Journal of Research in Environmental Health

Volume 9, Issue 1, Spring 2023

Topsoil pollution and the resistance of bacteria to heavy metals in Hamadan municipal waste burial sites

Samira Abduolrahimi kodakan
* Ph.D. student, Dept. of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Bu-Ali Sina Hamedan, Iran. samira.abduolrahimi@gmail.com

Ali Akbar Safari Sinegani
Professor, Dept. of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Bu-Ali Sina Hamedan, Iran,

Received:2022/11/21
Accepted: 2023/03/01

Document Type: Research article

Doi:10.22038/jreh.2023.67651.1548

ABSTRACT

Background and purpose: The biological pollution of landfill sites for urban waste is a crucial concern. This study aims to investigate the resistance of bacteria in contaminated soils at waste burial sites against heavy metals in Hamadan.

Materials and Methods: The physical and chemical characteristics of soils were examined, and the total amounts of metals such as copper, lead, zinc, and cadmium were measured. Additionally, pollution load index (*PLI*), average pollution index (PI_{avg}), and pollution degree (Cd_{eg}) were estimated and analyzed. Furthermore, the percentage of stable bacteria resistant to copper, lead, cadmium, and zinc in the NA culture medium was studied by measuring the logarithm of microorganism abundance.

Results: Among the mentioned sites, the soil surrounding the leachate lagoon exhibited the highest levels of organic carbon, available phosphorus, and potassium. The *PLI* and PI_{avg} indices for virgin soil were below one, indicating that this soil was not polluted. However, these indices were above one for the other five sites, indicating pollution. The intensity of soil pollution in these sites exceeded the permissible limit. The logarithm of population for fungi, actinomycetes, pseudomonas, and enterobacters was highest in the new rubbish landfill, with values of 5.35, 5.28, 6.13, and 5.98, respectively. The percentage of bacteria resistant to lead was 100% in all sampled soils, but in the leachate, it was lower than 64%.

Conclusion: Overall, the percentages of bacteria resistant to copper, zinc, and cadmium in the new rubbish landfill site were higher compared to other sites, which may be attributed to the landfilling of urban waste in the soil.

Keywords: Heavy metals, Microbial number, Pollution load index, Landfill

Citation: Abduolrahimi kodakan S, Safari Sinegani AA. Topsoil pollution and the resistance of bacteria to heavy metals in Hamadan municipal waste burial sites. *Journal of Research in Environmental Health*. 2023; 9(1):77-91.

آلودگی خاکرو و پایداری باکتری‌ها در برابر فلزهای سنگین در جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای شهری همدان

سمیرا عبدالرحیمی کودکان
✱دانشجوی دکتری، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران.
samira.abduolrahimi@gmail.com
علی‌اکبر صفری سنجانی
استاد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران.

تاریخ دریافت:۱۴۰۱/۰۹/۱
تاریخ پذیرش:۱۴۰۱/۱۲/۱۰

نوع مقاله: پژوهشی

چکیده

زمینه و هدف: بررسی جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماندهای شهری از دیدگاه توان آلایندگی زیستی آنها بسیار مهند است. پژوهش حاضر با هدف بررسی پایداری باکتری‌ها در خاک‌های آلوده در جایگاه خاک‌سپاری پسماندها در همدان در برابر فلزهای سنگین انجام شد.

مواد و روش‌ها: ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها و همچنین اندازه کل فلزهایی مانند مس، سرب، روی و کادمیوم اندازه‌گیری شد. همچنین شناسه بارِ آلودگی (PLI)، میانگین شناسه آلودگی (PI_{avg}) و درجه آلودگی (C_{deg}) خاک این جایگاه‌ها برآورد و بررسی گردید. با اندازه‌گیری لگاریتم فراوانی ریزجانداران، درصد باکتری‌های پایدار در برابر فلزهای مس، سرب، کادمیوم و روی در کشتگاه نوترینت آگار (NA) بررسی شد.

یافته‌ها: در میان جایگاه‌ها، خاک پیرامون لاگون شیرابه بالاترین اندازه کربن آلی، فسفر و پتاسیم را داشت. شناسه‌های PLI و PI_{avg} برای خاک در جایگاه دست‌نخورده کمتر از ۱ بود. این شناسه‌ها برای ۵ جایگاه خاک‌سپاری پسماند بیشتر از ۱ و آلوده ارزیابی شدند. بالاترین لگاریتم فراوانی قارچ‌ها، اکتینومیست‌ها، سودوموناس‌ها و انتروباکترها به ترتیب با اندازه ۵/۳۵، ۵/۲۸، ۶/۱۳ و ۵/۹۸ در خاکچال نوین پسماند شهری به‌دست آمد. درصد باکتری‌های پایدار در برابر سرب در همه خاک‌ها ۱۰۰٪ ولی در شیرابه پسماندها کمتر بود (۶۴٪).

نتیجه‌گیری: رویهمرفته درصد باکتری‌های پایدار به فلزهای مس، روی و کادمیوم در جایگاه خاک-سپاری پسماند نوین شهری بالاتر از جایگاه‌های دیگر بود که می‌تواند وابسته به خاک‌سپاری پسماندهای شهری در خاک باشد.

کلیدواژه‌ها: فلزهای سنگین، شناسه بارِ آلودگی، فراوانی ریزجانداران، خاکچال

◀ **استناد:** عبدالرحیمی کودکان س، صفری سنجانی ع. آلودگی خاکرو و پایداری باکتری‌ها در برابر فلزهای سنگین در جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای شهری همدان. *فصلنامه پژوهش در بهداشت محیط*. بهار ۱۴۰۲؛ ۹ (۱): (۹۱-۷۷).

مقدمه

رشد جمعیت و دگرش سبک زندگی در بیشتر کشورها، مایه افزایش سریع پسماندهای جامد شده است. از این رو مدیریت پسماندهای جامد شهری، یکی از دشواری‌های بهداشتی و زیست‌محیطی در کشورهای در حال توسعه مانند ایران است که به‌خاطر ارزانی، ساده‌تر بودن و موانعی که بر سر راه دیگر روش-های مدیریت پسماند است، از جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماند، برای دفع پسماندهای جامد استفاده می‌کنند (۱). جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماندها، بخش بزرگی از پسماندهای گردآوری شده را در خود جای می‌دهند. در سال‌های گذشته گردانش نادرست پسماندها و خاک‌سپاری آنها، مایه آلودگی جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماندهای شهری و سپس گسترش آلاینده‌ها به زیستگاه‌های پیرامون آنها شده است. در میان همه آلاینده‌های زیستی، پایش و گردانش آلودگی فلزهای سنگین بسیار مهند است، زیرا آنها زهری، پایدار و جهش‌زا هستند (۲، ۳). فلزهای سنگین، آلاینده‌های پایدار در زیستگاه‌ها هستند که نمی‌توانند مانند آلاینده‌های آلی با فرآیندهای شیمیایی یا زیستی فروزینه و نابود شوند. یکی از مهندترین پیامدهای پایداری آن‌ها، انباشتگی بیش از اندازه آن‌ها در چرخه خوراکی جانداران است که در پی این فرآیند، اندازه فلزهای سنگین تا چندین برابر اندازه آنها در آب، خاک و هوای پیرامون افزایش می‌یابند. این پدیده مایه آسیب به گیاهان و در پی آن جانوران و مردم می‌گردد (۴، ۵). فلزهای سنگین پسماندهای جامد به ریخت‌های تبادلی، ته‌نشست با کربنات و سولفید، جذب شده با اکسیدهای آهن و منگنز و یا مواد آلی در جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماندها نگهداری می‌شوند (۶). ریزجانداران خاک در فرآیندهای بیوشیمیایی خاک، چرخه مواد آلی و حفظ کیفیت خاک نقش حیاتی دارند. بنابراین، استفاده از پارامترهای میکروبی برای کنترل آلودگی خاک به‌وسیله فلزهای سنگین پیشنهاد شده است (۷). پیامدهای فلزهای سنگین بر جوامع میکروبی خاک ممکن است با روش‌های مختلفی از جمله اندازه‌گیری زیست توده و فعالیت میکروبی یا دگرگونی در ساختار جامعه میکروبی خاک ارزیابی شود. با این حال، جوامع میکروبی نه‌تنها به‌وسیله فلزهای سنگین، بلکه به‌وسیله دیگر عوامل محیطی مانند pH خاک، دما، رطوبت و کیفیت مواد آلی، برای نمونه، کربن و نیتروژن تحت تأثیر قرار می‌گیرند. از این رو، گاهی ممکن است نسبت دادن پیامدهای مشاهده شده به آلودگی فلزهای سنگین دشوار باشد. به‌همین خاطر اندازه‌گیری پایداری برانگیخته جامعه باکتریایی در برابر آلودگی پیشنهاد شد (۸). افزایش غلظت هر آلاینده‌ای می‌تواند یک فشار ویژه روی باکتری‌های خاک پدید آورد که مایه پایداری آنها در برابر آن آلاینده یا آلاینده‌های دیگر می‌شود. این فرآیند پایداری برانگیخته باکتری در برابر آلودگی یا PICT[1] نامیده شده است که می‌تواند برای ارزیابی پیامدهای بد پدید آمده از آلاینده‌ها روی باکتری‌های خاک آزمون شود (۹). بررسی‌های میدانی PICT فرناندز و همکاران بر روی خاک‌های آلوده به مس تاکستان‌های اسپانیا، نشان داد که آلودگی خاک به فلز مس در دگرگونی جامعه باکتریایی خاک کارایی ویژه دارد (۱۰). PICT وابسته به پدیده‌ای است که گروه‌های ریزجانداران هر زیستگاهی پس از یک تنش زهری با گذشت زمان دگرگون شده و به سوی پایداری بیشتر در برابر آن آلاینده می‌روند (۱۱). در برخی از بررسی‌ها آمده است که باکتری‌ها و قارچ‌های جدا شده از جایگاه‌هایی که در درازمدت در برابر آلودگی فلزهای سنگین بوده‌اند، در برابر آنهایی که از جایگاه‌های با آلودگی کمتر جدا شده‌اند، پایداری بیشتری دارند (۱۲). در پی آلودگی با افزایش گروه‌های بردبار، گوناگونی زیستی در آن زیستگاه کاهش می‌یابد. آشکار است گونه‌های پایدار همیشه نمی‌توانند کارکرد-های بوم‌شناختی همانند برخی گروه‌های پاسخ‌دهنده و نابود شده را داشته باشند. از این رو این فلزهای سنگین پیامدهای منفی بر کارکردهای زیستی مانند فعالیت آنزیمی خاک (۱۳)، فراوانی میکروبی (۱۴)، فعالیت میکروبی (۱۵) و ساختار جامعه میکروبی (۱۶) در خاک دارند. همچنین فلزهای سنگین پیامدهای چشم-گیری بر فراوانی و ترکیب جامعه میکروبی دارند که می توانند مایه دگرگونی در کارکرد میکروبی خاک مانند دگرش تنفس پایه خاک و فعالیت آنزیمی آن شود (۱۷). در پژوهش شانگ و همکاران که بر خاک معدن زغال‌سنگ در شهر هوآیبی چین انجام دادند، گزارش کردند که افزایش اندازه کادمیوم و جیوه خاک می‌تواند بر گوناگونی ریزجانداران در خاک و فرآیندهای

