dx.doi.org/10.22093/wwj.2023.424366.3383

Investigating the Effect of Long-Term Municipal Waste and Manure Application on Soil Heavy Metal Availability in Soil

S. Moharami

Assist. Prof., Dept. of Environment, Faculty of Natural Resources,
Semnan University, Semnan, Iran
s.moharami@semnan.ac.ir

(Received Nov. 8, 2023 Accepted Dec. 25, 2023)

To cite this article:
Moharami, S., 2024. "Investigating the effect of long-term municipal waste and manure application on soil heavy metal availability in soil" *Journal of Water and Wastewater*, (In press).
https://doi.org/10.22093/wwj.2023.424366.3383.

Abstract

Municipal waste is a cost-effective and valuable source of organic matter for agricultural soils. In recent years, MSW compost has been widely used in agriculture as a soil conditioner and fertilizer. However, the excessive use of organic and mineral fertilizers in the production of greenhouse crops leads to the accumulation of heavy metals in the soil and health risks for humans. Therefore, this study investigated the effect of the municipal waste and manure application on heavy metals in the soil. Also, the health risks for humans were evaluated through the consumption of cucumber cultivated in these soil. In this study, the concentration of heavy metals Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in soil, mobility of metals, bioavailability, fractionation of metals, effects of pollution in the greenhouse soil and uptake of these metals by cucumber plant following 3 cultivation years of application of municipal waste compost and manure were studied in a randomized complete block design with three replicates in a greenhouse located in the south of Theran province. Also, environmental pollution risks were evaluated. The results showed that the application of municipal waste compost and manure increased both the total and available concentration of heavy metals in the soil. However, the concentration of the measured metals was at the permissible limit of the concentrations of heavy metals in Iranian soils. Copper and Zn were detected as the most mobile metals in control and treated soils with municipal waste compost and Manure, respectively. The amount of Pb (2.26 mg kg^{-1}) and Cd (0.06 mg kg^{-1}) in cucumber fruit in treated soil with municipal waste exceeded the limit value for edible vegetables. Based on the results obtained from the health risk index, Pb and Cu represented a high potential risk for the health of adults and children by consuming cucumbers in compost-treated soils. The results of this study showed that despite the three-year application of municipal waste compost and manure, the concentration of heavy metals measured was not higher than the allowed guideline level. However considering the high bioavailability of heavy metals, repeated application of municipal waste compost would carry a risk of gradual accumulation in the soil over time. Therefore, measuring the total and extractable concentration of heavy metals and metal mobility when assessing likely effects on plant yields and metal uptakes and settings soil quality criteria is important.

Keywords: Municipal Solid Waste, Heavy Metal, Fractionation, Health Risk Index, Mobility Factor.

Extended Abstract

1. Introduction

Agricultural soils in Iran are poor in organic matter[1] due to a lack of appropriate crop rotation, minimum annual rainfall, high temperature, and excessive use of chemical fertilizers. Animal manure and chemical fertilizers are often used in agricultural lands. But, recently, the use of municipal solid waste[2] compost as a source of OM for agricultueal soils has been considered. However, there are concerns about using MSW due to heavy metals in their compositions.

According to the climate conditions, the limitation of water resources, and field land for the optimal use of water and soil, Iran's cultivation system has changed towards producing greenhouse crops. On the other hand, using high amounts of chemical and organic fertilizers, herbicides, pesticides, and insecticides leads to the accumulation of heavy metals in greenhouse soils, transfer to the food chain, and potential human health risks (Jalali and Karimi Mojahed, 2020; Zhang et al., 2017).

Vegetables play an important role in human health due to the presence of essential components such as proteins, vitamins, and nutrients, but they also can adsorb unnecessary metals such as heavy metals (Liu et al., 2013; Yang et al., 2011).

Therefore, one of the environmental problems in greenhouse systems is the accumulation of heavy metals that can be transferred to the edible part of vegetables, the consumption of which creates significant risks to human health. Although many studies around the world have been conducted on the accumulation of heavy metals and health risks and assessment of the use of greenhouse crops, limited studies have been done on the use of MSW and manure in Iran. Therefore, the objectives of this study were: 1. Investigating the concentration of heavy metals and their fractionation in greenhouse soils treated with MSW compost and manure; 2. Assessing the potential health risks for humans through the consumption of greenhouse cucumbers cultivated in these soils.

2. Methodology

The experiment was conducted from 2020 to 2022 on the greenhouse located in the south of Tehran province (Ray city). The area lies within 51˚ 26′ east longitude and 35˚ 33′ north latitudes. Climate is semi-arid, with a mean annual temperature of 13.5 ˚C, mean annual rainfall of 234.4 mm and above sea level of 1032 m.

MSW compost and manure were manually incorporated into the greenhouse soil and mixed throughout the upper 20 cm. The treatments included were 1- control soil (T0), 2- treated soil with manure (T1) and 3- treated soil with MSW compost (T2). In experimental plots, cucumber (Cucumis Sativus L.) was cultivated for three consecutive years. The area of each experimental plot 5.25 m^2 (1.5 m× 3.5 m) including 13 cucumber plants was carried out in a randomized block design with three replications. Basic fertilizers were applied with drip irrigation in all plots at the rate of 300, 200, and 300 kg h^{-1} nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K) in the form of urea, triple superphosphate, and potassium sulfate, respectively. For the determination of total heavy metals, both plant and soil samples were taken at the end of experiment, 2022. Samples after preparation were digested in aqua regia (1:3 HNO_3/HCl). The sequential extraction method (Tessier et al., 1979) was applied to soil samples to identify metal fractions. Total, bioavailable, and sequential extracted metal concentration of cadmium (Cd), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), and zinc (Zn) were analyzed using an atomic absorption spectrophotometer (AAS, Varian, Spectra 220).

Selected environmental pollution indexes for soil samples mobility factor[3], potential ecological risk index[4], for plant sample, transfer factor[5], estimated daily intake[6], and health risk index[7] were used for the evaluation of possible pollution risks of MSW compost and manure application.

3. Results and discussion

3.1. Total and bioavailable metal concentration in the soil

The heavy metals concentration of greenhouse soil, MSW compost, and manure are within the accepted normal range of the national standard of Iran for their use in agriculture. Compared to manure, the application of MSW compost has significantly increased the concentration of total and available heavy metals.

3.2. Fractionation and mobility of metals in the soil

The dominant trend of Cd, Cu, Ni, and Pb in T1 and T2 was obtained as the control soil:

[1] Organic Matter (OM)
[2] Municipal Solid Waste (MSW)
[3] Mobility Factor (MF)
[4] Risk Index (RI)
[5] Transfer Factor (TF)
[6] Estimated Daily Intake (EDI)
[7] Health Risk Index (HRI)

F5>F4>F3>F2>F1

The trend of Zn distribution in T1 and T2 was obtained as follows:

F5>F4>F2>F3>F1

The results of this study showed that compared to T0, T1 and T2 caused a significant increase in F1, F2, and F3 fractions. Therefore, the mobility of these metals increases.

3.3. The pollution indices of heavy metals in soils and plants

In this study, the metal mobility index was calculated as MF. Compared to T0, the application of T1 and T2 has increased the MF value for all studied metals except Ni. The values of RI for T0, T1 and T2 were 57.61. 69.80. and 82.08 respectively. According to Hakanson's classification, that corresponded to low environmental risk in all the studied soil samples. Based on the concentration of total heavy metals TF for Cd, Cu, and Zn metals were more than the other metals. Which indicates more mobility of these metals. Also, shows the possibility of more contamination of plants with these metals.

The amount of Pb and Cd in cucumber fruit in T2 exceeded the limit value for edible vegetables. Based on the results obtained from HRI, Pb in T2 for the health of adults and children and Cu in T1 and T2 for children represented a high potential risk by cucumber consumption (Fig. 1).

4. Conclusions

In recent years, due to the growing population in different countries, the demand for agricultural and greenhouse products has been increasing. This study aims to evaluate the application of MSW compost and manure on the availability of heavy metals in greenhouse soil, the accumulation of heavy metals in the edible part of the cultivated plant (cucumber), and the health risks of their consumption for humans. The results of this study showed that the long-term application of manure and MSW compost can increase the concentration of heavy metals in soils. The mean values of TF based on total concentration in T2 were higher than in T0.

According to the HRIs, Pb represented a high potential risk for the health of adults and children through the consumption of cucumber cultivated in T2. Generally, in order to obtain the maximum beneficial effects of MSW compost and reduce the harmful effects of the accumulation of heavy metals in the environment, it is recommended to optimize the quality of compost with a better source-separate of waste.

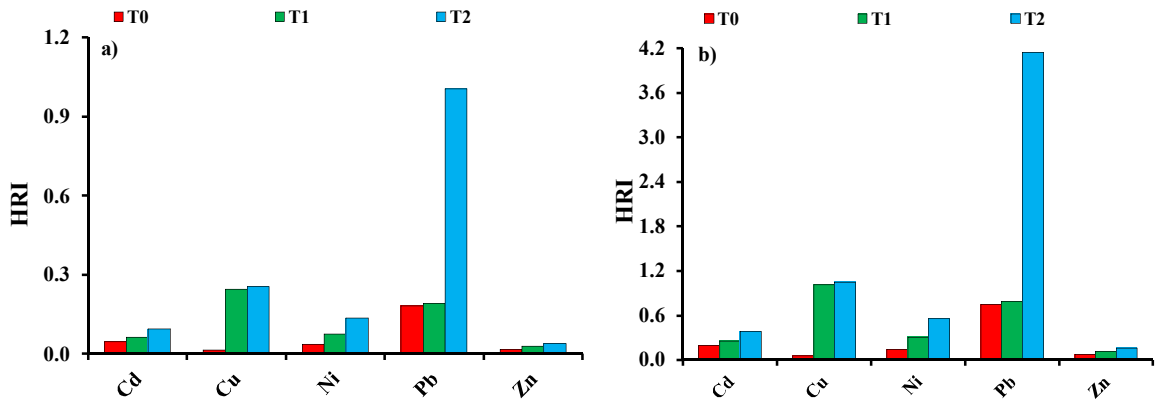

Fig. 1. The HRI of heavy metals through consumption of cucumber growin in control soil, treated soils with manure and MSW compost by a) adults and b) children

dx.doi.org/10.22093/wwj.2023.424366.3383

بررسی تأثیر استفاده طولانی‌مدت از کمپوست پسماند شهری و کود دامی بر روی قابلیت دسترسی فلزات سنگین در خاک

سمیه محرمی

استادیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران
s.moharami@semnan.ac.ir

