



Environmental assessment of the impact of agricultural activities on the concentration of potentially toxic elements in surface soils of Ashkezar greenhouses in Yazd

Javad Ghanei Ardekani

Assist. Prof., Dept. of Geology, Faculty of Science, Payame Noor University, Tehran, Iran

ARTICLE INFO	ABSTRACT
Article type: Original Research	The particle diameter in the studied soils is 12-28% sand, 31-40% silt and 32-48% clay and there is no significant difference in the grain size composition of agricultural and non-agricultural soils. The study of the concentration of potentially toxic elements (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) in soils contaminated and uncontaminated with agricultural fertilizers in greenhouses in Ashkzar County shows that agricultural activities have increased the concentration of these elements in soils, so that the permissible level of most elements is higher than the optimal level and the country's environmental organization, and its increase in contaminated soils has increased pollution measurement criteria such as the land accumulation index. The bioavailability of potentially toxic elements by the DTPA method for all elements in contaminated soils is significantly higher than in uncontaminated soils (samples ASH-2 and ASH-10). The changes in the increase in the bioavailability of these elements in different samples are also different. The highest bioavailability of Cd, Co and Zn elements is observed in sample ASH-1, while sample ASH-8 has the highest bioavailability of heavy metals Cr, Cu, Ni and Pb. TOC and pH of the environment are considered to be one of the basic factors in speciation, mobility, reactivity and bioavailability of heavy metals. All soils in the region have a pH above seven (7.15 to 8.74, slightly alkaline) and the pH in contaminated (agricultural) soils gradually decreases until it reaches the lowest value (7.15) in sample ASH-8. The range of TOC changes is limited and the trend of pH and TOC changes in the studied samples is almost opposite to each other, so that with increasing TOC, pH decreases relatively; and there is a significant relationship between pH and heavy metal concentration.
Article history: Received: 2025 July 9 Accepted: 2026 January 20	
Keywords: Environmental impacts agricultural activities potentially toxic elements greenhouses Ashkzar city	

DOI: <https://doi.org/10.22084/NFAG.2026.31227.1680>

Corresponding author: Javad Ghanei Ardekani, **E-mail:** ghaneijavad@pnu.ac.ir

Cite this article: Javad Ghanei Ardekani (2026). Environmental assessment of the impact of agricultural activities on the concentration of potentially toxic elements in surface soils of Ashkezar greenhouses in Yazd, New Findings of Applied Geology, Vol. 20, No. 39, pp: 312-329.



Journal of New Findings of Applied Geology by Bu-Ali Sina University Press is licensed under CC BY-NC 4.0

Web Site: <https://nfag.basu.ac.ir> **E-mail:** nfag@basu.ac.ir

Extended Abstract

Introduction

The dependence of human life and survival on agricultural products for food supply is undeniable. Due to its absorption properties, soil can be the first recipient or consumer of chemical pollutants, and if the concentration and accumulation of pollutants in the soil exceeds the self-purification capacity of the soil, these pollutants are transferred to other parts of the environment (water, plants, air and humans). The most reliable method for reducing the environmental effects of chemical fertilizers is to accurately determine the need for chemical fertilizers in the soil and plants, which is done by sampling and testing the constituent elements of the soil and plants. After determining the deficiencies of the soil and plants and the climatic conditions of the region, chemical fertilizers can be added to the soil or water along with organic fertilizers. Unfortunately, greenhouse producers in the country have increased the use of chemical fertilizers per unit area instead of taking advantage of modern agricultural knowledge for greater production. The continuation of this has created serious risks in terms of soil and water pollution, in addition to financial losses and aggravating the imbalance of nutrients in the soil. After sampling the soil of greenhouses in Ashkezar County and examining the amount of elements in the greenhouse soil, the present study will inform the greenhouse owners of the region about the negative effects and consequences of the improper use of chemical fertilizers.