[1] Pollution- induce community tolerance

زیستی خاک پیامد داشته باشد (۱۸). پژوهش‌ها نشان داده‌اند که آلودگی همزمان خاک به چند فلز می‌تواند مایه کاهش فراوانی اکتینومیست‌ها (۱۹) و همچنین دگرگونی فراوانی پروتئوباکترها، فرمیکوت‌ها و اسیدوباکترها شود (۲۰).

پایداری همزمان[1]، افزایش پایداری گروه‌ها به یک ماده زهری است که هرگز در برابر آن نبوده‌اند و می‌تواند برای گروه‌هایی از ماده‌های زهری که از نگر ساختار شیمیایی یا چگونگی کارکرد همانند هستند، رخ دهد (۷). برای نمونه، دیاز راوینا و همکاران، افزایش بردباری به کادمیوم، سرب، نیکل و مس را در خاک کشاورزی آلوده به روی را گزارش کردند (۲۱).

پایداری برانگیخته در گروه گسترده‌ای از بوم‌سازه‌ها، از ته‌نشست‌های دریایی، پری فیتون و جلبک‌های ریز و تک‌یاخته گرفته تا بی‌مهرگان خاک بررسی و گزارش شده است. PICT همچنین به گونه گسترده‌ای در باکتری‌های خاک و برای گروه گسترده‌ای از آلاینده‌ها بررسی شده است. این آلاینده‌ها می‌توانند فلزهای سنگین، آلاینده‌های آلی، آفت‌کش‌ها و پادزیست‌ها باشند (۲۲). پژوهش در این باره می‌تواند به کمک روش‌هایی مانند انگشت‌نگاری DNA و بررسی ژن‌های پایداری، یا از دیدگاه کارکردی (PICT)، با اندازه‌گیری پایداری گروه‌های باکتریایی به پادزیست‌ها یا آلاینده‌های دیگر انجام شود (۲۳). افزون بر این، دریافت از داده‌های دگرگونی در ژن‌های پایداری همیشه آسان نیست. به هرحال، تا به امروز بسیاری از بررسی‌ها بر روی ژن‌های پایداری بوده و بررسی‌های اندکی درباره پایداری کارکردی (PICT) ریزجانداران دردسترس است. در این میان افزایش پایداری گروه‌های باکتریایی در برابر فلزهای سنگین، نشان‌دهنده یک هراس بزرگ برای شیوه‌های درمان آدمی، دام و هتا گیاهان است که اگر این باکتری‌ها به آب‌های آشامیدنی و یا آب آبیاری برسند، می‌توانند از راه‌های گوناگونی مانند خوردن میوه و سبزی‌ها به مردم برسند (۲۴). ناکارآمدی پادزیست‌ها بر آنها می‌تواند مایه گسترش بیماری‌ها و همه‌گیری آنها شود. از آنجایی که آلاینده‌های انباشت شده در جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای شهری می‌تواند مایه پیدایش پایداری برانگیخته در گروه‌های باکتریایی در برابر آلودگی (PICT) شوند، پژوهش حاضر با هدف بررسی پایداری برانگیخته باکتری‌ها در خاک‌های آلوده در جایگاه خاک‌سپاری پسماندها در همدان در برابر فلزهای سنگین انجام شد.

روش کار

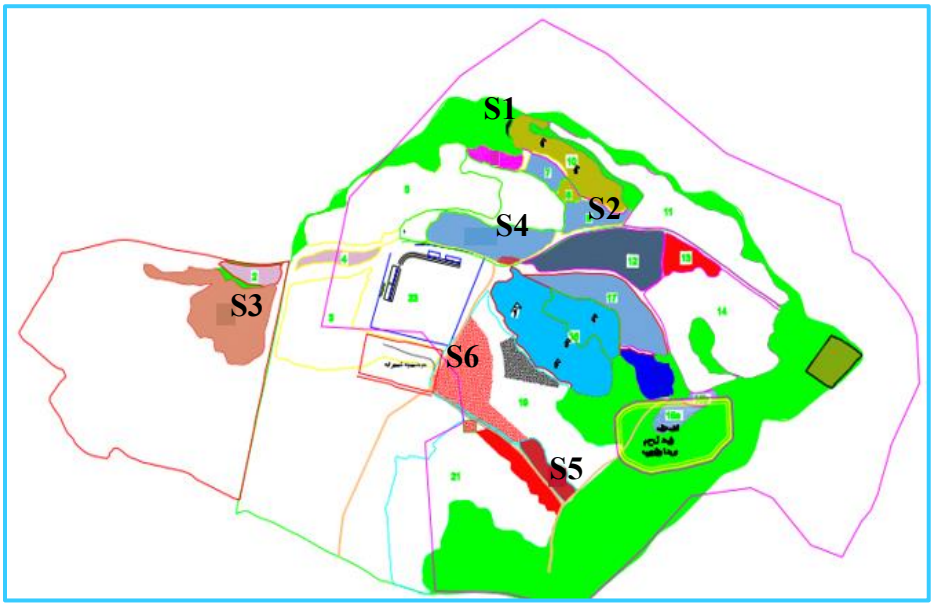
جایگاه نمونه‌برداری

این پژوهش میدانی در جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای شهری همدان انجام شد که در پهنه‌ای با طول جغرافیایی ۳۴ درجه و ۵۷ دقیقه و ۲۱ ثانیه تا ۳۴ درجه و ۵۸ دقیقه و ۱۷ ثانیه و عرض جغرافیایی ۴۸ درجه و ۳۵ دقیقه و ۵۰ ثانیه تا ۴۸ درجه و ۳۷ دقیقه و ۹۴ ثانیه است (شکل ۱). جنس خاک این سرزمین، از گونه ته‌نشست‌های آبرفتی و سنگ مادر مارنی است. روزانه نزدیک ۵۰۰ تن پسماند خانگی و ۵ تن پسماند بیمارستانی از شهرهای همدان، بهار و جورقان به این جایگاه برده می‌شود. پسماندها در زمینی بدون بسترسازی شایسته و بدون پوشش انباشته می‌شوند. نبودِ شیوه‌ای شایسته برای خاک‌سپاری پسماند و انجام خاک‌سپاری سنتی پسماند، مایه تراوش شیرابه پدید آمده و انباشت آن در فرورفتگی پیرامون شده است. همچنین با وزش باد، نبودِ پوشش گیاهی، پخش پسماند به پیرامون جایگاه خاک‌سپاری، مایه افزایش حشرات، جانوران و بیماری‌ها شده است (۲۵).

روش نمونه‌برداری و آماده‌سازی و آنالیز نمونه‌ها

در این پژوهش، از ۶ جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای شهری همدان در آبان ماه سال ۱۳۹۹ نمونه‌برداری خاک از لایه ۳۰-۰ سانتی‌متری و شیرابه در ۳ تکرار به گونه مرکب انجام شد. در شکل ۱ جایگاه‌های نمونه‌برداری و در جدول ۱، ویژگی‌های ۶ جایگاه نمونه‌برداری شده، آورده شده است. نیاز به یادآوری است که جایگاه خاک‌سپاری پسماند نوین شهری هم‌اکنون کارا است و هنوز روی آشغال‌های آن با خاک پوشانده نشده است و نمونه‌برداری از خاک این جایگاه (شماره ۲) از بخش زیرین آشغال‌ها انجام شد، ولی در جایگاه‌های دیگر از لایه ۳۰-۰ سانتی‌متری خاک رویین آنها نمونه‌برداری انجام شده است.