(دریافت ۱۴۰۲/۸/۱۷ پذیرش ۱۴۰۲/۱۰/٤)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام بفرمایید:
محرمی، س، ۱۴۰۲، "بررسی تأثیر استفاده طولانی‌مدت از کمپوست پسماند شهری و کود دامی بر روی قابلیت دسترسی فلزات سنگین در خاک" مجله آب و فاضلاب، (در انتظار چاپ). https://doi.org/10.22093/wwj.2023.424366.3383

چکیده

پسماند شهری یک منبع مقرون‌به‌صرفه و باارزشی از مواد آلی برای خاک‌های کشاورزی است. در سال‌های اخیر کمپوست پسماند شهری به‌طور گسترده‌ای در بخش کشاورزی به‌عنوان یک بهبوددهنده خاک و نیز به‌عنوان یک کود استفاده شده است، ولی کاربرد بیش از حد کودهای آلی و معدنی در تولید محصولات گلخانه‌ای منجر به تجمع فلزات سنگین در خاک و خطرات سلامتی برای انسان می‌شود. بنابراین این پژوهش با هدف بررسی تأثیر کاربرد کمپوست پسماند شهری و کود دامی بر روی فلزات سنگین خاک انجام شد. همچنین خطرات بهداشتی ناشی از مصرف خیار کشت شده در این خاک‌ها ارزیابی شد. در این پژوهش، غلظت فلزات سنگین کادمیوم، مس، نیکل، سرب و روی در خاک، تحرک عنصر، فراهمی زیستی، جزءبندی فلزات به همراه اثرات آلودگی این فلزات در خاک گلخانه و جذب این فلزات توسط گیاه خیار پس از ۳ سال کشت متوالی و کاربرد کمپوست پسماند شهری و کود دامی در قالب طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی در سه تکرار در یک گلخانه‌ای واقع در جنوب استان تهران بررسی شد. همچنین شاخص‌های آلودگی محیطی نیز ارزیابی شد. نتایج نشان داد که کاربرد کمپوست پسماند شهری و کود دامی، سبب افزایش غلظت کل و قابل‌استخراج فلزات سنگین در خاک شده است. با این وجود غلظت فلزات اندازه‌گیری شده در حد مجاز غلظت فلزات سنگین در خاک‌های ایران است. فلزات مس و روی به‌ترتیب به‌عنوان متحرک‌ترین فلزات در خاک شاهد و خاک‌های تیمار شده با کمپوست پسماند شهری و کود دامی شناسایی شدند. مقدار سرب $۲/۲۶\ mg\ kg^{-1}$ و کادمیوم $۰/۰۶\ mg\ kg^{-1}$ در میوه خیار کشت شده در خاک‌های تیمار شده با کمپوست پسماند شهری بیش از مقدار حد مجاز برای سبزیجات خوراکی بود. بر اساس نتایج به‌دست آمده از شاخص خطر سلامتی برای سرب و مس، مصرف خیار کشت شده در خاک‌های تیمار شده با کمپوست پتانسیل بالایی برای به خطر انداختن سلامتی بزرگ‌سالان و کودکان را دارد. نتایج این بررسی نشان داد که علی‌رغم کاربرد سه‌ساله کمپوست پسماند شهری و کود دامی، غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده بیش از حد مجاز نبوده است. با این حال، با در نظر گرفتن قابلیت فراهمی زیستی بالای فلزات سنگین، کاربرد مکرر کمپوست پسماند شهری خطرات تجمع تدریجی فلزات سنگین در خاک در طی زمان را به‌همراه خواهد داشت. بنابراین اندازه‌گیری غلظت‌های کل و قابل‌استخراج فلزات سنگین و تعیین فاکتور تحرک هنگام ارزیابی اثرات احتمالی بر عملکرد و جذب فلزات توسط گیاه و تعیین شاخص‌های کیفیت خاک، اهمیت ویژه‌ای دارد.

واژه‌های کلیدی: پسماند شهری، فلزات سنگین، جزءبندی، شاخص خطر سلامتی، فاکتور تحرک عنصر

۱- مقدمه

خاک‌های کشاورزی در ایران به دلیل عدم رعایت تناوب زراعی مناسب، کشاورزی فشرده، حداقل میزان بارندگی سالانه، درجه حرارت بالا و کاربرد بیش از حد کودهای شیمیایی از لحاظ محتوای مواد آلی[1] فقیر هستند؛ بنابراین خاک‌ها در برابر فروپاشی و تخریب بسیار آسیب‌پذیر بوده و قادر به حفظ بهره‌وری مناسب نیستند. در زمین‌های کشاورزی غالباً کودهای دامی و کودهای شیمیایی استفاده می‌شوند؛ اما اخیراً کاربرد کمپوست پسماندهای شهری[2] به‌عنوان منبع OM برای خاک‌های کشاورزی مورد توجه قرار گرفته است. با این وجود نگرانی‌هایی در مورد کاربرد کمپوست پسماندهای شهری به‌واسطه حضور فلزات سنگین در ترکیبات آنها وجود دارد. حضور این فلزات منجر به آلودگی خاک، سمیّت گیاهان و تجمع‌زیستی در زنجیره غذایی می‌شود (Chabukdhara et al., 2017).

اگر این فلزات وارد محلول خاک شود ممکن است توسط گیاهان جذب شده یا به آبهای زیرزمینی انتقال یابد که در این صورت به‌واسطه مصرف این محصولات و آبهای آلوده سلامت انسان به خطر می‌افتد؛ بنابراین کیفیت و ایمنی کمپوست‌ها جزء پارامترهایی هستند که کاربرد گسترده آنها را محدود ساخته است (Roy et al., 2021)، زیرا بررسی‌های متعددی مبنی بر عدم تطابق غلظت عناصر سنگین کمپوست پسماندهای شهری با استانداردهای ایمنی و کیفی مجاز ارائه شده است (Siles-Castellano et al., 2020, Alvarenga et al., 2015).

طبق گزارش سازمان حفاظت محیط‌زیست در سال ۱۳۹۸، سالانه میزان تولید پسماند در کشور ایران پیرامون ۱۸ میلیون تن در سال است که این رقم بیش از میانگین جهانی است. در حدود ۷۰ درصد از پسماندهای تولیدی در ایران را پسماندهای آلی تشکیل می‌دهد که قابلیت تبدیل به انرژی و کمپوست را دارد، اما متأسفانه بخش زیادی از پسماند تولیدی در کشور، بدون هیچ پردازشی به شکل غیربهداشتی دفن می‌شود و استفاده از آنها در بخش کشاورزی رایج نیست؛ بنابراین مدیریت کمپوست پسماندهای شهری یکی از چالش‌های عمده پیش روی کشور ایران است (The second report evaluation of the strategy in the direction of monitoring the implementation of Iran's general environmental policies, 2019).

از سوی دیگر، افزایش تولید پسماندهای شهری معضلی است که سلامت جامعه را تهدید می‌کند و در صورت عدم توجه به آن آسیب‌های زیست‌محیطی فراوانی به دنبال خواهد داشت. در سال‌های اخیر، تأکید زیادی بر کمپوست‌سازی پسماندهای شهری شده است (Srivastava et al., 2016)؛ زیرا حجم تهنشین شده در محل‌های دفن زباله کاهش می‌یابد و همچنین کود آلی اصلاح شده ارزان‌تری نسبت به کودهای شیمیایی تهیه می‌شود (Meena et al., 2016). کاربرد کودهای آلی در نظام کشاورزی پایدار در راستای افزایش محصول و حفظ حاصلخیزی خاک اهمیت ویژه‌ای دارد. استفاده از کمپوست پسماندهای شهری به‌عنوان یک کود آلی، سبب بهبود وضعیت حاصلخیزی خاک، مقدار کربن و ماده آلی می‌شود (Hu et al., 2009). علاوه بر این خواص فیزیکی خاک مانند ظرفیت نگهداری آب و میزان تخلخل خاک افزایش می‌یابد (Glab et al., 2008).

در قرن حاضر جمعیت جهان در کشورهای درحال توسعه در حال افزایش است. حل بحران انرژی و مواد غذایی و استفاده بهینه از منابع موجود موردتوجه بسیاری از پژوهشگران در سرتاسر جهان است (Song et al., 2012). با توجه به شرایط اقلیمی، محدودیت منابع آب و زمین‌های زراعی برای استفاده بهینه از آب و خاک سیستم کشت ایران به سمت تولید محصولات گلخانه‌ای تغییر کرده است. تولید محصولات گلخانه‌ای دارای مزایای بی‌شماری از جمله صرفه‌جویی در مصرف آب، استفاده از زمین غیرقابل کشت، توانایی کنترل تغذیه گیاه، افزایش سطح زیر کشت، کاهش آفات و بیماری‌ها، افزایش کمیت و کیفیت محصول، عدم اتکای محصول به شرایط محیطی و احتمال بازاریابی و برنامه‌ریزی مناسب در راستای تقاضای محصول موردنظر است (Zhu et al., 2011, Li et al., 2009).

از سوی دیگر، کاربرد مقدار زیاد کودهای شیمیایی و آلی، علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها منجر به تجمع فلزات سنگین در خاک‌های گلخانه‌ای می‌شود که انتقال این فلزات به زنجیره غذایی، موجب به خطر افتادن سلامت انسان می‌شود (Jalali and Karimi Mojahed, 2020, Zhang et al., 2017).

[1] Organic Matter (OM)
[2] Municipal Solid Waste (MSW)

dx.doi.org/10.22093/wwj.2023.424366.3383

آلودگی خاک در سیستم‌های کشت با تراکم بالا مانند گلخانه به دلیل استفاده مداوم و طولانی‌مدت از کودهای شیمیایی بیشتر از خاک‌های کشاورزی است (Gamliel et al., 2016). استفاده از کودهای آلی به‌طور قابل‌توجهی فلزات سنگین را به خاک‌های گلخانه‌ای اضافه می‌کند. دمای زیاد خاک نیز یکی از عوامل مؤثر در رهاسازی فلزات سنگین از کودهای آلی در سیستم‌های گلخانه‌ای است (Yang et al., 2015). فلزات سنگین به فرم محلول در خاک ممکن است به‌وسیله گیاهان جذب شده و در قسمت‌های خوراکی سبزیجات انباشته شوند. سبزیجات به‌واسطه داشتن اجزای ضروری مانند انواع پروتئین‌ها، ویتامین‌ها و مواد مغذی نقش مهمی در سلامت انسان دارند، اما توانایی جذب فلزات غیرضروری مانند فلزات سنگین را نیز دارند (Liu et al., 2013, Yang et al., 2011).