Materials and Methods

Given the need to investigate the environmental effects of chemical fertilizers and their unscientific and arbitrary use, this project was implemented in September 2010. In the first stage, all information related to chemical fertilizers and the correct way to use them, the way and time of their use in the conditions of greenhouses in Ashkezar city were investigated. In the second stage, soil sampling was carried out randomly from 23 greenhouses. The greenhouses were selected regardless of the length of time they had been cultivated as greenhouses and the type of crop they had been cultivated. One sample was selected in each greenhouse regardless of its size. In order for a sample to be representative of the entire greenhouse, four points were randomly selected for every thousand meters and after removing 5 centimeters of surface soil from a depth of 0-40 centimeters, four samples were taken and after

mixing them completely, a one-kilogram subsample was taken and poured into a nylon bag and the characteristics of that soil were also written on it and transferred to the laboratory to examine the state of its elements. In the third stage, after performing chemical analysis of the samples, data processing was carried out with SPSS software.

Discussion and Results

After initial preparation of the samples, to determine the physicochemical characteristics, first a saturated soil extract was prepared and the pH was measured. The pH of the samples was measured using a UB-5 pH meter. The amount of heavy metals in the samples was measured using an atomic absorption spectrometer (Varian AA240 model) at Sabzevar University of Medical Sciences. The DTPA (diethylene tetramine pent acetic acid) method was used to obtain the bioavailability of potentially toxic elements (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn). Among the 10 analyzed samples, ASH-2 and ASH-10 are uncontaminated soils, and the rest of the samples are soils contaminated with chemical fertilizers. The amount of cadmium in uncontaminated samples is less than 0.5 mg kg⁻¹. While in contaminated soils this amount increases to more than 3 mg kg⁻¹. Compared to the permissible limit determined according to the national standard, the amount of cadmium in all samples is less than the critical limit (mg kg⁻¹ 5). The amount of zinc in uncontaminated soils is less than 50 mg kg⁻¹, while the concentration of Zn in contaminated soils varies from 193 mg kg⁻¹ to 1453 mg kg⁻¹. Compared to the permissible limit for agricultural soils, the amount of zinc in all studied samples is less than the permissible limit.

The cobalt content in uncontaminated soils of the study area is about 13 mg kg⁻¹. In uncontaminated soil samples, the Co concentration varies between 15.57 mg kg⁻¹ (sample ASH-6) and 31.46 mg kg⁻¹ (sample ASH-4). However, the cobalt concentration in the soils of the region is lower than the national permissible limit for agricultural soils (mg kg⁻¹). The chromium concentration in the soil samples of the region behaves differently compared to other elements. While the concentration of other potentially toxic elements in contaminated soils is significantly higher than in uncontaminated samples. The chromium content of uncontaminated soils (mg kg⁻¹ 53-87) is in the same range as that of uncontaminated soils (mg kg⁻¹ 62-85). Although the uncontaminated samples have a

total concentration almost equal to Cr, their bioavailability is much lower than that of uncontaminated samples. The chromium content in all the studied samples is lower than the permissible level set in the national soil standard. The copper content in uncontaminated soils (43-73 mg kg⁻¹) is relatively lower than that in soils contaminated with agricultural fertilizers (62-181 mg kg⁻¹) (Table-1). In the contaminated samples, sample ASH-8 has the highest Cu concentration, followed by samples ASH-1, ASH-3, and ASH-4, respectively (Figure-6). The permissible limit for copper in Iranian agricultural soils is set at 200 mg kg⁻¹, and therefore the Cu concentration in all the studied soils is lower than this standard. The nickel content in the two uncontaminated soil samples studied is 23.61 and 23.62 mg kg⁻¹, while the contaminated soils have between 15.35 mg kg⁻¹ and 4.97 mg kg⁻¹ of nickel (Table-1 and Figure-7). The relatively high concentration of nickel in the uncontaminated soil (sample ASH-2) could be due to its terrane origin and the presence of ferromagnesian minerals in its composition. By carefully examining the composition of this sample, it can be seen that the chromium content in this sample is also higher than in other samples. The effect of chemical fertilizers on the lead content in the studied soils is quite evident. The Pb content in uncontaminated soils is less than 10 mg kg⁻¹, but in contaminated soils it increases to about 180 mg kg⁻¹ (Table-1). Sample ASH-8 has the highest lead content in contaminated soils, followed by ASH-3 and ASH-9 (Figure-8). The lead content in sample ASH-8 has reached above the permissible limit set by the Environmental Organization for agricultural soils (75 mg kg⁻¹). The acidity and pH of the environment are considered to be one of the essential factors in the speciation, mobility, reactivity and bioavailability of heavy metals. All soils in the region have a pH above seven (somewhat alkaline) and the range of acidity changes is limited. The trend of pH and TOC changes in the studied samples is almost opposite to each other, so that with increasing TOC, pH decreases relatively. The DTPA (diethylene tetramine pent acetic acid) method was used to investigate the amount of heavy metals in the surface soils of Ashkzar. The bioavailability of heavy metals (the amount extracted by the DTPA method) for all elements measured in this study is significantly higher in contaminated soils than in uncontaminated soils (samples ASH-2 and ASH-10). The highest bioavailability of Cd, Co