[1] Co- tolerance



شکل ۱. نمایش جایگاه‌های نمونه‌برداری از خاکچال‌های پسماند شهری و بیمارستانی همدان

جدول ۱. ویژگی‌های ۶ جایگاه خاک‌سپاری پسماند

جایگاه	کد جایگاه روی نقشه	وضعیت جایگاه	رنگ جایگاه	مساحت (هکتار)	عمق (متر)	زمان تقریبی خاک‌سپاری پسماند
۱	S1	خاک دست نخورده		۵۳/۳۹	-	-
۲	S2	پسماند نوین شهری		۱/۶۰	۱۸-۲۲	۱۳۹۲-۹۴
۳	S3	پسماند کهنه شهری		۵/۵۷	۱-۱/۵	قبل از ۱۳۸۰
۴	S4	پسماند شهری+ بیمارستانی		۳/۶۶	۲/۵ -۳	۱۳۸۳-۸۴
۵	S5	پسماند بیمارستانی		۱/۲۴	۱/۵ -۲/۵	۱۳۹۳-۹۴
۶	S6	خاک پیرامون لاگون		-	-	-

خاک‌ها به آزمایشگاه منتقل شد، بخشی از آن با هوا خشک و در دمای آزمایشگاه نگه‌داری و مانده‌های گیاهی، ریشه و مواد آلی از آن جدا شدند و سنگ‌ریزه با الک ۲ میلی‌متری جداسازی شد. ناگفته نماند که بخشی دیگر از خاک‌ها بی‌درنگ پس از رسانده شدن به آزمایشگاه برای انجام آزمون‌های زیستی در یخچال نگهداری شد. برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک‌ها اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری بافت و دانه‌بندی آن به روش هیدرومتری (۲۶) انجام شد. برای اندازه‌گیری pH و EC[1] در عصاره خاک، ۵ گرم از خاک به نسبت ۱:۲ با آب مقطر آمیخته و برای ۳۰ دقیقه تکان داده و در ۴۵۰۰ دور در دقیقه برای ۵ دقیقه سانتریفیوژ شد و در آبگونه روئین pH و EC به‌ترتیب با بهره‌گیری از دستگاه pHمتر و ECسنج (۲۷) اندازه گرفته شد. اندازه‌گیری درصد آهک همسنگ خاک به روش خنثی‌سازی با اسید کلریدریک انجام شد. درصد کربن آلی به روش والکی و بلک اندازه‌گیری شد (۲۸). گنجایش تبادل کاتیونی به روش استات آمونیوم اندازه‌گیری شد (۲۹). فسفر فراهم به روش اولسن با بهره‌گیری از

[1] Electrical conductivity

دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۸۲۰ نانومتر (۳۰) و همچنین پتاسیم فراهم (۳۱) به کمک استات آمونیوم جداسازی و به روش فلیم فتومتری اندازه‌گیری شد.

همچنین کل فلزهای سنگین سرب، مس، کادمیوم و روی (Pb، Cu، Cd و Zn) برای ۱۸ نمونه خاک اندازه‌گیری شد. یادآور شود که این نمونه‌های خاک از ۶ جایگاه خاک‌سپاری پسماند و در ۳ زیرنمونه به گونه مرکب برداشته شد. برای این کار به اندازه ۳ گرم از هر خاک در ارلن مایر ۱۰۰ میلی‌لیتری ریخته شد و سپس دو اسید، هیدروکلریدریک اسید (۳۵٪) و نیتریک اسید (۶۵٪) به نسبت ۳ به ۱ به نمونه‌های خاک افزوده و برای انجام واکنش خاک و اسید برای ۲۴ ساعت در دمای آزمایشگاه نگهداری شد. پس از گذشت زمان یاد شده، نمونه در دمای ۱۸۰ درجه‌ی سلسیوس گرما داده شد تا همه محلول تبخیر شود و تنها نزدیک ۳-۲ میلی‌لیتر بماند. پس از سرد شدن، اندازه ۲۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۲ مولار به آن افزوده شد و سپس سوسپانسیون از کاغذ پالایه شماره ۴۲ واتمن گذرانده شد و با آب مقطر به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شد و اندازه فلزها با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد (۳۲).

شناسه‌های ارزیابی آلودگی خاک

برای ارزیابی آلودگی خاک‌های جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماند، شناسه بارِ آلودگی (PLI)[1]، میانگین شناسه آلودگی (PI_{avg})[2] و درجه آلودگی (C_{deg})[3] برای هر نمونه برآورد شد. برای ارزیابی کلی میزان آلودگی خاک، از PLI نیز بهره‌گیری شد. این شناسه، راهی آسان برای نشان دادن آلودگی خاک در پی انباشته شدن فلزهای سنگین است (۳۳). اندازه‌های PLI<۱ خاک ناآلوده، PLI=۱ آلودگی کم و PLI>۱ خاک آلوده را نشان می‌دهد (رابطه ۱). اگر CF[4] یا فاکتور آلودگی از نسبت غلظت هر فلز در خاک بر غلظت پایه یا پس‌زمینه آن $C_{heavy\ metal}/C_{background}$ برآورد شود (۳۴)، PLI به کمک رابطه زیر به‌دست می‌آید که در آن برای غلظت پایه یا پس‌زمینه فلز، غلظت فلز در خاک بدون آلودگی به‌کار رفت.

رابطه (۱)

$$PLI=(CF_1\times CF_2\times CF_3\times \dots CF_n)^{1/n}$$

که در آن PLI شناسه بارِ آلودگی، n شمار فلزهای سنگین آنالیز شده و CF فاکتور آلودگی هر فلز در خاک است.

میانگین شناسه آلودگی برای ارزیابی کیفیت خاک کاربرد دارد. اندازه‌های PI_{avg} بیش‌تر از ۱، کیفیت پایین خاک را نشان می‌دهد که وابسته به آلودگی بالای خاک است (۳۵، ۳۶). میانگین شناسه آلودگی از رابطه ۲ برآورد می‌شود.

رابطه (۲)

$$PI_{avg}= 1/n \sum_{i=1}^{n} PI$$

که در آن PI_{avg} میانگین شناسه آلودگی، n شمار فلزهای سنگین بررسی شده و PI همان CF یا Cn/Bn غلظت فلز به غلظت پس‌زمینه) است (۳۷).

افزون بر شناسه‌های یاد شده، ارزیابی آلودگی خاک هر جایگاه را می‌توان بر پایه درجه آلودگی، C_{deg} انجام داد که اندازه‌های $C_{deg}\leq 8$ درجه آلودگی کم، $8\leq C_{deg}\leq 16$ درجه آلودگی میانه، $16\leq C_{deg}\leq 32$ درجه آلودگی بالا و $32\leq C_{deg}$ درجه بسیار بالای آلودگی را نشان می‌دهد (۳۸). درجه آلودگی فلزها به کمک رابطه زیر به‌دست می‌آید.

رابطه (۳)

$$C_{deg}= \sum_{i=1}^{n} CF$$

ارزیابی شمار و درصد پایداری باکتری‌ها در خاک

در این پژوهش شمارِ باکتری‌ها در خاک هر جایگاه و توان پایداری آنها در برابر آلودگی فلزهای سنگین سرب، روی، کادمیوم و مس در کشتگاه جامد نوترینت آگار (NA)[5] به گونه زیر بررسی شد و ناهمانندی درصد باکتری‌های پایدار هر خاک آزمون و گزارش گردید. فراوانی باکتری‌ها به روش کلنی شماری (CFU)[6] در کشتگاه پایه نوترینت آگار شمارش شد. فراوانی قارچ‌ها، اکتینومیست‌ها، سودوموناس‌ها و انتروباکترها به‌ترتیب در کشتگاه اختصاصی PDA[7]، RBSCN-Agar[8]، Kings B-

[1] Pollution load index
[2] Average single pollution index
[3] Degree of contamination
[4] Contaminated factor

[5] Nutrient agar
[6] Colony count
[7] Potato dextrose agar
[8] Rose Bengal starch casein nutrient agar

Agar و EMB[1] شمارش شد (۳۹). فلزهای به‌کار رفته در این آزمون از نمک‌های کلریدی فلزهای سرب، روی، کادمیوم و مس ($PbCl_2$، $ZnCl_2$، $CdCl_2$ و $CuCl_2$) بودند. غلظت فلزها در هر کشتگاه ۱۰۰ میکروگرم بر میلی‌لیتر برای سرب، روی و کادمیوم و ۲۰۰ میکروگرم بر میلی‌لیتر برای مس بود. این غلظت‌ها، بیشترین مرز پایداری باکتری‌های پاسخ‌دهنده به فلزها هستند. به سخن دیگر کمترین غلظت بازدارنده (MIC)[2] فلز در کشتگاه برای سویه‌های استاندارد AB۱۱۵۷ و C۶۰۰ است که از سویه‌های باکتری Escherichia coli K-۱۲ می باشند (۴۰). برای این کار، کشتگاه NA بدون آلودگی با فلز و با غلظت آلایندگی فلزهای سرب، روی، کادمیوم و مس آلوده و در پتری‌ها ریخته شد و سپس از نمونه خاک‌ها و شیرابه سری رقت (10^{-1}-10^{-4}) آماده شد و به اندازه ۵۰ میکرولیتر با سمپلر از عصاره خاک برداشته و در پتری‌ها ریخته و با پیپت پاستور پخش شد و برای ۳ روز (۷۲ ساعت) در دمای ۲۷ درجه سلسیوس نگهداری و پرگنه (کلنی) آنها شمارش شد. سپس شمارِ باکتری‌های خاک و درصد باکتری‌های پایدار از تقسیم CFU کشتگاه دارای فلز بر CFU کشتگاه گواه (بدون فلز) ضرب‌در ۱۰۰ برای هر نمونه از خاک برآورد و آزمون گردید.

آنالیز آماری

این پژوهش با طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار انجام شد. داده‌های به‌دست آمده از همه آزمایش‌ها در بخش‌های گوناگون به‌کمک نرم‌افزار SAS آزمون آماری شد. بر اساس نتایج آزمون کولموگروف-اسمیرنوف[3]، داده‌های درصد کربن آلی، پتاسیم فراهم، فراوانی اکتینومیست‌ها، اندازه فلزهای سنگین روی و کادمیوم و درصد پایداری در برابر فلز پراکندگی نرمال نداشتند و داده‌های درصد کربن آلی بر روش وارون، داده‌های پتاسیم فراهم بر روش لگاریتم، داده‌های فراوانی اکتینومیست‌ها بر روش استانداردسازی، داده‌های اندازه فلزهای سنگین روی و کادمیوم بر روش کاکس باکس[4] و درصد پایداری در برابر فلز روی و کادمیوم بر روش کاکس باکس و فلز مس بر روش لگاریتم نرمال شدند. آزمون میانگین داده‌ها به روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن در پایه آماری ۵٪ انجام و برای رسم نمودارها از نرم‌افزار اکسل بهره‌گیری شد.