جذب فلزات سنگین توسط گیاه تحت تأثیر غلظت عنصر، نوع گونه گیاهی و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک است (Xu et al., 2015). در نتیجه میزان جذب و دفع فلزات سنگین در خاک‌های گلخانه‌ای می‌تواند ایمنی محصول را تحت تأثیر قرار دهد. فلزات سنگین به دلیل پایداری بالا، سمیّت، تجزیه‌ناپذیری و تجمع‌زیستی در زنجیره غذایی، جزء یکی از آلاینده‌های مهمی به شمار می‌رود که نگرانی‌های زیادی را به خود جلب کرده است (Chabukdhara et al., 2017). بنابراین یکی از مشکلات زیست‌محیطی در سیستم‌های گلخانه‌ای، انباشتگی فلزات سنگین قابل انتقال به قسمت خوراکی سبزیجات است که مصرف آنها خطرات مهمی را برای سلامتی افراد ایجاد می‌کند. پژوهش‌های متعددی سطح بالای آلودگی سبزیجات گلخانه‌ای به فلزات سنگین کادمیوم (Cd)، مس (Cu)، نیکل (Ni)، سرب (Pb) و روی (Zn) را در مقایسه با سبزیجات کشت شده در زمین‌های کشاورزی نشان داده است (Jalali and Karimi Mojahed, 2020, Rai et al 2019, Bolan et al., 2017).

اگرچه پژوهش‌های گسترده‌ای در سراسر جهان وجود دارد که بر روی تجمع فلزات سنگین و ارزیابی خطر سلامتی کاربرد محصولات گلخانه‌ای انجام شده، اما پژوهش‌های اندکی در رابطه با کاربرد کمپوست و کود دامی در ایران انجام شده است (Marjovvi and Mashayekhi, 2019, Ghaffari Nejad, 2017, Mir Seied Hoseini et al., 2015).

بنابراین اهداف این پژوهش عبارت بود از: ۱- بررسی غلظت فلزات سنگین و جزءبندی آنها در خاک‌های گلخانه‌ای تیمار شده با کمپوست و کود دامی، ۲- ارزیابی خطرات بالقوه سلامتی برای افراد از طریق مصرف خیار گلخانه‌ای کشت شده در این خاک‌ها.

۲- مواد و روش‌ها

این پژوهش طی سه سال (۱۳۹۹ تا ۱۴۰۱ شمسی)، در یک گلخانه واقع در جنوب استان تهران (شهرستان ری) با مختصات جغرافیایی ۵۱ درجه و ۲۶ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۳۳ دقیقه عرض شمالی با میانگین درجه حرارت سالیانه ۱۳/۵ °C، میانگین بارندگی سالیانه ۲۳۴/۴ mm و ارتفاع از سطح دریای آزاد ۱۰۳۲ m انجام شد. بر اساس تقسیمات اقلیمی آمبرژه این منطقه، دارای اقلیمی نیمه‌خشک است.

کمپوست پسماندهای شهری به میزان ۱۰۰ ton ha^{-1} به‌صورت دستی با ۲۰ cm از خاک گلخانه مورد مطالعه مخلوط شد. کود گاوی برای مقایسه اثربخشی کاربرد کمپوست پسماندهای شهری به خاک گلخانه اضافه شد. در کرت‌های آزمایشی خیار به‌مدت سه سال متوالی کشت شد. سطح هر کرت آزمایشی (۳/۵ m×۱/۵ m) ۵/۲۵m^2 شامل ۱۳ بوته خیار در قالب طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام شد. فلزات غذایی نیتروژن (N) به‌صورت اوره (۳۰۰ kg h^{-1})، فسفر (P) به‌صورت سوپر فسفات تریپل (۲۰۰ kg h^{-1}) و پتاسیم (K) به‌صورت سولفات پتاسیم (۳۰۰ kg h^{-1}) همراه با آبیاری قطره‌ای به کرت‌ها اضافه شد.

تیمارها شامل خاک شاهد (T0)، خاک تیمار شده با کود گاوی (T1) و خاک تیمار شده با کمپوست پسماندهای شهری (T2) بود. در پایان دوره رشد گیاه در سال ۱۴۰۱ غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک و گیاه تعیین شد. به‌این منظور، بعد از رسیدن کامل میوه خیار در هر تیمار، نمونه‌هایی از میوه خیار جمع‌آوری شد. بعد از برداشت خیار، از عمق ۱۰ تا ۲۰ cm خاک نمونه‌برداری انجام شد. نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا-خشک شده، کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. میوه خیار به‌طور جداگانه آنالیز شدند. نمونه‌های گیاهی به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۶۰ °C داخل آون خشک شده و بعد از آسیاب شدن به روش هضم اسیدی Aqua Regia (1:3 HNO_3/HCl) هضم شد (Topcuoğlu, 2016).

نمونه‌های میوه خیار پس از انتقال به آزمایشگاه با آب مقطر شستشو داده شدند. پس از خشک کردن، برای تعیین وزن خشک، آنها را داخل پاکت قرار داده و در دمای ۷۲ °C به مدت ۴۸ h داخل آون قرار گرفتند (Jalali and Karimi Mojahed, 2020).

تجزیه اندازه ذرات خاک با استفاده از روش هیدرومتر، pH و هدایت الکتریکی[1] در عصاره ۱:۵ آب به خاک اندازه‌گیری شدند (Rowell, 1994). ظرفیت تبادل کاتیونی[2] خاک با استفاده از روش استات سدیم یک نرمال با pH معادل ۸/۲ تعیین شد. ماده آلی با استفاده از روش اکسیداسیون دی‌کرومات اندازه‌گیری شد (Rowell, 1994). کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی با هیدروکسید سدیم (NaOH) تعیین شد (Sims, 1996).

غلظت کل فلزات سنگین در نمونه‌های خاک و گیاه به روش هضم اسیدی تعیین شد. بخش قابل‌دسترس فلزات سنگین در نمونه‌های خاک با استفاده از دی‌اتیلن‌تری‌آمین پنتا استیک‌اسید[3] عصاره‌گیری شد (Lindsay and Norvell, 1978).

غلظت فلزات سنگین موجود در تمام عصاره‌ها با دستگاه جذب اتمی[4] مدل واریان (Varian-220AA) اندازه‌گیری شد. با استفاده از روش عصاره‌گیری مرحله‌ای (Tessier et al., 1979) جزءبندی فلزات سنگین به‌صورت زیر تعیین شد:

۱- جزء قابل تبادل (F1): ۸ ml کلرید منیزیم ($MgCl_2$) ۱ M با pH معادل ۷ به مدت ۱ h در دمای اتاق

۲- جزء پیوند با کربنات‌ها (F2): ۸ ml سدیم استات (NaOAC) ۱ M با pH معادل ۷ به مدت ۵ h در دمای اتاق

۳- جزء پیوند با اکسیدهای آهن و منگنز (F3): ۲۰ ml هیدروکسیل آمین هیدرو کلراید (NH_2OH/HCL) ۰/۰۴ M در ۲۵ درصد حجمی اسیداستیک (HOAc) به مدت ۶ h در دمای ۹۶°C

۴- جزء پیوند با مواد آلی (F4): ۳ ml اسید نیتریک (HNO_3) ۰/۰۲M با ۵ ml آب‌اکسیژنه (H_2O_2) ۳۰ درصد با pH معادل ۲ به مدت ۳ h در دمای ۸۵ °C

۵- جزء باقیمانده (F5): هضم اسیدی توسط HNO_3-HCl

[1] Electrical Conductivity (EC)
[2] Cation Exchange Capacity (CEC)
[3] Diethylene Triamine Pentaacetic Acid (DTPA)
[4] Atomic Absorbtion Spectroscopy (AAS)

۲-۱- شاخص‌های آلودگی محیطی برای نمونه‌های خاک

۲-۱-۱- فاکتور تحرک عنصر[5]

برای ارزیابی خطرات احتمالی آلودگی خاک، مقدار شاخص تحرک عنصر از معادله ۱ محاسبه شد (Sipos, 2009)

$$MF = \frac{F1+F2}{F1+F2+F3+F4+F5} \quad (۱)$$

که در آن

F1، F2، F3، F4 و F5 مقدار عنصر در جزءهای مختلف روش عصاره‌گیری مرحله‌ای است. مقدار فاکتور تحرک عنصر بالا نشان‌دهنده در دسترس بودن بیولوژیکی عنصر در خاک است (Anegbe et al., 2014).

۲-۱-۲- شاخص خطر بالقوه زیست‌محیطی[6]

این شاخص برای بیان کمّی خطرات بالقوه زیست‌محیطی آلاینده‌های مختلف برای اولین بار توسط (Hakanson, 1980) معرفی شد که شدت آسیب‌های زیست‌محیطی، ترکیبی از آلاینده‌های فلزی مختلف بر روی یک محیط را نشان می‌دهد (Kusin et al., 2018). این شاخص توسط معادله ۲ محاسبه می‌شود

$$RI = \sum_{i=1}^{n} E_i = \sum_{i=1}^{n} T_i \times CF \quad (۲)$$

که در آن

RI شاخص خطر بالقوه زیست‌محیطی برای نمونه مورد بررسی، E_i فاکتور خطر برای آلاینده i و T_i عامل پاسخ سمیّت برای آلاینده‌های مختلف است. CF نیز فاکتور آلودگی فلزات مورد بررسی است. فاکتور آلودگی از نسبت غلظت عنصر مورد بررسی به غلظت همان عنصر در ماده مرجع (میانگین شیل) محاسبه می‌شود (Hakanson, 1980). این شاخص با استفاده از معادله ۳ به دست می‌آید

$$CF = \frac{C_0}{C_n} \quad (۳)$$

[5] Mobility Factor (MF)
[6] Potential Ecological Risk Index (RI)

dx.doi.org/10.22093/wwj.2023.424366.3383

که در آن

CF فاکتور آلودگی، C_0 غلظت فلز مورد بررسی و C_n غلظت فلز مورد بررسی در ماده مرجع است. برای هر عنصر یک پاسخ سمیّت وجود دارد که این مقدار برای Cd، Cu، Ni، Pb و Zn به‌ترتیب ۳۰، ۵، ۵ و ۱ است (Hakanson, 1980). رده‌بندی Hakanson برای توصیف شدت خطرات بالقوه زیست‌محیطی در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- رده‌بندی شاخص خطر بالقوه زیست‌محیطی

Table 1. Classification of potential ecological risk index

RI value	Amount of ecological risk
RI<150	Low ecological risk
150≤ RI <300	Moderate ecological risk
300≤ RI <600	Considerable ecological risk
RI ≥600	Very high ecological risk

۲-۲- شاخص‌های آلودگی محیطی برای نمونه‌های گیاه

۲-۲-۱- فاکتور انتقال[1] فلزات سنگین

فاکتور انتقال فلزات سنگین از خاک به بخش خوراکی گیاهان، به‌عنوان نسبت محتوای عنصر سنگین در بخش خوراکی گیاه به محتوای کل یا قابل‌استخراج عنصر سنگین توسط DTPA در خاکی که گیاه در آن رشد کرده اطلاق می‌شود. این پارامتر نشان‌دهنده پتانسیل انتقال فلزات سنگین از خاک به بخش خوراکی گیاه بوده و از معادله ۴ به دست می‌آید

$$TF = \frac{C_{veg}}{C_{soil}} \quad (۴)$$

که در آن

C_{veg} محتوای عنصر سنگین در گیاه (بر اساس وزن تر) و C_{soil} نیز محتوای عنصر سنگین کل یا قابل‌دسترس (بر اساس وزن خشک) در خاکی که گیاه در آن رشد کرده، است. مقدار TF>۰/۵ نشان‌دهنده سرعت زیاد انتقال فلزات از خاک به سبزیجات (میوه) است (Khan et al., 2010).

