Total Environment*. 2020;710:136313.
 22. Krčmar D, Tenodi S, Grba N, Kerkez D, Watson M, Rončević S, et al. Preremedial assessment of the municipal landfill pollution impact on soil and shallow groundwater in Subotica, Serbia. *Science of The Total Environment*. 2018;615:1341-54.
 23. Daryabeigi Zand A, Vaezi Heir A. Application of rapid impact assessment matrix and sustainability model in environmental impact assessment and operational optimization of solid waste transfer stations in Tehran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2019;12(3):501-14 (in Persian).
 24. Thongyuan S, Khantamoon T, Aendo P, Binot A, Tulayakul P. Ecological and health risk assessment, carcinogenic and non-carcinogenic effects of heavy metals contamination in the soil from municipal solid waste landfill in Central, Thailand. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2020:1-22.
 25. Vongdala N, Tran H-D, Xuan TD, Teschke R, Khanh TD. Heavy metal accumulation in water, soil, and plants of municipal solid waste landfill in Vientiane, Laos. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019;16(1):22.
 26. Klinsawathom T, Songsakunrungrueng B, Pattanamahakul P. Heavy Metal Concentration and Risk Assessment of Soil and Rice in and around an Open Dumpsite in Thailand. *EnvironmentAsia*. 2017;10(2):53-64.
 27. Rinklebe J, Antoniadis V, Shaheen SM, Rosche O, Altermann M. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. *Environment International*. 2019;126:76-88.
 28. Doležalová Weissmannová H, Mihočová S, Chovanec P, Pavlovský J. Potential ecological risk and human health risk assessment of heavy metal pollution in industrial affected soils by coal mining and metallurgy in Ostrava, Czech Republic. *International Journal of Environmental Research and Public Health*.

Health. 2019;16(22):4495.

29. Aydi A. Assessment of heavy metal contamination risk in soils of landfill of Bizerte (Tunisia) with a focus on application of pollution indicators. *Journal of Environmental Earth Sciences*. 2015;74(4):3019-27.
30. Ding Z, Li Y, Sun Q, Zhang H. Trace elements in soils and selected agricultural plants in the Tongling mining area of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2018;15(2):202.



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



Ecological risk assessment of heavy metals in landfill soil of Tehran and its adjacent residential area

Shahla Karimian, Sakine Shekoohiyan*, Gholamreza Moussavi

Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Medical Sciences, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 16 December 2020

Revised: 9 March 2021

Accepted: 13 March 2021

Published: 17 March 2021

Keywords: Heavy metals, Soil pollution, Ecological risk, Pearson correlation coefficient

*Corresponding Author:

s.shekoohiyan@modares.ac.ir

ABSTRACT

Background and Objective: Landfills as municipal solid waste are considered as the source of pollution. The present study aimed to assess the ecological risk of heavy metals in Tehran landfill soil and the adjacent residential area.

Materials and Methods: Having consulted with the specialists and considered the waste processing facilities, 12 sampling points were selected and sampled in four seasons. Soil samples were digested using HNO_3 : HClO_4 : HCl : HF . The levels of metals were measured using ICP-OES which further applied for the calculation of ecological risk. Kolmogorov-Smirnov, Kruskal-Wallis, and Pearson correlation coefficient analyses were run to determine the significant differences between metals concentrations in various seasons and sampling points.

Results: Metal concentration showed to follow the order: $\text{Al} > \text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{As} > \text{Cd}$. Kruskal-Wallis results and pairwise comparison showed a statistically significant difference between metal concentrations across sampling points and seasons, especially in rainy seasons. Pearson correlation coefficient displayed a strong relationship between the mean concentrations of Cu - Pb, Cu - Zn, and Pb - Zn with obtained values of 0.932, 0.874, and 0.883, respectively. Cu exhibited the highest contamination factor at the compost and fermentation sites (13.2 and 9.89, respectively). The geo-accumulation index proved the anthropogenic sources of pollution. The potential ecological risk index (ERI) for the sampling sites ranged from 67.3 to 154, with the order of $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Cr} > \text{Zn} > \text{Co} > \text{Mn}$.

Conclusion: Due to the obtained moderate to severe ecological risk and exceeded background concentrations of heavy metals, it can be concluded that metal changes and soil pollution are both affected by landfill activities.

Please cite this article as: Karimian Sh, Shekoohiyan S, Moussavi Gh. Ecological risk assessment of heavy metals in landfill soil of Tehran and its adjacent residential area. Iranian Journal of Health and Environment. 2021;13(4):621-38.