یافته‌ها

در بررسی دانه‌بندی و بافت خاک‌های نمونه‌برداری شده از سه خاک دست‌نخورده، خاکچال کهنه پسماند شهری و خاکچال پسماند بیمارستانی، بافت همگی لومی بوده و به‌ترتیب دارای ۴۱٪/۳، ۵۰٪/۶ و ۳۶٪ شن، ۳۷٪/۳، ۲۸٪/۶ و ۴۲٪/۶ سیلت و ۲۱٪/۳، ۲۰٪/۶ و ۲۱٪/۳ رس بودند. برای خاکچال نوین پسماند شهری و خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی بافت لوم شنی به‌دست آمد که به‌ترتیب دارای ۷۲٪/۶ و ۵۵٪/۳ شن، ۱۵٪/۳ و ۳۱٪/۳ سیلت و ۱۲٪ و ۱۳٪/۳ رس بودند. برای خاک پیرامون لاگون شیرابه بافت لوم رسی شنی با ۵۰٪/۶ شن، ۲۸٪/۶ سیلت و ۲۰٪/۶ رس بود. بنابراین خاک‌های ۶ جایگاه نمونه‌برداری شده دارای بافتی میانه تا سبک بوده و بیشتر بافتی لوم تا لوم شنی دارند.

آنالیز واریانس ویژگی‌های شیمیایی خاک جایگاه‌های گوناگون نشان داد که پیامد خاک‌سپاری پسماندها بر همه ویژگی‌های بررسی شده در پایه آماری ۱٪ چشم‌گیر است ($p\leq$۰/۰۱) و در میان ویژگی‌های شیمیایی بررسی شده، تنها داده‌های فسفر فراهم، پتاسیم فراهم و pH خاک‌ها از دیدگاه آماری دگرش چشم‌گیری نداشتند. جدول ۲ میانگین ویژگی‌های شیمیایی خاک هر جایگاه را نشان می‌دهد. بر اساس نتایج آزمون میانگین کربنات کلسیم هم‌سنگ، اندازه آن در خاکچال نوین پسماند شهری و خاکچال پسماند بیمارستانی به‌گونه چشم‌گیری بیشتر و در خاک پیرامون لاگون شیرابه و خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی کمتر بود ($p\leq$۰/۰۱). کربن آلی در خاک این جایگاه‌ها نیز ناهمانندی چشمگیری را نشان داد؛ به‌گونه‌ای که بیشترین اندازه کربن آلی در خاک پیرامون لاگون شیرابه (۲٪/۵۶) و کمترین آن در خاکچال پسماند بیمارستانی (۰٪/۸۷) مشاهده شد. همچنین بر اساس نتایج آزمون میانگین داده‌های فسفر فراهم و پتاسیم فراهم، اندازه فسفر و پتاسیم فراهم در خاک پیرامون لاگون شیرابه بالاترین بود و کمترین اندازه فسفر در خاک دست‌نخورده و کمترین اندازه پتاسیم در خاکچال پسماند

[1] Eosin methylene blue
[2] Minimum inhibitory concentration
[3] Kolmogorov-Smirnov test
[4] Box-Cox

بیمارستانی مشاهده شد. آزمون میانگین ویژگی‌های شیمیایی خاک‌های نمونه‌برداری شده از ۶ جایگاه خاک‌سپاری پسماند نشان داد که pH در همه خاک‌ها قلیایی بوده و همچنین ناهمانندی چشم‌گیری را با دیگر خاک‌ها نشان نداد. آزمون میانگین رسانندگی الکتریکی ۶ جایگاه نمونه‌برداری نشان داد که بیشترین آن برای خاک پیرامون لاگون شیرابه و کمترین برای خاک دست‌نخورده است. همچنین در آزمون میانگین گنجایش تبادلی خاک این جایگاه‌ها، بیشترین اندازه برای خاک دست-نخورده با بافت لومی و کمترین اندازه برای خاکچال نوین پسماند شهری با بافت لوم شنی به‌دست آمد. این بخش از پژوهش نشان داد که خاک‌سپاری پسماندها به‌ویژه پسماندهای شهری، مایه افزایش کربن آلی، فسفر و پتاسیم فراهم می‌شود که این خود را در خاک پیرامون لاگون شیرابه بیشتر نمایان ساخته است.

ر اساس نتایج تجزیه واریانس داده‌های اندازه‌گیری فلزهای سنگین، پیامد خاک‌سپاری پسماندها بر فلزهای سنگین مس، سرب و روی از دیدگاه آماری چشم‌گیر نبود ($p\leq ۰/۰۱$) و تنها پیامد کارکرد آدمیزاده (انتروپوژنیک) بر کادمیوم خاک‌ها در پایه آماری ۱٪ چشم‌گیر شد. این یافته شاید وابسته به خطای بزرگ در اندازه‌گیری فلزها و یا دگرش آنها در نمونه‌های برداشت شده از خاک‌ها باشد. در هر صورت سنجش میانگین داده‌های اندازه فلزهای سنگین در خاک‌های بررسی شده (جدول ۲) نشان داد که بیشترین اندازه فلزهای سرب (۳۴/۷۱ میکروگرم بر گرم) و روی (۸۶/۶۸ میکروگرم بر گرم) در خاک پیرامون لاگون شیرابه مشاهده شده است. افزون بر این بیشترین اندازه فلزهای مس (۱۳/۵۹ میکروگرم بر گرم) و کادمیوم (۱/۲ میکروگرم بر گرم) به‌ترتیب در خاکچال کهنه پسماند شهری و خاکچال پسماند بیمارستانی بود. بررسی میانگین داده‌های فلزهای سنگین در دو خاکچال نوین و کهنه پسماند شهری برای فلزهای سرب، مس و روی نشان داد که آنها ناهمانند هستند و اندازه این فلزها در خاکچال کهنه پسماند شهری بیشتر از خاکچال نوین بود، ولی فلز کادمیوم این دو جایگاه نزدیک هم بود. در مجموع این بخش از پژوهش نشان داد که میانگین غلظت فلزها در خاک دست-نخورده در برابر دیگر خاک‌ها پایین‌تر است.

بررسی و برآورد شناسه‌های آلودگی گروهی فلزهای سنگین (PLI، PI_{avg} و C_{deg}) برای هر یک از خاک‌ها در جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماند بر پایه کلاس‌بندی‌های یاد شده نشان داد که همه خاک‌های ۶ جایگاه نمونه‌برداری به‌جز خاک دست‌نخورده آلوده هستند و شناسه آلودگی گروهی برای فلزهای سنگین مس، سرب، کادمیوم و روی در آنها (گذشته از خاک دست‌نخورده) بالاتر از مرز استاندارد آلودگی فلزها در خاک بود (جدول ۳). این بخش از پژوهش نشان داد که هرچند انباشتگی فلزهای سنگین در لایه روئین خاک این جایگاه‌های پسماند به مرز آلودگی نرسیده است، ولی بررسی شناسه‌های گروهی، نشان از آلودگی آدمزاد این خاک‌ها به فلزهای سنگین دارد.

جدول ۲. آزمون میانگین داده‌های هر یک از ویژگی‌های شیمیایی خاک‌های بررسی شده

جایگاه	خاک دست-نخورده	خاکچال نوین پسماند شهری	خاکچال کهنه پسماند شهری	خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی	خاکچال پسماند بیمارستانی	خاک پیرامون لاگون شیرابه
کلسیم کربنات همسنگ (درصد)	$۱۸/۶۳^{b}\pm۰/۲۵$	$۲۲/۷۶^{a}\pm۰/۸۸$	$۱۷/۲۸^{b}\pm۱/۱۷$	$۱۴/۴۸^{c}\pm۱/۰۷$	$۲۲/۳۸^{a}\pm۱/۱۵$	$۱۴/۷۵^{c}\pm۰/۵۲$
کربن آلی (درصد)	$۱/۱۵^{ab}\pm۰/۲۶$	$۱/۲^{b}\pm۰/۱$	$۱/۲۶^{b}\pm۰/۲۳$	$۱/۰۶^{ab}\pm۰/۲$	$۰/۸۷^{c}\pm۰/۱۷$	$۲/۵۶^{a}\pm۰/۲۷$
فسفر فراهم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۷/۲۶±۲/۹۱	۲۰/۵۷±۱۳/۱۶	۱۹/۱۳±۹/۲	۱۸/۵۹±۱۴/۸۸	۱۶/۲۰±۱۵/۳۳	۲۳/۴۵±۱۵/۱
پتاسیم فراهم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۹۰۴±۶۰/۴۵	۲۲۳۰±۲۱۰۲/۰۸	۲۱۹۵±۱۲۴۹/۲۵	۱۱۴۸±۱۱۲۹/۴	۵۹۰±۶۱۳/۵۵	۳۱۷۳±۲۸۶۹/۵۶
pH	۸/۵۲±۰/۰۷	۸/۰۹±۰/۳	۸/۳۸±۰/۰۳۱	۸/۴۳±۰/۳۶	۸/۱۵±۰/۱۸	۷/۹۱±۰/۳۳
رسانندگی الکتریکی(دسی زیمنس بر متر)	$۰/۱^{e}\pm۰/۰۱$	$۲/۳^{b}\pm۰/۱۷$	$۰/۷۶^{d}\pm۰/۱۱$	$۱/۹^{c}\pm۰/۲$	$۲/۱۶^{bc}\pm۰/۱۵$	$۷/۲^{a}\pm۰/۳$
گنجایش تبادلی (سانتی‌مول بار بر کیلوگرم خاک)	$۳۸/۷۵^{a}\pm۱/۷۶$	$۱۳/۹۸^{cd}\pm۱/۳۵$	$۱۸/۸۲^{b}\pm۱/۰۲$	$۱۸/۱۱^{b}\pm۱/۰۲$	$۱۵/۱۶^{d}\pm۰/۸۸$	$۱۶/۲۴^{bc}\pm۰/۵۱$
سرب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	$۸/۹۲^{a}\pm۲/۰۵$	$۱۳/۹۶^{a}\pm۸/۳۲$	$۳۱/۵۴^{a}\pm۶/۳۳$	$۳۲/۷۱^{a}\pm۲/۱۳$	$۲۵/۵۴^{a}\pm۱/۳۷$	$۳۴/۷۱^{a}\pm۴۵/۳۳$
مس (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	$۱۰/۰۲^{a}\pm۱/۲۷$	$۱۱/۹۳^{a}\pm۶/۵۲$	$۱۳/۵۹^{a}\pm۹/۶۸$	$۱۲/۶۷^{a}\pm۵/۱۵$	$۱۰/۶۹^{a}\pm۱/۵۱$	$۷/۷۴^{a}\pm۱/۳۶$
روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	$۲۹/۶۵^{a}\pm۱/۳۲$	$۵۲/۸۹^{a}\pm۵۵/۳۹$	$۵۳/۲۵^{a}\pm۴۸/۴۳$	$۵۴/۸۲^{a}\pm۲۹/۴$	$۲۷/۵۶^{a}\pm۰/۶۷$	$۸۶/۶۸^{a}\pm۶۳/۶۹$
کادمیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	$۰/۵۸^{b}\pm۰/۱۸$	$۱/۰۵^{a}\pm۰/۱۵$	$۱/۰۷^{a}\pm۰/۱۵$	$۱/۱^{a}\pm۰/۱۲$	$۱/۲^{a}\pm۰/۰۵$	$۰/۴۲^{b}\pm۰/۴۲$