۲-۲-۲- برآورد جذب روزانه[2] و شاخص خطر سلامتی[3]

برآورد جذب روزانه ($mg\ kg^{-1}\ day^{-1}$) و شاخص خطر سلامتی فلزات سنگین در میوه خیار با معادلات ۵ و ۶ محاسبه شد

$$EDI = \frac{C * F_{IR}}{W_{AB}} \quad (۵)$$

$$HRI = \frac{EDI}{ORD} \quad (۶)$$

که در آنها

C محتوای عنصر در میوه خیار (بر اساس وزن تازه $mg\ kg^{-1}$)، F_{IR} مقدار مصرف روزانه خیار که برابر با ۱۰۹ g (Institute of Standards and Industrial Research of Iran, 2010) و W_{AB} میانگین وزن بدن بر اساس kg است. میانگین وزن بدن بزرگ‌سالان و کودکان به ترتیب ۷۰/۰ و ۱۷/۰ kg در نظر گرفته شد (USEPA, 1989). مقدار دوز مرجع خوراکی[4] برای Cd، Cu، Ni، Pb و Zn به ترتیب ۰/۰۰۱، ۰/۰۴، ۰/۰۲، ۰/۰۰۳۵ و ۰/۳ ($mg\ kg^{-1}\ day^{-1}$) در نظر گرفته شد (USEPA, 2007). اگر HRI>1 باشد خطر بالقوه سلامتی فلزات سنگین برای مصرف‌کننده وجود دارد (Jalali and Hemti Matin, 2019, Hu et al., 2017).

۲-۳- تجزیه‌وتحلیل داده‌ها

به‌منظور پردازش آماری داده‌ها، نرم‌افزار Minitab نسخه 16.0 استفاده شد. برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده شد.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- غلظت کل فلزات سنگین و قابل‌دسترس در خاک

مقدار فلزات سنگین (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) خاک گلخانه قبل از تیمار با مواد آلی در حد مجاز غلظت فلزات سنگین در خاک‌های ایران بود (جدول ۲). مقایسه غلظت فلزات سنگین مواد آلی به‌کار رفته با خاک گلخانه نشان داد که مقدار این فلزات در کمپوست

[1] Transfer Factor (TF)

[2] Estimated Daily Intake (EDI)
[3] Health Risk Index (HRI)
[4] Oral Reference Dose (ORD)

پسماندهای شهری بیش از مقدار موجود در کود گاوی و خاک مورد مطالعه است.

با این وجود، غلظت فلزات سنگین موجود در کمپوست کمتر از مقدار ارائه شده در استاندارد ملی ایران برای کاربرد آنها در کشاورزی بود (جدول ۳)، درحالی‌که بررسی انجام شده در برزیل نشان داد که غلظت Cd و Pb در نمونه کمپوست به‌کار رفته، بیش از حد مجاز بوده و انتقال این فلزات به محصول کشت شده در این خاک‌ها (کاهو) قابل‌توجه بوده است (Asensio et al., 2018).

جدول ۲- ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک گلخانه مورد مطالعه

Table 2. The physicochemical characteristics of the studied greenhouse soil

Characteristics	Value		
pH	7.4 ± 0.31		
EC (dS m^{-1})	2.3 ± 0.40		
Clay (%)	21.5 ± 1.32		
Sand (%)	42.5 ± 1.31		
Silt (%)	36.0 ± 2.33		
Organic matter (%)	3.8 ± 0.46		
$CaCO_3$ (%)	23.7 ± 1.14		
CEC (cmol kg^{-1})	15.6 ± 1.11		
	Total (mg kg^{-1} dry wt)	Available metals (mg kg^{-1} dry wt)	Metal limits in soil* (mg kg^{-1} dry wt)
Cd	0.4 ± 0.12	0.02 ± 0.01	3.9
Cu	35.0 ± 1.72	5.3 ± 0.46	63.0
Ni	22.6 ± 0.78	0.7 ± 0.26	50.0
Pb	45.2 ± 0.91	8.5 ± 0.51	300.0
Zn	72.5 ± 2.57	21.5 ± 1.49	200.0

* Maximum acceptable concentration of heavy metals in soil (mg kg^{-1})(Afyuni, 2013).

جدول ۳- خصوصیات شیمیایی مواد آلی مورد استفاده

Table 3. Chemical properties of used organic materials

Characteristics	Manure	MSW compost	Allowed amount *
EC (dS m^{-1})[a]	10.80 ± 0.59	4.60 ± 0.42	Maximum 8 (in solution, 10% of dry matter)
pH[a]	7.70 ± 0.46	7.81 ± 0.36	6-8 (in solution, 10% of dry matter)
Organic carbon (%)	12.5 ± 0.66	25.40 ± 1.12	Minimum 25%
Organic matter (%)	18.73 ± 0.80	39.95 ± 1.40	Minimum 35%
Ash (%)	24.20 ± 1.10	44.70 ± 0.56	Maximum 50%
Moisture content (% ww)	34.50 ± 1.56	13.50 ± 0.82	Maximum 15%
Total N (%)	2.26 ± 0.30	1.50 ± 0.28	1.25-1.66%
Total P (%)	0.64 ± 0.22	1.20 ± 0.30	1-3.8%
Total K (%)	2.04 ± 0.14	0.88 ± 0.17	0.5-1.8%
Total Cd (mg kg^{-1} dry wt)	2.01 ± 0.23	6.32 ± 0.43	10
Total Cu (mg kg^{-1} dry wt)	54.78 ± 1.08	235.50 ± 6.73	650
Total Ni (mg kg^{-1} dry wt)	35.90 ± 1.05	44.75 ± 2.02	120
Total Pb (mg kg^{-1} dry wt)	50.35 ± 2.63	70.25 ± 1.87	200
Total Zn (mg kg^{-1} dry wt)	200.10 ± 0.90	324.83 ± 3.62	1300

* National Iranian standard, No. 10716.
[a] Measured in 1: 5 solid, liquid solution.

جدول ۴- غلظت کل و قابل‌استخراج فلزات سنگین ($mg\ kg^{-1}$) در تیمارهای T1 و T2

Table 4. Total and extractable concentration of heavy metals ($mg\ kg^{-1}$) in T1 and T2 treatments

Treatments	Cd		Cu		Ni		Pb		Zn	
	Total	DTPA	Total	DTPA	Total	DTPA	Total	DTPA	Total	DTPA
T1	0.51	0.02	37.42	5.45	23.59	0.78	48.30	8.69	79.21	23.47
T2	0.60	0.04	42.11	11.69	25.86	0.95	56.89	12.23	121.27	35.20
P-value	0.027*	0.039*	0.012*	0.001**	0.024*	0.019*	0.001**	0.006**	0.002**	0.005**

* Significant with P≤0.05 and ** Significant with P≤0.01.

در مقایسه با کود گاوی، کاربرد متوالی کمپوست پسماندهای شهری برای دوره سه ساله منجر به افزایش قابل‌توجه غلظت فلزات سنگین در جزء کل و قابل‌دسترس شده است (جدول ۴). غلظت کل فلزات سنگین Cd، Cu، Ni، Pb و Zn تیمار T0 به ترتیب ۰/۴، ۳۵/۰، ۲۲/۶، ۴۵/۲ و ۷۲/۵ ($mg\ kg^{-1}$) بود (جدول ۲) که در اثر کاربرد تیمار T1 و T2 مقدار آنها افزایش یافت. در مقایسه با تیمار T1، مقدار فلزات سنگین در اثر کاربرد تیمار T2 افزایش قابل‌توجهی نشان داد (جدول ۴). افزایش مقدار فلزات سنگین خاک در اثر کاربرد تیمار T2 توسط پژوهشگران دیگر نیز گزارش شده است (Domínguez et al., 2019, Paradelo et al., 2018, Topcuoğlu, 2016).

نتایج این بررسی نشان داد که در مقایسه با تیمار T0، تیمار T1 و T2 منجر به افزایش غلظت کل و قابل‌دسترس فلزات سنگین شده است. این نتایج با یافته‌های پژوهش چوداری و همکاران که بیان کردند در مقایسه با خاک تیمار نشده، ۲۱ سال کاربرد مداوم کود دامی به‌تنهایی یا در ترکیب با کودهای معدنی قابلیت استخراج ریزمغذی‌ها توسط DTPA را افزایش داده است، مطابقت داشت (Choudhary et al., 2018).

در مزارع پرورش دام و طیور، برای تقویت رشد (Ding et al., 2021) و جلوگیری از بیماری‌های حیوانات (Zhang et al., 2020) مواد افزودنی خوراکی به‌طور معمول استفاده می‌شود. با این حال مواد افزودنی در جیره غذایی دام و طیور معمولاً حاوی غلظت مشخصی از فلز سنگین است که در نهایت با کود حیوان دفع می‌شود. انواع مختلف کودهای حیوانی حاوی مقدار بیش از حد مجاز فلزات سنگین سمّی مانند Pb، Cd، آرسنیک (As) و سایر فلزات سنگین هستند، بنابراین باید به انباشت احتمالی فلزات سنگین سمّی در کودهای آلی تولید شده از کود دامی توجه زیادی داشت (Yang et al., 2017).

۳-۲- جزءبندی و تحرک فلزات سنگین

توزیع اجزاء مختلف فلزات سنگین برای خاک‌های تیمار شده (T0، T1 و T2) در شکل ۱ نشان داده شده است. همان طور که در شکل ۱-a مشاهده می‌شود توزیع فلزات در تیمار T0 به‌صورت زیر است

F5>F4>F3>F2>F1

نتایج نشان داد که بیشترین و کمترین درصد حضور فلزات سنگین به ترتیب در جزء باقیمانده و جزء قابل‌تبادل قرار دارد. همچنین بیشترین درصد حضور فلزات سنگین در تیمارهای T1 و T2، مانند تیمار T0 در جزء باقیمانده مشاهده شد (شکل ۱-b و ۱-c).