and Zn elements is observed in sample ASH-1, while sample ASH-8 has the highest bioavailability of heavy metals Cr, Cu, Ni and Pb.

Conclusion

Pesticides and chemical fertilizers are the most important pollutants, and their use causes soil and water pollution, harms the environment, and endangers human health. The negative impact of insecticides, fungicides, and herbicides on the environment has been fully proven, and the effects of pesticide residues in the food chain have jeopardized sustainable living systems in many regions of the world. For these reasons, the increasing trend of pesticide use in developed countries has stopped in recent years, but in most developing countries, including our country, there is still interest in using these substances more. Measurement of the concentration of heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn) in soils contaminated and uncontaminated with agricultural fertilizers in the study area shows that agricultural activities have increased the concentration of these elements in soils.

However, the distribution of all potentially toxic elements in soil samples is not uniform, so that the concentration of some metals such as nickel and chromium in uncontaminated soils is almost the same as in contaminated samples. Of course, the results of the availability and bioavailability of elements using the DTPA method show that, given the significant increase in these values in contaminated samples, the use of chemical fertilizers has increased the absorption of all elements in contaminated soils, but given the earth-born origin of some elements such as nickel and chromium, this difference in the overall concentration of soils is not well reflected. Agricultural activities and soil fertilization have also caused an increase in organic matter and a decrease in pH in contaminated samples. Environmental assessment of heavy metal data in the studied soils shows that, except for lead in sample ASH-8, the concentration of heavy metals is lower than the permissible limits of national standards. However, the significant increase in the concentration of potentially toxic elements in contaminated soils has led to an increase in pollution measurement criteria such as the land accumulation index.



ارزیابی زیست‌محیطی تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر غلظت عناصر بالقوه سمی خاک‌های سطحی گلخانه‌های اشکذر یزد

جواد قانع‌اردکانی

استادیار گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه پیام‌نور، تهران، ایران

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی تاریخچه مقاله: تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۴/۱۸ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۰/۳۰ کلیدواژه‌ها: اثرات زیست‌محیطی فعالیت‌های کشاورزی عناصر بالقوه سمی گلخانه‌ها شهرستان اشکذر	اندازه قطر ذرات در خاک‌های مورد مطالعه ۱۲-۲۸٪ ماسه، ۳۱-۴۰٪ سیلت و ۳۲-۴۸٪ رس می‌باشد و تفاوت قابل توجهی در ترکیب دانه‌بندی خاک‌های کشاورزی و غیرکشاورزی وجود ندارد. بررسی غلظت عناصر بالقوه سمی (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb و Zn) در خاک‌های آلوده و غیرآلوده به کودهای کشاورزی گلخانه‌های شهرستان اشکذر نشان می‌دهد که فعالیت‌های کشاورزی موجب افزایش تمرکز این عناصر در خاک‌ها شده است؛ به طوری که سطح مجاز اکثر عناصر بیش از سطح بهینه و سازمان محیط زیست کشور می‌باشد و افزایش آن در خاک‌های آلوده موجب افزایش معیارهای سنجش آلودگی همچون شاخص زمین‌انباشت، شده است. میزان دسترس‌پذیری زیستی عناصر بالقوه سمی از روش DTPA برای همه عناصر در خاک‌های آلوده، به طور مشخص بالاتر از خاک‌های غیرآلوده (نمونه‌های ASH-2 و ASH-10) می‌باشد. تغییرات افزایش دسترس‌پذیری زیستی این عناصر در نمونه‌های مختلف نیز متفاوت است. بالاترین میزان دسترس‌پذیری زیستی عناصر Zn و Co, Cd در نمونه ASH-1 مشاهده می‌شود، درحالی که نمونه ASH-8 بیشترین مقادیر دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین Ni, Cu, Cr, Pb را دارا می‌باشد. TOC و pH محیط یکی از جمله عوامل اساسی در گونه‌زایی، تحرک، واکنش و دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین محسوب می‌گردد. تمام خاک‌های منطقه دارای pH بالای هفت (۷/۱۵ تا ۸/۷۴ تا حدودی قلیایی) بوده و میزان pH در خاک‌ها آلوده (کشاورزی) به تدریج کاهش می‌یابد تا اینکه در نمونه ASH-8 به کمترین مقدار (۷/۱۵) می‌رسد. دامنه تغییرات TOC محدود می‌باشد و روند تغییرات pH و TOC در نمونه‌های مورد مطالعه تقریباً عکس یکدیگر بوده، به طوری که با افزایش pH، TOC به طور نسبی کاهش می‌یابد؛ و رابطه معنی‌داری بین pH و تمرکز فلزات سنگین وجود دارد.