جدول ۳. شناسه‌های آلودگی گروهی (PLI، PI_{avg} و C_{deg}) خاک‌های جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماند

جایگاه	شناسه بار آلودگی (PLI)	شدت آلودگی	میانگین شناسه آلودگی (PI_{avg})	شدت آلودگی	درجه آلودگی (C_{deg})	شدت آلودگی
خاک دست‌نخورده	۰/۲۵	ناآلوده	۱	ناآلوده	۴	ناآلوده
خاکچال نوین پسماند شهری	۱/۵	آلوده	۱/۵۸	آلوده	۶/۳۴	آلودگی کم
خاکچال کهنه پسماند شهری	۳/۹۶	آلوده	۲/۱۳	آلوده	۸/۵۳	آلودگی میانه
خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی	۴/۰۷	آلوده	۲/۱۷	آلوده	۸/۶۸	آلودگی میانه
خاکچال پسماند بیمارستانی	۱/۴	آلوده	۱/۷	آلوده	۶/۸۱	آلودگی کم
خاک پیرامون لاگون شیرابه	۱/۵۸	آلوده	۲/۰۸	آلوده	۸/۳۱	آلودگی میانه

شمارش باکتری‌ها و آنالیز واریانس داده‌های آنها در خاک‌های ۶ جایگاه نشان داد که دستکاری خاک، پیامد چشم‌گیری (در پایه آماری ۱٪) بر آنها داشته است. بر اساس نتایج آزمون میانگین لگاریتم فراوانی ریزجانداران در خاک‌ها (جدول ۴)، برای هر ۴ گروه قارچ‌ها، اکتینومیست‌ها، سودوموناس‌ها و انتروباکترها، بالاترین فراوانی در خاکچال نوین پسماند شهری و کمترین فراوانی به‌ترتیب برای قارچ‌ها، سودوموناس‌ها و انتروباکترها در خاک دست‌نخورده و برای اکتینومیست‌ها در خاک پیرامون لاگون شیرابه به‌دست آمد. لگاریتم فراوانی کل باکتری‌ها در کشتگاه NA در خاکچال پسماند نوین شهری و خاکچال پسماند بیمارستانی بالا و به‌ترتیب ۷/۶ و ۷/۶۷ بود و کمترین لگاریتم فراوانی در خاکچال کهنه پسماند شهری (۷) به‌دست آمد.

جدول ۴. آزمون میانگین داده‌های لگاریتم فراوانی ریزجانداران خاک‌های بررسی شده

جایگاه	خاک دست‌نخورده	خاکچال نوین پسماند شهری	خاکچال کهنه پسماند شهری	خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی	خاکچال پسماند بیمارستانی	خاک پیرامون لاگون شیرابه
قارچ‌ها	$۴/۵^{de}\pm۰/۱۷$	$۵/۳۵^{a}\pm۰/۰۸$	$۵/۰۷^{ab}\pm۰/۰۷$	$۴/۷۶^{bcd}\pm۰/۱۵$	$۴/۹۲^{bc}\pm۰/۱۵$	$۴/۶۹^{cde}\pm۰/۳۵$
اکتینومیست‌ها	$۵/۰۲^{b}\pm۰/۲$	$۵/۲۸^{a}\pm۰/۰۷$	$۴/۷۹^{ab}\pm۰/۱۹$	$۴/۹۹^{ab}\pm۰/۰۸$	$۴/۵^{ab}\pm۰/۳۴$	$۳/۵۳^{c}\pm۱/۳۲$
باکتری‌ها	$۷/۲۸^{d}\pm۰/۰۳$	$۷/۶^{ab}\pm۰/۰۷$	$۷^{c}\pm۰/۱۳$	$۷/۴۹^{ab}\pm۰/۱۳$	$۷/۶۷^{a}\pm۰/۰۷$	$۷/۴۶^{b}\pm۰/۱$
سودوموناس‌ها	$۵/۵۳^{b}\pm۰/۲۱$	$۶/۱۳^{a}\pm۰/۲۱$	$۵/۸۹^{a}\pm۰/۱۶$	$۶/۰۹^{a}\pm۰/۲۲$	$۶/۰۶^{a}\pm۰/۱۲$	$۵/۹۳^{a}\pm۰/۲۱$
انتروباکترها	$۴/۵^{c}\pm۰/۱۷$	$۵/۹۸^{a}\pm۰/۱۲$	$۵/۲۱^{b}\pm۰/۱۷$	$۵/۷^{a}\pm۰/۱۴$	$۵/۳^{b}\pm۰/۱۳$	$۵/۲۱^{b}\pm۰/۲۲$

داشتن دست کم یک واژه همانند (a، b، c) نشان از نبودِ ناهمانندی چشم‌گیر در پایه آماری ۵٪ است.

در بررسی و آنالیز واریانس داده‌های درصد باکتری‌های پایدار در برابر هر یک از ۴ فلز سنگین مس، سرب، کادمیوم و روی در خاک ۶ جایگاه و شیرابه نمونه‌برداری شده، افزودن پسماندها و دستکاری خاک همراه با پیدایش شیرابه بر این ویژگی از باکتری‌ها پیامد چشمگیری (در پایه آماری ۱٪) داشت و آزمون میانگین داده‌های درصد پایداری به فلزهای سنگین باکتری‌ها در خاک‌های بررسی شده نشان از ناهمانندی چشم‌گیر آنها داشت (جدول ۵). باکتری‌های همه خاک‌ها و شیرابه نمونه‌برداری شده در برابر هر ۴ فلز مس، سرب، کادمیوم و روی از خود پایداری نشان دادند. درصد باکتری‌های پایدار در برابر سرب در همه خاک‌ها بیشترین

و برابر ۱۰۰٪ بود، ولی درصد باکتری‌های پایدار در برابر این فلز در شیرابه پسماندها کمتر بود (۶۴٪). همچنین برای فلز مس، بالاترین درصد پایداری در خاک دست‌نخورده، خاکچال نوین پسماند شهری و خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی (۱۰۰٪) و کمترین درصد پایداری در خاک پیرامون لاگون شیرابه (۱/۰۳٪) مشاهده شد. برای فلز روی، بالاترین درصد باکتری‌های پایدار در خاکچال نوین پسماند شهری (۹۷/۶۹٪) و کمترین درصد پایداری در خاک پیرامون لاگون شیرابه (۳۵/۲۱٪) مشاهده شد. همچنین بالاترین درصد پایداری در خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی (۱۲/۵۸٪) و کمترین درصد پایداری در شیرابه (۳۱/۰٪) برای فلز کادمیوم مشاهده شد. این بخش از پژوهش نشان داد که گذشته از سرب و مس، درصد باکتری‌های پایدار در خاک دست‌نخورده کمتر از خاک دیگر جایگاها بود و دستکاری خاک، پیامد چشمگیری بر پایداری باکتری‌ها در این زیستگاه داشته است. از سوی دیگر درصد باکتری‌های پایدار در خاکچال نوین پسماند شهری برای ۳ فلز مس، روی و کادمیوم بالاتر از آنها در خاکچال کهنه پسماند شهری بود.