نتایج به‌دست‌آمده در این بررسی نشان داد که در تیمار T0، عنصر Ni بی‌تحرک‌ترین عنصر است. بخش قابل‌توجهی از Ni در جزء باقیمانده قرار دارد. جزء باقیمانده شامل کانی‌های اولیه و ثانویه بوده که فلزات را در درون ساختمان کریستالی خود جای داده‌اند. حضور فلزات در این جزء سبب می‌شود که به‌غیر از شرایط بسیار سخت، فلزات قابلیت دسترسی و تحرک نداشته باشند (Yusuf, 2007).

فرم شیمیایی فلزات در کود دامی و کمپوست با توجه به اجزاء فاز جامد موجود و توانایی آنها در رهاسازی عنصر، دما، pH، تعداد و قابلیت دسترسی به مکان‌های جذبی، تمایل عنصر به بخش جامد و فرایند عصاره‌گیری ممکن است متفاوت باشد (Alvarez et al., 2002).

روند توزیع فلزات Cd، Cu، Ni و Pb در خاک تیمار شده با T1 و T2 مانند تیمار T0 به دست آمد. در صورتی که روند توزیع Zn در خاک تیمار شده با T1 و T2 به‌صورت زیر به دست آمد

F5>F4>F2>F3>F1

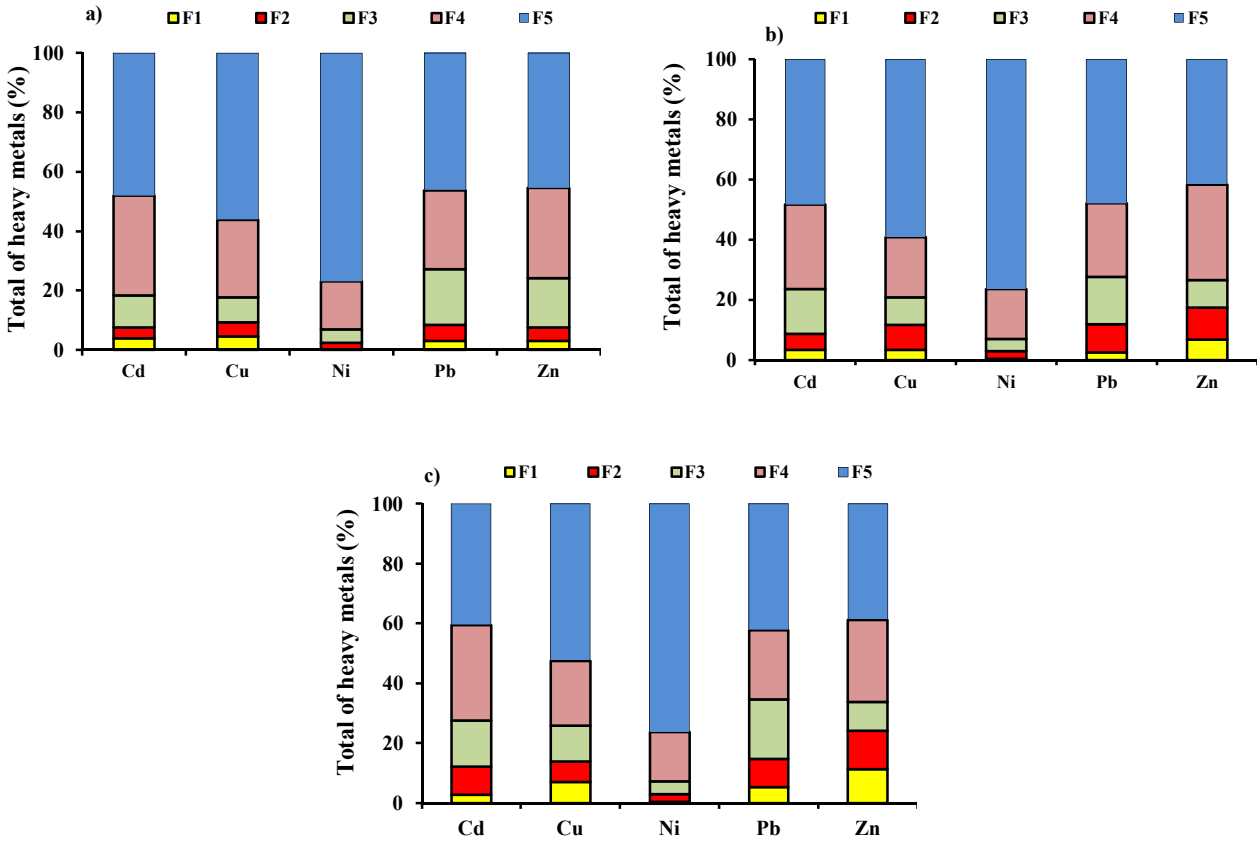

Fig. 1. Distribution of heavy metals in the different fractions of a) T0, b) T1 and c) T2

شکل ۱- توزیع اجزای مختلف فلزات سنگین در a) T0، b) T1 و c) T2

نتایج این بررسی نشان داد که در مقایسه با تیمار T0، تیمار خاک با T1 و T2 سبب افزایش قابل‌توجهی در جزءهای F1، F2 و F3 شده است. این افزایش برای فلزات Cd، Cu، Ni، Pb و Zn در خاک تیمار شده با T2 به ترتیب ۵۰/۳۸، ۴۶/۰۲، ۲/۹۹، ۲۶/۴۴ و ۳۸/۶۹ درصد به دست آمد. این ویژگی به این فلزات تحرک‌پذیری بیشتری می‌دهد. با وجود غلظت پایین Cd و Pb در کمپوست مورد مطالعه، حلالیت بالای این فلزات در فاز قابل‌تبادل نشان می‌دهد که آنها می‌توانند باعث ایجاد خطرات زیست‌محیطی شوند، در نتیجه میزان کاربرد کمپوست پسماندهای شهری باید به‌طور دقیق بررسی شود (Garcia-Delgado et al., 2007).

۳-۳- شاخص‌های ارزیابی آلودگی در خاک

۳-۳-۱- شاخص تحرک

به دلیل اینکه برخی از فرم‌های عنصر نسبت به فرم‌های استخراج شده در F1، F2 و F3 با اجزای خاک به‌شدت پیوند تشکیل می‌دهند، در نتیجه تحرک فلزات در نمونه‌های خاک ممکن است بر اساس محتوای مطلق و نسبی جزءهایی که پیوند ضعیفی با اجزای خاک دارند، ارزیابی شوند. جزءهای F1 و F2 در میان اجزای شیمیایی فلزات تعیین‌کننده در خطر زیست‌محیطی هستند. در این بررسی شاخص نسبی تحرک عنصر محاسبه شد.

نتایج این بررسی نشان داد که در مقایسه با سایر فلزات، Ni دارای کمترین مقدار فاکتور تحرک عنصر بوده است (شکل ۲). در مقایسه با تیمار T0، کاربرد T1 و T2 سبب افزایش مقدار فاکتور تحرک عنصر برای همه فلزات مورد مطالعه به جز Ni شده است. روند تحرک فلزات برای خاک T0 به‌صورت Cu>Pb>Zn>Cd>Ni و برای هر دو خاک تیمار شده با T1 و T2 به‌صورت Zn>Pb>Cu>Cd>Ni به دست آمد (شکل ۲). بیشترین مقدار فاکتور تحرک عنصر در بررسی (Khan et al., 2010) برای فلزات Cu و Zn و کمترین میزان برای فلز Ni به دست آمد.

dx.doi.org/10.22093/wwj.2023.424366.3383

با توجه به نتایج حاصل مشخص است که محصولات غذایی که در خاک‌های آلوده کشت می‌شوند می‌توانند سطوح قابل‌توجهی از فلزات سنگین را در بخش‌های خوراکی خود نسبت به گیاهان کشت شده در خاک‌های با آلودگی کمتر جذب کنند (Ur Rehman et al., 2018).

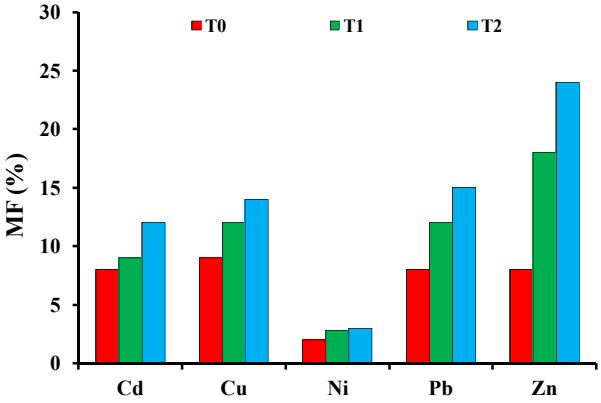

Fig. 2. Percentage of metal mobility in different soil treatments (T0, T1 and T2)

شکل ۲- درصد تحرک فلزات در تیمارهای مختلف خاک (T0، T1 و T2)

۳-۳-۲- شاخص خطر بالقوه زیست‌محیطی

از RI برای ارزیابی خطر زیست‌محیطی فلزات سنگین در خاک‌های مورد مطالعه استفاده شد. مقدار این شاخص برای خاک T0 و خاک‌های تیمار شده با T1 و T2 به ترتیب ۵۷/۶۱، ۶۹/۸۰ و ۸۲/۰۸ به دست آمد. بر اساس رده‌بندی Hakanson تمامی خاک‌های مورد مطالعه در رده اول با خطر زیست‌محیطی کم قرار داشتند. در همه تیمارها سهم ریسک اکولوژیکی منفرد عنصر Cd نسبت به سایر فلزات بیشتر بود.

۳-۴- شاخص‌های ارزیابی آلودگی در گیاه

۳-۴-۱- محتوای فلزات سنگین گیاه

غلظت فلزات مورد مطالعه در میوه خیار پرورش‌یافته در تیمار T0، T1 و T2 در جدول ۵ ارائه شده است. در مقایسه با حداکثر غلظت مجاز فلزات سنگین در سبزیجات، غلظت تمامی فلزات مورد بررسی در میوه خیار به‌جز Pb در حد مجاز بودند. نتایج این پژوهش با نتایج حاصل از پژوهش فادینا و همکاران، مطابقت داشت (Fadina et al., 2021). همچنین نمونه‌های خیار پرورش‌یافته در تیمار T2، آلوده به Cd بودند. این می‌تواند به خاطر حساسیت و کارایی بالای انتقال Cd در میوه خیار باشد (Zhuang et al., 2009).