DOI: <https://doi.org/10.22084/NFAG.2026.31227.1680>

* نویسنده مسئول: جواد قانع‌اردکانی، E-mail: ghaneijavad@pnu.ac.ir

استاد: جواد قانع‌اردکانی (۱۴۰۵). ارزیابی زیست‌محیطی تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر غلظت عناصر بالقوه سمی خاک‌های سطحی گلخانه‌های اشکذر یزد، یافته‌های نوین زمین‌شناسی کاربردی، دوره ۲۰، شماره ۳۹، صفحه ۳۱۲ تا ۳۲۹.

این نشریه علمی رایگان است و حق مالکیت فکری خود را براساس لایسنس کرییتیو کامنز (CC BY-NC 4.0) به نویسندگان واگذار کرده است.



آدرس وبسایت نشریه: <https://nfag.basu.ac.ir> | ایمیل نشریه: nfag@basu.ac.ir

۱- پیشگفتار

متأسفانه تولیدکنندگان محصولات گلخانه‌ای در کشور به جای بهره‌گیری از دانش روز کشاورزی برای تولید بیشتر، مصرف کودهای شیمیایی را در واحد سطح افزایش داده‌اند. توهّم افزایش عملکرد ناشی از مصرف هرچه بیشتر آب و کود شیمیایی در بعضی از مناطق کشور سبب استفاده بی‌رویه از این منابع شده است؛ به‌طوری‌که تداوم این امر علاوه بر خسارت‌های مالی و تشدید عدم تعادل عناصر غذایی در خاک، خطرات جدی در رابطه با آلودگی خاک و آب به وجود آورده است. افزودن مواد آلی به خاک که علاوه بر بهبود شرایط فیزیکی و شیمیایی، آثار بسیار مثبتی نیز در امر تغذیه و افزایش حلالیت اکثر عناصر غذایی مورد نیاز گیاه دارد که به دلیل افزایش قیمت و عدم در دسترس بودن محدود شده است.

علیرغم اهمیت کودهای شیمیایی در افزایش محصول و حاصل‌خیزی خاک، این ترکیبات یکی از آلاینده‌های محیطی، به‌خصوص در محیط‌های آبی و خاکی محسوب می‌شوند. به همین جهت، بررسی مقدار عناصر مورد نیاز گیاه در خاک گلخانه از دیدگاه زیست‌محیطی امری ضروری به نظر می‌رسد. تحقیق حاضر پس از نمونه‌برداری از خاک گلخانه‌های شهرستان اشکذر و بررسی مقدار عناصر موجود در خاک گلخانه، اثرات و پیامدهای منفی مصرف نادرست کودهای شیمیایی به اطلاع گلخانه‌داران منطقه رسانده خواهد شد.