جدول ۵. آزمون میانگین داده‌های درصد پایداری فلزهای سنگین ریزجانداران خاک‌های بررسی شده

جایگاه	خاک دست نخورده	خاکچال نوین پسماند شهری	خاکچال کهنه پسماند شهری	خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی	خاکچال پسماند بیمارستانی	خاک پیرامون لاگون شیرابه	شیرابه
مس (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۱۰۰^{a}	۱۰۰^{a}	$۵۸/۸۷^{b}\pm۲۳/۰۳$	۱۰۰^{a}	$۲/۶۶^{c}\pm۱/۸۷$	$۱/۰۳^{c}\pm۰/۴۴$	$۱/۷۸^{c}\pm۰/۷۲$
روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	$۱۱/۶۱^{d}\pm۴/۵۳$	$۶۹/۹۷^{a}\pm۱۱/۷۸$	$۲۲/۹۱^{c}\pm۷/۹۲$	$۴۹/۶۹^{b}\pm۹/۶۱$	$۲۳/۵۳^{c}\pm۱/۹۶$	$۲۱/۳۵^{c}\pm۱/۹$	$۶۲/۲۱^{ab}\pm۳/۶۶$
کادمیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	$۱۶/۴۵^{b}\pm۲/۷۱$	$۵۶/۸۹^{a}\pm۵/۱۵$	$۵/۸^{b}\pm۱/۸۲$	$۵۸/۱۲^{a}\pm۲۴/۷۶$	$۰/۷۵^{b}\pm۰/۴$	$۱۳/۲۴^{b}\pm۶/۷۹$	$۰/۳۱^{c}\pm۰/۰۰۲$

بحث

اندازه‌گیری و آزمون کربن آلی، فسفر و پتاسیم فراهم نشان داد که خاک‌سپاری پسماندهای شهری در برابر پسماندهای بیمارستانی، پیامد بزرگ‌تری بر این ویژگی‌های خاک دارد. بالاترین آنها و کمترین pH و کربنات کلسیم در خاک پیرامون لاگون شیرابه اندازه‌گیری شد. این نشان می‌دهد که آلودگی‌های پدید آمده در این خاک‌ها در یک‌جا نمی‌مانند و به بخش‌های پست‌تر می‌رسند و در آنجا پیامد بزرگ‌تری دارند. در بررسی که بارتکوئیاک و همکاران بر روی سه جایگاه خاک‌سپاری پسماند بر روی کربن آلی، فسفر، پتاسیم و منیزیم انجام دادند، گزارش کردند که در این جایگاه‌ها، از پسماندهای فروزینه و ته‌نشین شده از مواد آلی تازه، آمیزه‌های هوموسی محلول در آب (اسیدهای فولویک) به آسانی در نیمرخ خاک شسته می‌شوند. همچنین آنالیز واریانس، پیامد چشمگیری از گونه پسماند بر فسفر خاک داشت که بیشترین اندازه فسفر (۳۵/۷۶ میلی‌گرم در کیلوگرم) در خاک جایگاه پسماندهای خانگی و آلی بود که در برابر خاک دست‌نخورده ۱۰ برابر بیشتر بود، ولی کمترین اندازه فسفر (۳/۱۳ میلی‌گرم در کیلوگرم)، در خاک جایگاهی گزارش شد که در آن پسماند الکترونیکی، لاستیک خودرو و پارچه چال شده بود (۴۱). از سوی دیگر آنالیز واریانس نشان داد که جایگاه نمونه‌برداری خاک بر ریخت‌های پتاسیم و منیزیم پیامد چشم‌گیری دارد. هر دو عنصر پتاسیم و منیزیم می‌توانند به آسانی در پروفیل خاک جابجا شوند. چنین اندازه‌هایی از پتاسیم نمونه‌های جایگاه‌های خاک‌سپاری می‌تواند وابسته به شسته شدن و انباشتگی آن باشد. در بررسی اندازه فلزهای سنگین مس، سرب، کادمیوم و روی در خاک‌های جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای شهری و بیمارستانی شهر همدان مشاهده شد که غلظت هر ۴ فلز در خاک‌های جایگاه خاک‌سپاری پسماند به مرز آلودگی نرسیده است، ولی شناسه‌های آلودگی گروهی فلزهای سنگین (PLI، PI_{avg} و C_{deg}) گذشته از خاک دست‌نخورده بالاتر از مرز آلودگی است. در مطالعه کوثری و همکاران، در نمونه‌های خاک پیرامون جایگاه خاک‌سپاری پسماند شهری و پسماندهای بیمارستانی شهر سبزوار، میانگین غلظت فلزهای سنگین آرسنیک، جیوه، کادمیوم و مس در نمونه‌های خاک بالاتر از میانگین جهانی بود، همچنین در این پژوهش شناسه ریسک اکولوژیکی (RI) برای ایستگاه‌های

نمونه‌برداری نزدیک به جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای بیمارستانی بیشترین بود (۱). در مطالعه موخاپادهای و همکاران که خاک جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای شهری کلکته در هند را برای ارزیابی آلودگی فلزهای سنگین بررسی کردند، شناسه زمین انباشت (Igeo) و شدت آلودگی خاک برای هر فلز سنگین ناهمانند بود؛ به‌گونه‌ای که شدت آلودگی برای جیوه بدون آلودگی، برای منگنز و آرسنیک کمی آلوده، برای کروم، روی و مس کمی آلوده و برای سرب از کمی آلوده تا بسیار آلوده بود (۴۲). آلام و همکاران برای ارزیابی آلودگی فلزهای سنگین در آب، خاک و گیاهان پیرامون خاک جایگاه خاک‌سپاری پسماند موگلا بازار در بنگلادش را بررسی کردند. شناسه Igeo برای فلز مس، منگنز، روی و آهن در پیرامون جایگاه خاک‌سپاری پسماند، نشان از آلودگی خاک نداشت، ولی برای سرب و کادمیوم، شدت آلودگی خاک از بدون آلودگی تا کمی آلوده برآورد شد (۴۳).

در مجموع در خاک‌های همدان، آلودگی فلز روی در میان فلز-های یاد شده دارای بیشترین اندازه بود که این یافته با گزارش-های لام و همکاران و آیبیتوی و همکاران همخوانی داشت (۴۴، ۴۵). بر پایه بررسی‌های انجام شده، دگرگونی اندازه فلزهای سنگین در خاک‌های جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماندها تا اندازه بسیاری به چگونگی زندگی و کارکردهای مردمی و ویژگی‌های آن جایگاه، اندازه پسماند خاک‌سپاری شده و آمیزه‌های سازنده آن‌ها بستگی دارد (۴۴، ۴۶). (ادامه پژوهش آیبیتوی) برای نمونه در خاک‌های جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای خودروسازی، بیشترین اندازه فلزها به‌ترتیب برای مس، کادمیوم، نیکل، سرب و آهن به‌دست آمد. در برابر آن در جایگاه خاک‌سپاری پسماند-های شهری، بیشترین اندازه برای فلزهای روی، آهن و منگنز به‌دست آمد (۴۵). در این پژوهش اندازه فلزات سنگین در خاکچال کهنه پسماند شهری، خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی و همچنین خاک پیرامون لاگون شیرابه در برابر دیگر خاک‌ها کمی بیشتر بود. ژائو و همکاران گزارش کردند که فلزهای سنگین در خاکچال پسماند بیمارستانی بیشتر است، زیرا پسماندهای بیمارستانی بیشتر دارای آمیزه‌های لاستیکی، پنبه-ای، سرنگ، سوزن، قوطی‌های فلزی و شیشه‌ای هستند. در برابر آن پسماندهای شهری دارای آمیزه‌های خوراکی، میوه، سبزی، پلاستیکی و کاغذی هستند. بنابراین آمیزه آن‌ها بیشتر فروزینه شونده بوده که پس از کانی شدن آمیزه‌های آلی، مایه افزایش کربن آلی، فسفر و پتاسیم فراهم و کاهش pH و کربنات کلسیم همسنگ خاک می‌شوند (۴۷). کو و همکاران گزارش کردند که اندازه بالای روی و مس در خاک جایگاه خاک‌سپاری خاکستر پسماندهای بیمارستانی بیشتر وابسته به کاربرد این فلزها در ساخت موادی مانند پالاستیک، گچ پزشکی و کاربرد آن‌ها در ساخت آلیاژهای سوزن و سرنگ پزشکی است (۴۸). لام و همکاران به بررسی اندازه فلزهای سنگین در خاکستر جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای بیمارستانی پرداختند و نشان دادند که در میان فلزهای بررسی شده، فلزهای روی، سرب و مس دارای بیشترین اندازه در برابر دیگر فلزها هستند، ولی در این بررسی اندازه فلزهای سرب، مس و روی درخاک‌های جایگاه خاک‌سپاری پسماندهای شهری کهنه و نوین بیشتر از خاک دست‌نخورده بود و هر یک از این فلزها در خاکچال کهنه پسماند شهری بیشتر از خاکچال نوین پسماند شهری بود (۴۴). زیاولی و همکاران گزارش کردند که با گذشت زمان خاک‌سپاری پسماندها، فلزهای سنگین رها شده از فروزینگی آنها در خاک افزایش می‌یابد (۴۹).

در بررسی شمار باکتری‌ها در خاک‌های نمونه‌برداری شده، بیشترین فراوانی باکتری‌ها برای خاکچال پسماند بیمارستانی و کمترین آن در خاکچال کهنه پسماند شهری بود. همچنین برای هر ۴ گروه ریزجانداران شمار قارچ‌ها، اکتینومیست‌ها، سودوموناس‌ها و انتروباکترها در خاکچال نوین پسماند شهری بالاترین بود و کمترین فراوانی برای قارچ‌ها، سودوموناس‌ها و انتروباکترها در خاک دست‌نخورده و برای اکتینومیست‌ها در خاک پیرامون لاگون شیرابه به‌دست آمد. کم بودن فراوانی ریزجانداران در خاک‌های دست‌نخورده وابسته به کمبود مواد آلی و کمبود فراوانی اکتینومیست‌ها در خاک پیرامون لاگون شاید به نمناکی و خیسی آن وابسته باشد (۵۰). از سوی دیگر بالا بودن لگاریتم فراوانی ریزجانداران در جایگاه نوین پسماند شهری می-تواند وابسته به تازگی و فراهمی سوبسترای ریزجانداران در خاک این جایگاه باشد. فلورز و همکاران شماری از باکتری‌های بیماری‌زا و فرصت‌طلب را از خاک‌ها و شیرابه‌های جایگاه خاک-سپاری پسماند در مکزیک جدا کردند و یادآور شدند که فراوانی این باکتری‌ها در این‌گونه خاک‌های دست‌خورده برای بهداشت مردم و بهداشت کاری آنها زیان‌بار است (۵۱). (در پژوهش فلورز و همکاران) از نمونه‌های خاک و آب، ۲۵ جدایه به‌دست آمد. از همه باکتری‌های جدا شده، ۱۳ باکتری گرم مثبت و ۱۲ باکتری

گرم منفی بودند که همگی از جنس‌های Bacillus، Citrobacter، Pseudomonas، Klebsiella، Enterobacter، Proteus، Aeromonas، Listeria و Shigella بیشتر این باکتری‌ها از گروه باکتری‌های روده‌ای هستند.