در پژوهش انجام شده توسط ژن و همکاران، کاربرد متوالی مخلوط کود مرغی و کود گاوی به مدت ۱۵ سال سبب افزایش محتوای Cd در گوجه‌فرنگی و رازیانه در حال رشد در خاک شده است. غلظت Pb اندازه‌گیری شده در نمونه‌های پرورش‌یافته در تیمارهای T0، T1 و T2 بیش از حد مجاز به‌دست آمد (جدول ۵) (Zhen et al., 2020).

در پژوهش انجام شده توسط لی و همکاران، در مقایسه با خاک شاهد کاربرد کود خوک سبب افزایش معنی‌دار غلظت فلزات Cd، Cu، Pb و Zn در بخش خوراکی فلفل سبز شده است (Li et al., 2023).

همچنین چرم و آقایی فروشانی بیان کردند که کاربرد لجن تصفیه‌خانه شهر اهواز موجب افزایش معنی‌دار غلظت فلزات N، P، K، Fe و Zn نسبت به شاهد در دانه جو شده است (Chorom and Aghaei Foroushani, 2007).

برخی از گیاهان توانایی بالایی در جذب و تجمع عنصر Pb را دارند (McBride et al., 2014). مصرف منظم سبزیجات آلوده در رژیم غذایی می‌تواند سلامت مصرف‌کننده را به خطر اندازد. به دلیل اینکه برخی از فلزات سنگین از جمله Cd و Pb با تعدادی از بیماری مهم در ارتباط هستند (Gupta et al., 2019).

۳-۴-۲- فاکتور انتقال فلزات سنگین در خاک‌های شاهد و تیمار شده با مواد آلی

جذب فلزات سنگین توسط گیاهان از خاک با فاکتور انتقال تعیین می‌شود. انتقال فلزات سنگین از خاک به گیاه، یکی از عوامل مهم در ارزیابی میزان عنصر جذب شده توسط گیاه (Bose et al., 2008)، مواجهه انسان با فلزات سنگین، ارزیابی ایمنی محیطی در مناطق صنعتی (Ban-Nai and Muramatsu, 2002) و در شرایط غیر بارور تعیین‌کننده تحرک و پویایی فلزات سنگین در خاک است (Kalavrouziotis et al., 2012).

بر اساس نتایج گزارش شده توسط هو و همکاران، مقدار فاکتور انتقال فلزات سنگین در سبزیجات مختلف متفاوت است (Hu et al., 2014). به‌طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که بر اساس غلظت

جدول ۵- غلظت فلزات سنگین (mg kg^{-1}) در میوه خیار رشد کرده در تیمارهای مختلف خاک (T0، T1 و T2)

Table 5. Heavy metal content (mg kg^{-1}) in the fruit cucumber grown in different soil treatments (T0, T1 and T2)

Treatments	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
T0	0.03	0.38	0.45	0.41	3.41
T1	0.04	6.32	0.97	0.43	5.36
T2	0.06	6.55	1.75	2.26	7.48
Thershold values*	0.05	40.00	10.00	0.10	60.00

(FAO/WHO, 2011)

فلزات سنگین کل، فاکتور انتقال برای فلزات Cd، Cu و Zn بیش از سایر فلزات دیگر مورد مطالعه بوده است که نشان‌دهنده تحرک بیشتر این فلزات بوده و احتمال آلودگی بیشتر گیاهان به این فلزات وجود دارد. تحرک فلزات از خاک به گیاه تابعی از خواص فیزیکوشیمیایی خاک، گونه گیاهی بوده که تحت تأثیر عوامل محیطی و انسانی بی‌شماری تغییر می‌کند (Huang et al., 2011). نتایج این بررسی نشان داد که علی‌رغم افزایش قابلیت دسترسی فلزات، انتقال اضافی عنصر به گیاه به دلیل کاربرد تیمارهای گوناگون در خاک انجام شده است. این موضوع می‌تواند به‌دلیل اثر آهکی[1] کمپوست و کود دامی باشد زیرا قابلیت دسترسی عنصر در pH بالاتر کاهش می‌یابد (Smith, 2009). نتایج حاصل با پژوهش (Domínguez et al., 2019) مطابقت داشت. با این حال، مقدار فاکتور انتقال همه فلزات بررسی شده در تمامی تیمارها (T0، T1 و T2) کمتر از ۰/۵ به دست آمد (شکل ۳).

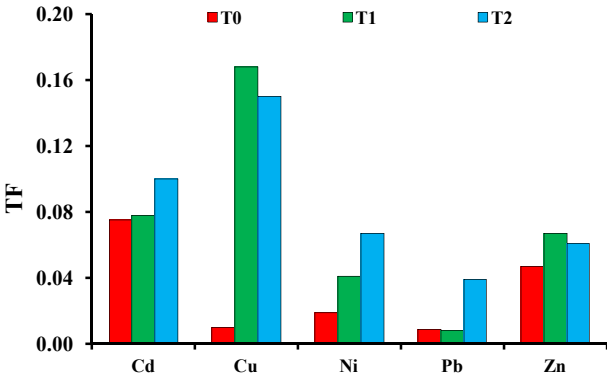

Fig. 3. Transfer factor of heavy metals from different soil treatments (T0, T1 and T2) to plant

شکل ۳- فاکتور انتقال فلزات سنگین از تیمارهای مختلف خاک (T0، T1 و T2) به گیاه

برخی از پژوهشگران نقش سطوح معدنی پسماندهای آلی در غیر متحرک کردن فلزات را عامل کاهش پویایی فلزات سنگین در خاک تیمار شده با این پسماندها می‌دانند (Beckett et al., 1979). درحالی که برخی دیگر از پژوهشگران بیان کرده‌اند که فعالیت این فلزات به‌واسطه کلاته شدن توسط مواد آلی موجود در پسماندهای آلی کم می‌شود (Chaney et al., 1999). از سوی دیگر شریفی و همکاران، در پژوهش خود به این نتیجه رسیدند که کودهای آلی به علت داشتن انواع فلزات و ترکیبات آلی و معدنی تثبیت‌کننده مانع از جذب Cd توسط گیاه شده و خطر انتقال Cd به زنجیره غذایی را کاهش می‌دهند (Sharifi et al., 2011).

۳-۴-۳- ارزیابی خطرات بهداشتی ناشی از مصرف خیار

مصرف سبزیجات از ضروریات رژیم غذایی روزانه انسان است. با این وجود بررسی‌ها نشان داده که در حدود ۹۰ درصد از فلزات سنگین دریافتی انسان از طریق مصرف سبزیجات است، بنابراین مصرف طولانی‌مدت سبزیجات آلوده به فلزات سنگین به‌طورجدی به‌سلامت انسان آسیب می‌رساند (Ur Rehman et al., 2018). مقدار برآورد جذب روزانه فلزات سنگین از طریق مصرف خیار در شکل ۴ نشان داده شده است. بیشترین میزان دریافت روزانه عنصر سمّی در تیمار T2 برای بزرگسالان و کودکان، برای عنصر Zn به ترتیب ۰/۰۱۱ و ۰/۰۴۸(mg kg^{-1} day^{-1}) به دست آمد.

در پژوهش ادوسورو و اسین نیز بیشترین میزان برآورد جذب روزانه در خیار جالیزی برای عنصر Zn با مقدار (mg kg^{-1} day^{-1}) ۰/۰۳۳ ثبت شده است. در حالی که (Lere et al., 2021) برای میوه خیار، بیشترین سهم مصرف روزانه را برای عنصر Cd در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب گزارش کرده‌اند (Udousoro and Essien, 2015).

[1] Limig Effect

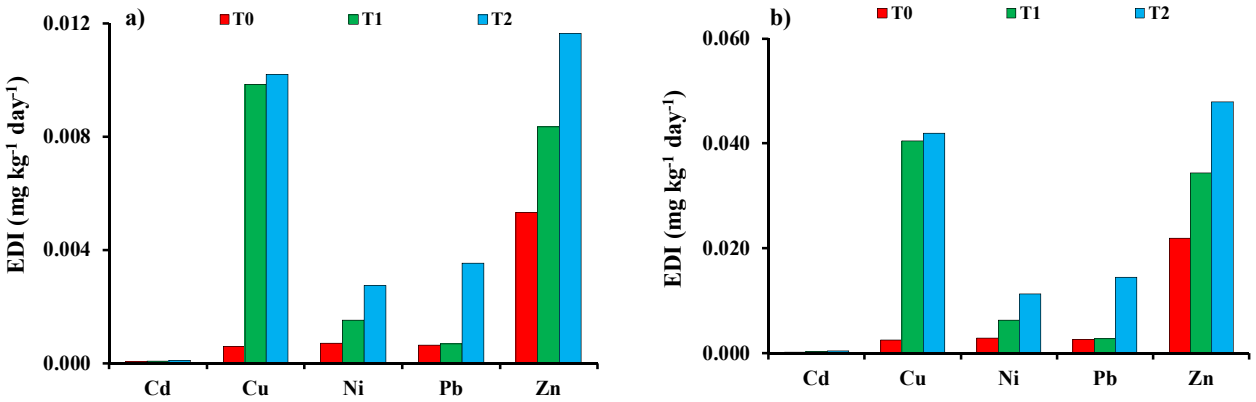

Fig. 4. Daily intake of heavy metals through consumption of cucumber grown in different soil treatments (T0, T1 and T2) by a) adults and b) children

شکل ۴- دریافت روزانه فلزات سنگین در اثر مصرف خیار کشت شده در تیمارهای مختلف خاک (T0، T1 و T2) توسط a) بزرگسالان و b) کودکان

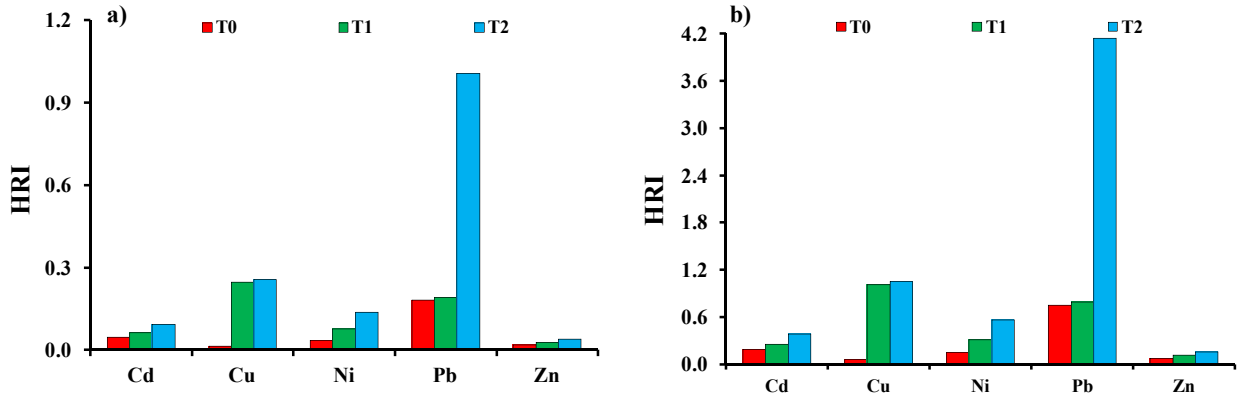

Fig 5. The health risk index of heavy metals through consumption of cucumber growin in control soil, treated soils with manure and MSW compost by a) adults and b) children