تعریف فائو از کشاورزی پایدار عبارت از: مدیریت و حفاظت از منابع طبیعی پایه و هدایت دگرگونی‌های تکنولوژی و نهادی در راستای ارضای مستمر نیازهای انسانی نسل‌های حاضر و آینده می‌باشد؛ بنابراین سه هدف اصلی کشاورزی پایدار را می‌توان بهره‌وری اقتصادی، کیفیت محیط‌زیست و مسئولیت اجتماعی در نظر گرفت که می‌بایست به‌صورت متعادل در کنار یکدیگر قرار گیرد. از این رو اعتقاد کلی بر این است که کشاورزی پایدار به دنبال دستیابی به سه هدف کلی اقتصاد کشاورزی سالم، حفظ جامعه روستایی و حفظ محیط‌زیست است (کریمی و منصورعبدی، ۲۰۰۸). وابستگی زندگی و تداوم حیات انسان به محصولات کشاورزی برای تأمین غذا غیرقابل انکار است. به‌گونه‌ای که در حال حاضر محصولات کشاورزی، یک پنجم از سطح پوشش گیاهی سیاره زمین را اشغال می‌کنند. استفاده از انواع مختلف گیاهان و کود

سبزه، مدیریتی مناسب بر روی تولید پایدار در تمام اکوسیستم‌های کشاورزی است؛ زیرا می‌تواند موجب افزایش پایداری از طریق کاهش فرسایش، اصلاح خصوصیات فیزیکی، افزایش مواد آلی و نگهداری عناصر غذایی خاک شود (هانگ بو و همکاران، ۲۰۰۶).

خاک یک سامانه طبیعی و پیچیده متشکل از مواد معدنی، آب و هوا است که در اثر برهم‌کنش متقابل هیدروسفر، اتمسفر، لیتوسفر و بیوسفر در سطح زمین ایجاد می‌شود. از دیدگاه محیط‌زیستی، خاک به دلیل خواص جذبی خود می‌تواند اولین دریافت‌کننده یا مصرف‌گاه آلاینده‌های شیمیایی باشد. در صورتی که تمرکز و انباشت آلاینده‌ها در خاک از ظرفیت خودپالایی خاک فراتر رود، این آلاینده‌ها به سایر بخش‌های محیط (آب، گیاه، هوا و انسان) انتقال می‌یابند که در این صورت خاک نقش منشأ فلزات را برای این محیط‌ها ایفا خواهد نمود (چین و همکاران، ۲۰۲۲). مطمئن‌ترین روش برای کاهش اثرات زیست‌محیطی کودهای شیمیایی، تعیین دقیق نیاز خاک و گیاهان به کودهای شیمیایی است که با نمونه‌برداری و آزمایش عناصر سازنده خاک و گیاهان انجام می‌شود. پس از تعیین کمبودهای خاک و گیاه و شرایط آب و هوایی منطقه، می‌توان کودهای شیمیایی همراه با کودهای آلی به خاک یا آب اضافه نمود. بایستی توجه گردد که بوم نظام‌های زراعی با عملکرد بالا الزاماً در تضاد با مشکلات زیست‌محیطی نیستند؛ ولی مصرف بیش از حد کودهای نیتروژنه با افزایش تلفات نیتروژن به فرم‌های مختلف و کاهش کارایی مصرف آن، افزایش بروز آلودگی‌های زیست‌محیطی را موجب می‌شود؛ بنابراین، پیشنهاد می‌شود جهت به حداقل رساندن اثرات زیست‌محیطی تولید محصولات کشاورزی به افزودن متناسب عناصر غذایی بر مبنای نیاز گیاه و کارایی مصرف منابع به عنوان اصولی کلی توجه گردد (سلورا و همکاران، ۲۰۱۲). بهره‌گیری از مدیریت ارگانیک (آلی) راهکاری برای بهره‌برداری بهتر از منابع محیطی، حفظ محیط‌زیست و افزایش پایداری در بوم نظام‌های زراعی می‌باشد. باید توجه داشت که اضافه نمودن هر گونه ماده شیمیایی به خاک و آب، با سازوکار طبیعت ناهمخوان بوده و مشکلات عدیده‌ای به وجود خواهد آورد (خوشنویسان و همکاران، ۲۰۱۳). مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات در حال حاضر

فلزات کروم، نیکل، آرسنیک و تا حدی مس، عمدتاً دارای منشأ انسان‌زاد هستند. تعیین سهم منابع انسان‌زاد به زمین‌زاد نیز به‌طور تقریبی نشان‌داده که بیش از ۷۰٪ غلظت نیکل و کروم، ۶۷٪ غلظت آرسنیک و ۵۳٪ غلظت مس از منابع انسان‌زاد می‌باشند. مقایسه میانگین غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های گیاه با محدوده سمی آن‌ها نیز نشان داد که کروم در محدوده بی‌خطر، فلزات آرسنیک و سرب در محدوده نرمال، مس و روی در محدوده سمی و در نهایت فلز نیکل فراتر از محدوده سمی قرار می‌گیرند. در نهایت، براساس ضرایب بیوشیمیایی (ضرایب انتقال و تمرکز زیستی) می‌توان گیاه درمنه دشتی را به‌عنوان یک گونه مناسب برای پاکسازی خاک‌های آلوده به نیکل در نظر گرفت (شاهوردی و قشلاقی، ۱۴۰۳).