این پژوهش نشان داد که پایداری باکتری‌ها در همه خاک‌ها در برابر فلزها به‌ویژه سرب بالا است، ولی این پایداری بسته به هر فلز، در خاک ویژه‌ای بالاتر است. همچنین درصد باکتری‌های پایدار در برابر مس در خاک دست‌نخورده، خاکچال نوین پسماند شهری و خاکچال شهری و بیمارستانی بیشتر از خاک‌های دیگر و ۱۰۰٪ بود. اگرچه ناهمانندی فلز مس در خاک‌ها چشم‌گیر نبود، ولی شناسه‌های آلودگی خاک دست‌نخورده کمتر بود و این یافته نیاز به بررسی بیشتر دارد. همچنین درصد باکتری‌های پایدار در برابر فلزهای روی و کادمیوم در خاک دست‌خورده بیشتر بود که این با گزارش دیگر پژوهشگران همخوانی داشت. لانگ و همکاران گزارش کردند که آلودگی فلزهای سنگین در خاکچال‌ها چندین برابر خاک‌های دست‌نخورده است که این می‌تواند به سازگاری و پایداری بالاتر باکتری‌ها در برابر آلودگی فلزی خاک‌ها بیانجامد (۵۲). سانتاز و همکاران در پژوهشی بر روی سه خاک گوناگون دریافتند که افزودن مس به خاک‌ها، مایه افزایش چشم‌گیر در پایداری گروه‌های باکتریایی به مس در خاک‌های آلوده به مس می‌شود. آنها همچنین افزایش چشم‌گیری در پایداری گروه‌های باکتریایی به پادزیست‌های تتراسایکلین، اکسی تتراسایکلین و کلروتتراسایکلین برای غلظت ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم مس گزارش کردند (۹). دیاز راوینا و باس نشان داد که افزودن یک ماده زهری بی‌درنگ، مایه پایداری باکتری‌های زیستگاه پس از میان رفتن گونه‌های پاسخ‌دهنده باکتریایی و توانایی‌های ویژه رشد و سازگاری سوخت‌وسازی گروه‌های مانده می‌شود (۵۳). برخی پژوهش‌ها نشان داد که افزایش PICT به یک آلاینده، مایه پایداری هم‌افزایی یا پایداری همزمان در گروه‌ها به دیگر آلاینده‌ها می‌شود. برای نمونه، نشان داده شده است که رویارویی باکتری‌ها با Cu مایه پایداری آنها در برابر گروه گسترده‌ای از فلزهای دیگر (۲۱) و همچنین پایداری در برابر پادزیست‌هایی مانند تتراسایکلین و وانکومایسین می‌شود (۵۴). واکلین و همکاران در پژوهشی بر روی خاک‌های کشتزاری که پیشتر در برابر غلظت‌های بالای Cu^{2+} بوده‌اند، افزایش همزمان پایداری را به کاربرد Cu^{2+} گزارش کردند. همچنین با افزایش غلظت‌های مس خاک، اندازه تنفس CO_2 پس از افزودن گلوکز برای گروه‌های میکروبی خاک مس‌دار افزایش یافت (۲۲). ویتر و همکاران، تنفس میکروبی و دگرگونی گوناگونی ریزجانداران را به روش بررسی اسیدهای چرب فسفولیپیدی در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب دارای فلز بررسی کردند. یافته‌های آنها نشان داد که دگرش ویژگی‌های رشد ریزجانداران در برابر فلز (برای نمونه درنگ برای رشدنمایی پس از افزودن بستر) کمتر وابسته به دگرگونی‌های فیزیولوژیکی خود ریزجانداران زیستگاه است و بیشتر وابسته به دگرش گروه‌های میکروبی یا الگوهای بهره‌گیری از بستر است (۵۵). دیاز راویا و همکاران، افزایش پایداری به Ni، Pb، Cd، و Cu را در یک خاک کشاورزی که به گونه دستی با Zn آلوده شده بود را گزارش کردند (۲۲).

در این پژوهش درصد باکتری‌های پایدار در خاک جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماندهای شهری بیشتر از جایگاه پسماند بیمارستانی بود و کمترین درصد باکتری‌های پایدار به فلزها در خاک پیرامون لاگون و در شیرابه به‌دست آمد. در پژوهش ون بیلن و همکاران

مشاهده شد که درصد بالایی از مواد آلی در خاک‌های آزمایش شده، فراهمی زیستی مس را کاهش داده و از افزایش PICT در برابر این آلاینده جلوگیری می‌کند (۵۶). از سوی دیگر یادآور می‌شود که در پژوهش حاضر نمونه‌برداری از خاکچال پسماند نوین از لایه زیر پسماند انجام شد، ولی در جایگاه‌های دیگر از لایه ۰/۳ متری رویین یا خاک پوشاننده پسماندها نمونه‌برداری شد. بنابراین شاید بخشی از باکتری‌های خاکچال نوین بومی خود خاک نبوده و از پسماندها به خاک رسیده باشد که در برابر فلزها پایدارتر بوده‌اند. یادآور شود که شناسه‌های آلودگی این خاک به فلزهای سنگین در برابر جایگاه‌های دیگر چندان هم بالا نبود.

نتیجه‌گیری

در جایگاه‌های خاک‌سپاری پسماندهای شهری و بیمارستانی شهر همدان، آلودگی خاک‌های دست‌خورده به فلزهای سنگین بیشتر از خاک دست‌نخورده بود و در بررسی شناسه‌های آلودگی (PLI، PI_{avg} و C_{deg})، این آلودگی در سه جایگاه خاکچال کهنه پسماند شهری، خاکچال پسماند شهری و بیمارستانی و همچنین خاک پیرامون لاگون شیرابه بیشتر بود. بنابراین آلودگی فلزهای سنگین وابسته به چال کردن پسماندهای شهری و بیمارستانی،

در خاک جایگاه خاک‌سپاری پسماند در همدان رخ داده است. از سوی دیگر این پژوهش نشان داد که درصد باکتری‌های پایدار، بسته به فلز و جایگاه نمونه‌برداری ناهمانند است. با این‌که شناسه‌های آلودگی خاک به فلزهای سنگین در جایگاه خاک-سپاری پسماند نوین شهری در برابر جایگاه‌های دیگر چندان بالا نبود، درصد باکتری‌های پایدار در این جایگاه بالاتر از جایگاه‌های دیگر بود که این می‌تواند به پیامد خاک‌سپاری پسماندهای شهری و افزایش باکتری‌های آشغال‌زی و پایدار در این خاک وابسته باشد.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان تمام نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند. همچنین هرگونه تضاد منافع حقیقی یا مادی که ممکن است بر نتایج یا تفسیر مقاله تأثیر بگذارد را رد می‌کنند.

تشکر و قدردانی

این نوشتار برگرفته از پایان‌نامه دانشجو با کد ۱۶۳۳۵۱۴ می-باشد. بدین‌وسیله از دانشگاه بوعلی سینا برای فراهم کردن هزینه، از همکاری کارکنان محترم سازمان دفن پسماند شهر همدان و همچنین از خانم ذبیح‌الهی که ما را در نمونه‌برداری این پژوهش یاری کردند، تشکر و قدردانی می‌شود.

References

1. Kowsari M.H. Saghi M.H. Rastgar A. Sotude S. Investigation of Heavy Metals in the Soil around Municipal Waste Landfill. Journal of Sabzevar University of Medical Sciences. 2022; 29(1): 65-76.
2. Zyadah M. Abdel-Baky. T. Toxicity and bioaccumulation of copper, zinc, and cadmium in some aquatic organisms. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 2000; 64(5): 740-51.
3. Ware KD. Heavy metals and the petroleum industr. USA: DTIC Document. 1993; 239p.
4. Dabiri M. Environmental Pollution: Air, Water, Soil and Noise. 1th ed. Tehran: Ettehad. 2013; 399p. (Persian).
5. Altındag A. Yigit S. Assessment of heavy metal concentrations in the food webof lake Beysßehir, Turkey. Chemosphere. 2005; 60: 552–556.
6. Long Y-Y. Shen D-S. Wang H-T. Lu W-J. Zhao Y. Heavy metal source analysis in municipal solidwaste (MSW): Case study on Cu and Zn. Journal ofHazardous Materials. 2011; 186(2): 1082-87.
7. Niklinska M. Chodak M. Laskowski R. Pollution-induced community tolerance of microorganisms from forest soil organic layers polluted with Zn or Cu. Applied Soil Ecology. 2006; 32: 265-272.
8. Gong P. Siciliano S.D. Srivastava S. Greer C.W. Sunahara G.I. Assessment of pollution induced community tolerance to heavy metals in soils using ammonia-oxidizing bacteria and Biolog assay. Human and Ecological Risk Assessment. 2002; 8: 1067–1081.
9. Santas-Miguel V. Arias-Estevez M. Diaz-Ravina M. Fernandez-Sanjurjo M. J. Alvarez-Rodriguez E. Nunez-Delgado A. Fernsndez-Calvino D. Bacterial Community Tolerance to Tetracycline Antibiotics in Cu Polluted Soils. Agronomy, 2020; 1-11.
10. Fernandez-Calvino D. Arias-Estevez M. Díaz-Ravina M. Baath E. Bacterial pollution induced community tolerance (PICT) to Cu and interactions with pH in long-term polluted vineyard soils. Soil Biol. Biochem, 2011; 43: 2324e2331.
11. Boivin M. Y. Breure A. M. Posthuma L. Rutgers M. Determination of Field Effects of Contaminants - Significance of Pollution-Induced C Tolerance. Human and Ecological Risk Assessment. 2002; 5(8): 1035-1055.
12. Diaz-Ravina M. and Baath E. Response of soil bacterial communities pre-exposed to different metals and reinoculated in an unpolluted soil. Soil Biol Biochem, 2001, 33:.241–248.
13. Pan J. Yu L. Effects of Cd or/and Pb on soil enzyme activities and microbial community structure. Ecol Eng, 2011, 37:1889–1894.
14. Chen J. He F. Zhang X. Sun X. Zheng J. Zheng J. Heavy metal pollution decreases microbial abundance, diversity and activity within particle-size fractions of a paddy soil. FEMS Microbiol Ecol, 2014, 87:164–181.
15. Chen L. Zhang W. Zhang R. Lin K. He L. Wu L. The bioavailability and adverse impacts of lead and decabromodiphenyl ether on soil microbial activities. Environ Sci Pollut Res, 2015, 22:12141–12149.
16. Frey B. Rieder SR. Response of forest soil bacterial communities to mercury chloride application. Soil Biol Biochem, 2013, 65:329–337.
17. Xian Y. Wang M. Chen W. Quantitative assessment on soil enzyme activities of heavy metal