شکل ۵- ارزیابی خطرات سلامتی فلزات سنگین در اثر مصرف خیار کشت شده در تیمارهای مختلف خاک (T0، T1 و T2) توسط a) بزرگسالان و b) کودکان

روند شاخص خطر سلامتی فلزات سنگین در اثر مصرف خیار در هر دو گروه بزرگسالان و کودکان در تیمارهای T0، T1 و T2 به ترتیب Cu>Pb>Ni>Cd>Zn، Pb>Cd>Ni>Zn>Cu و Pb>Cu>Ni>Cd>Zn بود (شکل ۵). میانگین مقدار شاخص خطر سلامتی برای Pb در تیمار T2 برای بزرگسالان و کودکان بالاتر از ۱ بوده که نشان‌دهنده غیر ایمن بودن مصرف خیار برای این افراد است. همچنین مقدار شاخص خطر سلامتی برای Cu در تیمارهای T1 و T2 برای کودکان بیش از ۱ به دست آمد. پژوهشگران چندین مورد از مشکلات و اختلالات عملکردی بدن انسان در رابطه با دریافت رژیم غذایی آلوده به فلزات سنگین را گزارش کرده‌اند. برای ارزیابی خطر فلزات سنگین برای سلامتی بدن انسان باید عوامل مختلفی مانند گروه سنی، جنسیت و وضعیت سلامتی یک فرد را مدنظر قرارداد (Gupta et al., 2019). نتایج این پژوهش نشان داد که علی‌رغم بالابودن فاکتور انتقال برای فلزات Cd و Zn در بافت میوه، هیچ خطر سلامتی گزارش نشد، ولی باید به خطر تجمع در طولانی‌مدت فلزات سنگین مخصوصاً در کودکان توجه شود.

۵- نتیجه‌گیری

در سال‌های اخیر با توجه به افزایش روبه رشد جمعیت در کشورهای مختلف، تقاضا برای محصولات کشاورزی و گلخانه‌ای

در حال افزایش است. این پژوهش با هدف ارزیابی کاربرد کمپوست پسماندهای شهری و کود گاوی بر قابلیت دسترسی فلزات سنگین در خاک گلخانه، تجمع فلزات سنگین در بخش خوراکی گیاه کشت شده (خیار) و خطرات سلامتی مصرف آنها برای انسان انجام شد. به‌طور میانگین، غلظت کل فلزات سنگین موجود در تیمار T0 به‌صورت Zn>Pb>Cu>Ni>Cd بود. غلظت تمامی فلزات مورد مطالعه کمتر از حد مجاز غلظت فلزات سنگین در خاک‌های ایران بود. نتایج این پژوهش نشان داد که کاربرد طولانی‌مدت کود گاوی و کمپوست پسماندهای شهری می‌تواند غلظت فلزات سنگین در خاک‌ها را افزایش دهد. میانگین مقدار فاکتور انتقال بر اساس غلظت کل در تیمار T2 بیش از تیمار T0 بود. همچنین مقدار فاکتور انتقال برای فلز Cu در تیمار T1 و T2 بیش از سایر فلزات دیگر به دست آمد که نشان‌دهنده تحرک بیشتر این عنصر و افزایش احتمال آلودگی گیاهان به این عنصر است. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده از شاخص خطر Pb برای سلامتی بدن، مصرف خیار کشت شده در تیمار T2 پتانسیل بالایی برای به خطر انداختن سلامت بزرگسالان و کودکان و همچنین مقدار به‌دست‌آمده برای Cu در تیمار T1 و T2 پتانسیل بالایی برای به خطر انداختن سلامت کودکان را نشان دادند؛ بنابراین پایش مستمر غلظت فلزات سنگین در خاک و محصولات کشاورزی نقش اساسی در کاهش خطرات تهدیدکننده زیست‌محیطی برای سلامت انسان خواهد داشت.

۶- قدردانی

نویسندگان، از داوران محترمی که داوری این پژوهش را بر عهده داشتند، صمیمانه قدردانی می‌کنند.

References

Afyuni, M. 2013. *Soil Quality Standards and its Guides*, Office of Vice Human Environment, Water and Soil Office. Tehran, Iran. (In Persian)

Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., et al. 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: benefits versus limiting factors. *Waste Management*, 40, 44-52. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.027.

Alvarez, A. E., Callejon, M., Jimenez, J. C. & Ternero, M. 2002. Heavy mtal extractable forms in sludge from wastewater application plants. *Chemosphere*, 47, 765-775. http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00021-8.

Anegbe, B., Okuo, J. M., Ewekay, E. O. & Ogbeifun, D. E. 2014. Fractionation of lead-acid battery soil amended with Biochar. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences*, 7(2), 36-43. http://dx.doi.org/10.4314/bajopas.v7i2.8.

Asensio, V., Abreu-Junior, C. H., Da Silva, F. C. & Chitolina, J. C. 2018. Evaluation of chemical extractants to assess metals phytoavailability in Brazilian municipal solid waste composts. *Environmental Pollution*, 243, 1235-1241. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.100.

Ban-Nai, T. & Muramatsu, Y. 2002. Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish. *Journal of Environmental Radioactivity*, 63(3), 251-264. https://doi.org/10.1016/S0265-931X(02)00032-2.

Beckett, P. H. T., Davis, R. D., & Brindley, P. 1979. The disposal of sewage sludge onto farmland: the scope of the problems of toxic elements. *Water Pollution Control (Maidstone, UK)*, 78, 419-445.

Bolan, S., Kunhikrishnan, A., Seshadri, B., Choppala, G., Naidu, R., Bolan, N. S., et al. 2017. Sources, distribution, bioavailability, toxicity, and risk assessment of heavy metal (loid)s in complementary medicines. *Environment International*, 108, 103-118. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.08.005.

Bose, S., Jain, A., Rai, V. & Ramanathan, A. L. 2008. Chemical fractionation and translocation of heavy metals in Canna indica L. grown on industrial waste amended soil. *Journal of Hazardous Material*, 160(1), 187-193. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.119.

Chabukdhara, M., Gupta, S. K., Kotecha, Y. & Nema, A. K. 2017. Groundwater quality in Ghaziabad district, Uttar Pradesh, India: multivariate and health risk assessment. *Chemosphere*, 179**,** 167-178. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.086.

Chaney, R. L., Ryan, J. A. & Brown, S. L. 1999. Environmentally acceptable endpoints for soil metals. In: Anderson, W. C., Loehr, R. C. & Smith, B. P. (Eds.) *Environmental Availability in Soils: Chlorinated Organics, Explosives, Metals*. American Academy of Environmental Engineering: Annapolis, MD, PP. 111-154.

Chorom, M., & Aghaei Foroushani, M. 2007. Effects of amended sewage sludge application on yield and heavy metal uptake of barley: a case study of Ahvaz sewage treatment plant. *Journal of Water and Wastewater,* 18(2)**,** 53-63. (In Persian)

Choudhary, M., Panday, S. C., Meena, V. S., Singh, S., Yadav, R. P., Mahanta, V., et al. 2018. Long-term effects of organic manure and inorganic fertilization on sustainability and chemical soil quality indicators of soybean-wheat cropping system in the Indian mid-Himalayas. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 257**,** 38-46. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.029.

Ding, H., Zhang, Q., Xu, H., Yu, X., Chen, L., Wang, Z., et al. 2021. Selection of copper and zinc dosages in pig diets based on the mutual benefit of animal growth and environmental protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 216**,** 112177. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112177.

Domínguez, M., Núñez, R. P., Piñeiro, J. & Barral, M. T. 2019. Physicochemical and biochemical properties of an acid soil under potato culture amended with municipal solid waste compost. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8**,** 171-178. https://doi.org/10.1007/s40093-019-0246-x.

Fadina, O. O., Nwanguma, C. S., Fayinminnu, O. O. & Daodu, B. J. 2021. Heavy metal in cucumber (*Cucumis sativus L.*) as influenced by organic and inoganic fertilisers. *Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management*, 14(6)**,** 694-704. https://ejesm.org/doi/v14i6.2.

FAO/WHO. 2011. *Food Standards Programme Codex Committee on Contaminants in Foods*, Food CF.5 INF.1. 5th Ed. The Hague, The Netherlands.

Gamliel, G., Farrag, K., Rovira, P. S., Nigro, F. & Senesi, N. 2016. Greenhouse and field studies on Cr, Cu, Pb and Zn phytoextraction by *Brassicanapus* from contaminated soils in the Apulia region, Southern Italy. *Geoderma*, 160**,** 517-523. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.10.023.

Garcia-Delgado, M., Rodriguez-Cruz, M. S., Lorenzo, L. F., Arienzo, M. & Sanchez-Martin, M. J. 2007. Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater application plants. *Science of The Total Environment*, 328**,** 82-92. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.009.

Ghaffari Nejad, S. A. 2017. Greenhouse cucumber response to different levels and sources of organic fertilizer and the effect of these fertilizers on some characteristics soil. *Soil and Plant Interactions (Journal of Science and Technology of Greenhouse Culture)*, 8(2)**,** 67-79. (In Persian)

Glab, T., Zaleski, T., Erhart, E. & Hartl, W. 2008. Effect of biowaste compost and nitrogen fertilization on macroporosity and biopores of Molli-gleyic Fluvisol soil. *International Agrophysics,* 22**,** 303-311.

Gupta, S. K., Roy, S., Chabukdhara, M., Hussain, J. & Kumar, M. 2019. Risk of metal contamination in agriculture crops by reuse of wastewater: an ecological and human health risk perspective. In: Singh, R. P., Kolok, A. S. & Bartlet-Hunt, S. L. *Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges*. Singapore: Springer. 55-79. https://doi.org/10.1007/978-981-13-3179-4_3.

Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research*, 14**,** 975-1001. https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8.

Hu, W., Chen, Y., Huang, B. & Niedermann, S. 2014. Health risk assessment of heavy metals in soils and vegetables from a typical greenhouse vegetable production system in China. *Human and Ecological Risk Assessment*, 20(5), 1264-1280. https://doi.org/10.1080/10807039.2013.831267.