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

شهرستان اشکذر با وسعت ۵۴۸۶ کیلومترمربع در شمال‌غربی استان یزد قرار دارد و فاصله آن با مرکز استان ۲۰ کیلومتر است و بین عرض‌های جغرافیایی ۳۱° ۴۴' ۵۰" تا ۳۲° ۱۲' ۵۵" و طول‌های جغرافیایی ۴۰° ۴۰' ۰۰" تا ۵۳° ۲۰' ۱۵" قرار دارد. آب و هوای این منطقه معتدل و خشک بوده و میانگین دمای سالانه آن ۱۰ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. این منطقه دارای آب و هوای بیابانی با طوفان‌های توأم با شن و ماسه می‌باشد. فعالیت اقتصادی ساکنان اشکذر و دهستان رستاق، در زمینه کشاورزی، صنایع دستی، پیشه‌وری و کارگری است (شکل ۱).

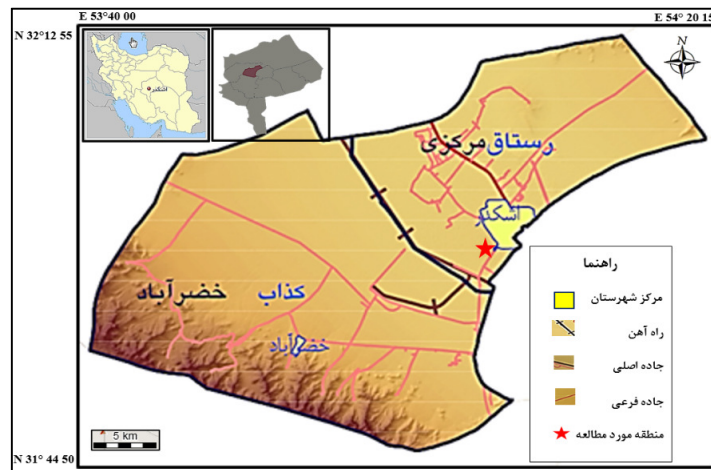
۲-۲- مشخصات زمین‌شناسی منطقه

از نظر زمین‌ساختاری، منطقه اشکذر بخشی از زون ساختاری ایران مرکزی می‌باشد؛ و از نظر سنگ‌شناسی و چینه‌شناسی از قدیمی‌ترین تشکیلات مربوط به کامبرین و اینفراکامبرین تا جدیدترین رسوبات عهد حاضر در آن وجود دارد. از دیدگاه زمین‌شناسی، دشت اشکذر از دو واحد شمالی و جنوبی تشکیل شده که واحد شمالی از تشکیلات نئوژن و رسوبات کواترن و معمولاً جزء زیرحوضه خرائق محسوب می‌شود. تشکیلات نئوژن به صورت یک باند تاقدیس طویل با جهت شمال‌غربی - جنوب‌شرقی در