contaminated soils with various soil properties. 2015, Chemosphere, 139:604–608.
18. Shang W, Tang Q, Zheng L, Cheng H. Chemical forms of heavy metals in agricultural soils affected by coal mining in the Linhuan subsidence of Huaibei Coalfield, Anhui Province, China. Environmental Science and Pollution Research. 2016 Dec; 23:23683-93.
19. Xu Y. Seshadri B. Bolan N. Sarkar B. Ok YS. Zhang W. Rumpel C. Sparks D. Farrell M. Hall T. Dong Z. Microbial functional diversity and carbon use feedback in soils as affected by heavy metals. Environ Int. 2019. 125:478–488.
20. Jiang B. Adebayo A. Jia J. Xing Y. Deng S. Guo L. Liang Y. Zhang D. Impacts of heavy metals and soil properties at a Nigerian ewaste site on soil microbial community, 2019, 362: 187–195.
21. Diaz-Ravina M. Baath E. Frostegard A. Multiple heavy-metal tolerance of soil bacterial communities and its measurement by a thiamine incorporation technique. Applied and Environmental Microbiology. 1994. 60: 2238- 2247.
22. Wakelin S. Gerard E. Black A. Hamonts K. Condron L. Yuan T. Nostrand J. V. Zhou J. O'Callaghan M. Mechanisms of pollution induced community tolerance in a soil microbial community exposed to Cu. Environmental Pollution. 2014; 190: 1-9.
23. Milenkovski S. Baath E. Lindgren P. E. Berglund O. Toxicity of fungicides to natural bacterial communities in wetland water and sediment measured using leucine incorporation and potential denitrification. Ecotoxicology. 2010; 19: 285–294.
24. Lopez-Penalver J.J. Pacheco C.V.G. Sanchez-Polo M. Utrilla J.R. Degradation of tetracyclines in different water matrices by advanced oxidation/reduction processes based on gamma radiation. Journal of Chemical Technology & Biotechnology. 2012; 88: 1096–1108.
25. Khanlari GH. Taleb Bidokhti A.R. Momeni A.A. Ahmadi H.R. The effect of leachate of Hamedan landfill site on ground water. Journal of Geological Engineering. 2012. 5(3-4):92-81.
26. Gee G.W. Or D. Particle size analysis. In: Dane, J. H. and Topp, G. C. (eds.), Methods of soil analysis. Agronomy Monograph. American Statistical Association and Soil Science Society of America, Madison. 2002; 9: 255-293.
27. Spark D. Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison. 1996; 5:1424p.
28. Walkley A. Black A.I. Examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic and titration method. Soil Science. 1934; 34: 29–38.
29. Rolins M.B. Pool D.L. Measurement of exchangeable cations in bentonites", Journal clays and clay minerals, 1968; 16: 165-172.
30. Olsen S. R. Cole C. V. Watanabe F. S. Dean L. A. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with $NaHCO_3$. 1954; USDA Cir. U.S. Washington. 19p.
31. Ali-Ahyai M. and Behbahani Zadeh A.A. Methods of Soil Analysis Descriptions. Soil and Water Research Institute. Technical Paper, 1993, No. 893. Tehran.
32. Chen M. Lena Q.M. Comparison of three aqua regia digestion methods for twenty florida soils. Journal of soil science society. 2001; 65: 491-499.
33. Varol M. Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. Journal of Hazardous Materials. 2011; 195: 355–364.
34. Bhuiyan M. A. Parvez H. L. Islam M. A. Dampare S. B. Suzukia S. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. Journal of Hazardous Materials. 2010; 173: 384-392.
35. Inengite A. K. Abasi C. Y. Walter C. Application of pollution indices for the assessment of heavy metal pollution in flood impacted soil. International Research Journal of Pure and Applied Chemistry. 2015; 8: 175–189.
36. Gong Q. Deng J. Xiang Y. Wang Q. Yang L. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. Journal of China University of Geosciences. 2008; 19: 230–241.
37. Reimann C. Garret R. G. Geochemical background: Concept and reality. Science of the Total Environment. 2005; 350: 12–27.
38. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic.Pollution control: A sedimentological approach. Water Research. 1980; 14: 975–1001.
39. Safari Sinegani. A. A. Sharifi Z. Safari Sinegani M. Methods in applied microbiology. Bu-Ali Sina University Publications; 1389. 525P (Persian).
40. Malik A. and Ahmad M. Incidence of drug and metal resistance in E. coli strains from sewage water and soil. Chem. Environ, 1994, 3:3-11.
41. Bartkowiak A. Lemanowicz J. Breza-Boruta B. Zielinski A. Assessment of the Effect of Uncontrolled Landfill Sites on the Contentof Available Forms of Selected Macro and Microelements in Forest Soil. International Journal of Environmental Research. 2018; 12: 901–907.
42. Mukhopadhyay S. Chakraborty S. Bhadoria P. Li B. Weindorf DC. Assessment of heavy metal and soil organic carbon by portable X-ray fluorescence spectrometry and NixPro™ sensor in landfill soils of India. Geoderma Regional. 2020; 20: e 00249 .

43. Alam R. Ahmed Z. Howladar M. F. Evaluation of heavy metal contamination in water, soil and plant around the open landfill site Mogla Bazar in Sylhet, Bangladesh. Groundwater for Sustainable Development. 2020; 10: 100311.
44. Lam CH. Ip AW. Barford JP. McKay G. Use ofincineration MSW ash: a review. Sustainability. 2010; 2(7): 1943-68.
45. Ibitoye A. Ipinmoroti K. Amoo I. Effect of mu-nicipal refuse dump on the physic-chemical prop-erties of soil and water. Nigerian Journal of Soil Sci-ence. 2005; 15(2): 122-28.
46. Slack R. Gronow J. Voulvoulis N. Householdhazardous waste in municipal landfills: contami-nants in leachate. Science of the Total Environment. 2005; 337(1): 119-27.
47. Zhao L. Zhang F-S. Wang K. Zhu J. Chemicalproperties of heavy metals in typical hospital wasteincinerator ashes in China. Waste Management. 2009; 29(3): 1114-21.
48. Kuo H-W. Shu S-L. Wu C-C. Lai J-S. Characteris-tics of medical waste in Taiwan. Water, Air, and Soil Pollution. 1999; 114(3-4): 413-21.
49. Xiaoli C. Shimaoka T. Xianyan C. Qiang G. You-cai Z. Characteristics and mobility of heavy metalsin an MSW landfill: Implications in risk assessmentand reclamation. Journal of Hazardous Materials. 2007; 144(1): 485-91.
50. Safari Sinegani A. A. Soil biology and biochemistry. Bu-Ali Sina University Publications. 1394; 586P (Persian).
51. Flores-Tena F. J. Guerrero-Barrera A. Avelar-gonzalez F. J. Ramirez-Lopez E. Martinez-Saldana M. C. Pathogenic and opportunistic gram-negative bacteria in soil, leachate and air in San Nicolás landfill at Aguascalientes, Mexico. Rev Latinoam Microbiol. 2007; 49(1-2): 25-30.
52. Long Y-Y. Shen D-S. Wang H-T. Lu W-J. Zhao Y. Heavy metal source analysis in municipal solid waste (MSW): Case study on Cu and Zn. Journal of Hazardous Materials. 2011; 186(2): 1082-87.
53. Diaz-Raviiia M. Baath E. Development of metal tolerance in soil bacterial communities exposed to experimentally increased metal levels. Applied and Environmental Microbiology. 1996; 29 (62): 70- 7.
54. Fernandez-Calvino D. Baath E. Co-selection for antibiotic tolerance in Cupolluted soil is detected at higher Cu-concentrations than Cu-tolerance. Soil Biology and Biochemistry. 2013; 57: 953- 956.
55. Witter E. Gong P. Baath E. Marstrop H. A stady of the structure and metal tolerance of the soil microbial community six years after cessation of sewage sludge application. Environmental Toxicology and Chemistry. 2000; 19: 1983- 1991.
56. Van Beelen P. Wouterse M. Posthuma L. Rutgers M. Location-specific ecotoxicological risk assessment of metal polluted-soils. Environmental Toxicology and Chemistry. 2004; 11: 2769–2779.