Hu, W., Huang, B., Tian, K., Holm, P. E. & Zhang, Y. 2017. Heavy metals in intensive greenhouse vegetable production systems along Yellow Sea of China: levels, transfer and health risk. *Chemosphere*, 167, 82-90. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.122.

Hu, Z., Lane, R. & Wen, Z. 2009. Composting clam processing waste in a laboratory and pilot scale in vessel system. *Waste Management*, 29, 180-185. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.02.016.

Huang, X., Li, T., Yu, H., Zheng, Z. & Zhang, X. 2011. Potential risks of heavy metal pollution in greenhouse soils cultivated for different periods. *5th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, (iCBBE),* Wuhan, China. https://doi.org/10.1109/icbbe.2011.5781595.

Institute of Standards and Industrial Research of Iran (ISIRI). 2010. Food and Feed-Maximum Limit of Heavy Metals. Iran: ISIRI No. 12968. 210-212.

Jalali, M. & Hemati Matin, N. 2019. Nutritional status and risks of potentially toxic elements in some paddy soils and rice tissues. *International Journal Phytoremediation*, 21, 111-119. https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1474436.

Jalali, M. & Karimi Mojahed, J. 2020. Assessment of the health risks of heavy metals in soils and vegetables from greenhouse production systems in Iran. *International Journal of Phytoremediation*, 22(8), 834-848. https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1715917.

Kalavrouziotis, I. K., Koukoulakis, P. & Kostakioti, E. 2012. Assessment of metal transfer factor under irrigation with treated municipal wastewater. *Agricultural Water Management*, 103, 114-119. http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.11.002.

Khan, S., Rehman, S., Khan, A. Z., Khan, M. A. & Shah, T. 2010. Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. *Ecotoxicology and Environental Safety*, 73, 1820-1827. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.08.016.

Kusin, F. M., Azani, N. N. M., Hasan, S. N. M. S. & Sulong, N. A. 2018. Distribution of heavy metals and metalloid in surface sediments of heavily -mined area for bauxite ore in Pengerang, Malaysia and associated risk assessment. *CATENA*, 165, 454-464. https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.029.

Lere, B. K., Basira, I., Abdulkadir, S., Tahir, S. S., Ari, H. A. & Ugya, A. Y. 2021. Health risk assessment of heavy metals in irrigated fruits and vegetables cultivated in selected farms around Kaduna metropolis, Nigeria. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences*, 8(1), 317-329. https://doi.org/10.1080/2314808X.2021.1992956.

Li, C., Lan, W., Jin, Z., Lu, S., Du, J., Wang J., et al. 2023. Risk of heavy metal contamination in vegetables fertilized with mushroom residues and swine sanure. *Sustainability*, *15*, 10984. https://doi.org/10.3390/su151410984.

Li, L. F., Xi-Bai, Z., Ling-Yu, B., Xu-Rong, M., Jia-Bo, Y. & Liu-Jie, H. 2009. Cadmium accumulation in vegetable plantation land soils under protected cultivation: a case study. *Communication of Soil Science and Plant Analysis*, 40(13-14), 2169-2184. https://doi.org/10.1080/00103620902960658.

Lindsay, W. L. & Norvell, W. A. 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 421-428. https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x.

Liu, X., Song, Q., Tang, Y., Li, W., Xu, J., Wu, J., et al. 2013. Human health risk assessment of heavy metals in soil–vegetable system: a multi-medium analysis. *Science of The Total Environment*, 463, 530–540. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.064.

Marjovvi, A. & Mashayekhi, P. 2019. Effect of sewage sludge and municipal compost application on bio availability of soil nutrients in onion (*Allium cepa L.*) cultivation. *Environmental Sciences*, 17(3), 189-208. (In Persian). https://doi.org/10.29252/envs.17.3.189.

McBride, M. B., Shayler, H. A., Spliethoff, H. M., Mitchell, R. G., Marquez-Bravo, L. G., Ferenz, G. S., et al. 2014. Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: the impact of soil variables. *Environment Pollution*, 194, 254-271. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.036.

Meena, M. D., Joshi, P. K., Jat, H. S., Chinchmalatpure, A. R., Narjary, B., Sheoran, P., et al. 2016. Changes in biological and chemical properties of saline soil amended with municipal solid waste compost and chemical fertilizers in a mustard–pearl millet cropping system. *Catena*, 140, 1-8. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.009.

Mir Seied Hoseini, H., Ivani, R. & Savabeghi, Gh. 2015. The effect of sources and various amounts of organic fertilizer on bioavailability of Cu and Zn in soil. *Agronimy Journal (Pajouhesh and Sazandegi)*, 108, 8-16. (In Persian). https://doi.org/10.22092/AJ.2015.106652.

Paradelo, R., Villada, A. & Barral, M. T. 2018. Chemical fractionation of trace elements in a metal-rich amphibolite soil amended with municipal solid waste composts. *Waste and Biomass Valorization*, 9, 1935-1943. https://doi.org/10.1007/s1264 9-017-9940-y.

Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F. & Kim, K. H. 2019. Heavy metals in food crops: health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International*, 125, 365-385. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067.

Rowell, D. L. 1994. *Soil Science: Methods and Applications*. Longman Group, Harlow, UK.

Roy, E. D., Esham, M., Jayathilake, N., Otoo, M., Koliba, C., Wijethunga, I. B., et al. 2021. Compost quality and markets are pivotal for sustainability in circular food-nutrient systems: a case study of Sri Lanka. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5, 748391. https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.748391.

Sharifi, M., Afyuni, M., & Khoshgoftarmanesh, A. H. 2011. Effects of animal manure, sewage sludge, and cadmium chloride on cadmium uptake of corn shoots. *Journal of Water and Wastewater*, 21(4), 98-103. (In Persian)

Siles-Castellano, A. B., López, M. J., López-González, J. A., Suárez-Estrella, F., Jurado, M. M., Estrella-González, M. J., et al. 2020. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. *Journal of Cleaner Production*, 252, 119820. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119820.

Sims, J. T. 1996. *Lime Requirment Methods of Soil Analysis, Parts Chemical Methods*. Madision Wisconsin, USA.

Sipos, P. 2009. Distribution and sorption of potentially toxic metals in four forest soils from Hungary. *Central European Journal of Geosciences*, 1(2), 183-192. https://doi.org/10.2478/v10085-009-0009-4.

Smith, S. 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International*, 35, 142-156. https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.009.

Song, H., Guo, J., Ren, T., Che, Q., Li, B. & Wang, J. 2012. Increase of soil pH in a solar GH vegetable production system. *Soil Science Society of America Journal*, 76(6), 2074–2082. https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0445.

Srivastava, V., Ferreira De Araujo, A. S., Vaish, B., Bartelt-Hunt, S., Pooja Singh, P. & Singh, R. P. 2016. Biological response of using municipal solid waste compost in agriculture as fertilizer supplement. *Reviews in Environmental Science Biotechnolgy*, 15(4), 677–696. https://doi.org/10.1007/S11157-016-9407-9.

Tessier, A., Campbell, P. G. C. & Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844-851. https://doi.org/10.1021/ac50043a017.

The Second Report Evaluation of the Strategy in the Direction of Monitoring the Implementation of Iran's General Environmental Policies. 2019. Environmental Committee of the Infrastructure and Production Commission of the Nizam Interest Identification Complex. (In Persian)

Topcuoğlu, B. 2016. The effect of long-term municipal solid waste compost applications on soil metal bioavailability and environmental risks. *International Journal of Advances in Agricultural and Environmental Engineering*, 3(1), 201-207. https://doi.org/10.15242/IJAAEE.AE0416123.

Udousoro, I. I. & Essien, M. E. 2015. Transfer of metals from soil to cucumis sativus fruit and possible health risk assessment under actual filed condition. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*, 15(3), 10077-10098. https://doi.org/10.18697/ajfand.70.15265.

Integrated Risk Information System. 2007. United States, Environmental Protection Agency (USEPA).

Ur Rehman, Z., Khan, S., Tahir Shah, M., Brusseau, M. L., Akbar Khan, S. & FB. 2018. Transfer of heavy metals from soils to vegetables and associated human health risks at selected sites in Pakistan. *Pedosphere*, 28, 666-679.

USEPA. 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Human Health Evaluation Manual., Part A.* EPA/540/1-89/002. Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, USA.

Xu, L., Lu, A., Wang, J., Ma, Z., Pan, L., Feng, X., et al. 2015. Accumulation status, sources and phytoavailability of metals in greenhouse vegetable production systems in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environental Safety*, 122, 214-220. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.025.

Yang, L. Q., Huang, B., Mao, M. C., Yao, L. P., Hickethier, M. & Hu, W. Y. 2015. Trace metal accumulation in soil and their phytoavailability as affected by greenhouse types in north China. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9), 6679-6686. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3862-z.

Yang, Q. W., Xu, Y., Liu, S. J., He, J. F. & Long, F. Y. 2011. Concentration and potential health risk of heavy metals in market vegetables in Chongqing, China. *Ecotoxicology and Environental Safety*, 74(6), 1664-1669. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.05.006.

Yang, X., Li, Q., Tang, Z., Zhang, W., Yu, G., Shen, Q. & Zhao, F. J. 2017. Heavy metal concentrations and arsenic speciation in animal manure composts in China. *Waste Management*, 64, 333-339. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.015.

Yusuf, K. A. 2007. Sequental extraction of lead, copper, cadmim and zinc in soils near ojota waste site. *Journal of Agronomy*, 6(2), 331-337. http://dx.doi.org/10.3923/ja.2007.331.337.

Zhang, H., Huang, B., Dong, L., Hu, W., Akhtar, M. S. & Qu, M. 2017. Accumulation, sources and health risks of trace metals in elevated geochemical background soils used for greenhouse vegetable production in southwestern China. *Ecotoxicology and Environental Safety*, 137, 233-239. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.12.010.

Zhang, R., Gu, J., Wang, X. & Li, Y. 2020. Antibiotic resistance gene transfer during anaerobic digestion with added copper: important roles of mobile genetic elements. *Science of The Total Environment*, 743, 140759. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140759.

Zhen, H., Jia, L., Huang, C., Qiao, Y., Li, J., Li, H., et al. 2020. Long-term effects of intensive application of manure on heavy metal pollution risk in protected-field vegetable production. *Environmental Pollution*, 263, 114552. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114552.

Zhu, T., Zhang, J. & Cai, Z. 2011. The contribution of nitrogen transformation processes to total N_2O emissions from soils used for intensive vegetable cultivation. *Plant and Soil*, 343(1-2), 313-327. https://doi.org/10.1007/s11104-011-0720-3.

Zhuang, P., McBride, M. B., Xia, H., Li, N. & Li, Z. 2009. Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, south China. *Science of The Total Environment*, 407(5), 1551-1561. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.061.