زیان‌های فراوانی را به محیط زیست و سلامت عمومی مردم وارد کرده است. در محیط‌های گلخانه‌ای، به دلیل وجود شرایط مناسب برای رشد آفات و بیماری‌های گیاهی، مقادیر بسیار زیادی از انواع آفت‌کش‌ها استفاده می‌شود؛ علاوه بر این، به‌منظور افزایش برداشت در واحد سطح گلخانه، استفاده از کودهای شیمیایی بدون توجه به آزمایش خاک و تعیین دقیق مقدار نیاز، به‌صورت بی‌رویه صورت می‌گیرد. مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی، گذشته از هزینه گزافی که بر کشاورز تحمیل می‌کند، اثرات زیانباری را نیز در پی دارد (هانگ‌بو و همکاران، ۲۰۰۶). کودهای شیمیایی، به‌ویژه کودهای فسفاته، حاوی ناخالصی فلزات سنگین هستند که آلاینده خاک محسوب شده و باعث کاهش فعالیت‌های میکروبی می‌گردند؛ علاوه بر آن، ممکن است توسط گیاه، جذب و از آن طریق وارد زنجیره انسان و حیوان شوند. وجود مقادیر زیاد فلزات سنگین مانند کروم، نیکل، روی، کادمیوم و مس در جیره غذایی انسان خطرناک است. مطالعات نشان می‌دهد که بعضی از کودهای فسفاته حاوی مقادیری از عناصر آرسنیک، کادمیوم و سرب هستند که وجود این فلزات در این کودها به مواد اولیه تولیدی آن‌ها برمی‌گردد. در بین انواع کودها، کودهای فسفاته دارای بیشترین غلظت فلزات سنگین هستند. استفاده از کودهای شیمیایی مانند اوره و سوپر فسفات باعث افزایش غلظت سرب در خاک‌های کشاورزی می‌شود (میکو و همکاران، ۲۰۰۶). آفت‌کش‌ها از دیگر منابع فلزات سنگین در خاک‌های زراعی می‌باشند. با این که آفت‌کش‌های حاوی فلزات سنگین کادمیوم، سرب و جیوه در سال ۲۰۰۲ ممنوع شد، اما هنوز این عناصر در محتوای آفت‌کش‌ها به‌خصوص مس و روی وجود دارند. برخی گیاهان مثل برنج، توانایی نگهداری غلظت‌های بالایی از فلزات سنگین مثل روی و مس را دارد و این می‌تواند به‌طور گسترده‌ای غلظت فلزات سنگین را در گیاهان افزایش دهد. در گذشته، انواعی از حشره‌کش‌های معمولی در کشاورزی و باغبانی استفاده شده است که حاوی مقادیری از فلزات سنگین مثل مس، جیوه، منگنز، سرب و روی بودند. برای مثال، می‌توان به آفت‌کش‌هایی که حاوی مس هستند مانند اسپری قارچ‌کش سولفات مس و اکسی‌کلرید مس اشاره کرد (ووانا و اکیمن، ۲۰۱۱). براساس نتایج روش‌های آماری چند متغیره (همبستگی و تحلیل مؤلفه اصلی)،

زیرزمینی موجود در این واحد شور هستند. فرسایش بادی-آبی بر روی این واحد اثرات شدیدی را برجای گذاشته است.

دشت رخنمون دارد که تیپ ویژه آن را در تپه دخمه الله‌آباد می‌توان یافت که تناوبی از کنگلومرا، ماسه-سنگ قرمز، مادستون و مارن همراه با لایه‌های گچ دارد. آب‌های



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی شهرستان اشکذر و منطقه مورد مطالعه (علامت ستاره)

Fig. 1. Geographical location of Ashkezar County and the study area (star sign)

ضخامت قابل توجهی از این گونه مواد می‌تواند نقش معنی‌داری در ایجاد پدیده‌های حاصل از افت شدید سفره‌های آب زیرزمینی ایفا نماید. واحد شمالی، منطقه فرسایش شدید بادی و آبی است. فرسایش و حمل باعث شده تا بقایای سازندهای نئوژن به شکل رخنمون‌های کشیده و طولیل ظاهر شوند و شکل یاردانگ ماندنی را ارائه دهند. در واحد جنوبی اگر چه آثار فرسایش بادی در پست‌ترین قسمت‌ها (از ۱۳۰۰ متر به پایین) به شکل سطوح باد برده، پیکان‌های ماسه‌ای و ریپل‌مارک‌های دانه درشت مشاهده می‌شوند، ولی این واحد بیشتر نقش تراکمی دارد که انتهای سیلاب‌های تفت و بخشی از دامنه‌های رو به شمال قوام‌آباد به آن ختم می‌شوند. به همین دلیل واحد جنوبی از دو بخش تشکیل می‌شود: بخش بسیار دانه ریز (رسی و سیلتی) در سمت شمالی خط آهن یزد به تهران و بخش دانه درشت آبرفتی در قسمت جنوبی خط آهن مذکور (قانع‌اردکانی و رضایی، ۱۴۰۰).

۲-۳- اهداف و مراحل و روش پژوهش

با توجه به اثرات زیان‌بر و جبران‌ناپذیر مصرف غیرعلمی و خودسرانه کودهای شیمیایی در کشاورزی، بررسی اثرات زیست‌محیطی آن‌ها در گلخانه‌های شهرستان اشکذر در شهریورماه ۱۳۹۹ آغاز گردید.

واحد جنوبی در سمت جنوبی تپه‌های نئوژن از رسوبات دانه‌ریز آبرفتی کواترنر تا رسوبات سیلابی دانه درشت و ماسه‌های بادی پر شده است. ضخامت رسوبات آبرفتی (رسی، سیلتی و ماسه‌ای) به مراتب از واحد شمالی بیشتر است و در چرخاب به حدود ۴۰۰ متر می‌رسد. این نوع رسوبات به سمت پدیمت‌های پاکوبی جنوبی (تفت و خضرآباد) دانه درشت تا بسیار درشت می‌شوند و رخساره سیلابی را نشان می‌دهند. باند کنگلومرا-مادستون در واحد شمالی که به سمت عمق به لایه‌های مارنی و مادستون گچ‌دار تبدیل می‌شود، نقش نگهدارنده آب‌های سطحی و عمقی را ایفا کرده است. به عبارت دیگر، این تپه‌ها نقش مهمی در ایجاد یک حوضه آگیر در بخش جنوبی خود به سمت اشکذر و چرخاب ایفا کرده‌اند و نیز به صورت مانعی در برابر حرکت ماسه‌های بادی عمل نموده که استقرار و تراکم تلماسه‌های اشکذر نتیجه نقش مانعی آن‌هاست. از آنجا که زیربنای رسوبی واحد جنوبی بیشتر از مواد حاصله از حمل رسوبات شیرکوه بوده، آب‌های زیرزمینی این قسمت هم برای کشاورزی و هم برای شرب قابل استفاده بوده و اغلب آبادی‌ها نیز در محور دشت یزد-اردکان در همین واحد جنوبی احداث شده‌اند. اشکذر و ناحیه اطراف آن نیز که در همین واحد جنوبی شکل گرفته، بخش مهمی از زیربنای رسوبی آن از لایه‌های رسوبی رسی و سیلتی تشکیل یافته است. وجود

مخلوط کردن کامل آن‌ها یک زیرنمونه یک کیلوگرمی تهیه گردید. سپس نمونه‌ها در داخل یک پاکت نایلونی قرار داده شدند و مشخصات هر نمونه خاک نیز بر روی آن درج شد و برای بررسی وضعیت عناصر موجود، به آزمایشگاه منتقل گردید.

لازم بذکر است که با افزایش سطح گلخانه، تعداد نمونه‌های برداشت شده برای برداشت زیر نمونه انتهایی افزایش یافت تا نمونه برداشت شده نماینده کل گلخانه باشد. در مرحله سوم، پس از انجام تجزیه شیمیایی نمونه‌ها، داده‌ها با نرم‌افزار SPSS پردازش شدند.

در مرحله اول، کلیه اطلاعات مربوط به کودهای شیمیایی و نحوه صحیح مصرف آن‌ها، همچنین نحوه و زمان مصرف آن‌ها در شرایط گلخانه‌های شهرستان اشکذر مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۲). در مرحله دوم از خاک ۲۳ گلخانه موجود در منطقه، به‌طور تصادفی و با توجه به مدت زمان تأسیس آن و نوع محصولی که کشت شده‌اند، نمونه‌برداری انجام شد. در هر گلخانه با توجه به وسعت آن، برای هر هزار مترمربع، چهار نقطه به‌طور تصادفی انتخاب و پس از کنارزدن حدود پنج سانتی‌متر خاک سطحی، از عمق متوسط ۲۵-۲۰ سانتی‌متر چهار نمونه برداشت و پس از



شکل ۲. مراحل نمونه‌برداری از گلخانه‌های اشکذر
Fig. 2. Sampling steps from Ashkezar greenhouses)

آمده اضافه گردید و به‌خوبی تکان داده و میزان عناصر بالقوه سمی آن به‌وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌های خاک مورد مطالعه در جدول ۱ ارائه شده است. از میان ۱۰ نمونه آنالیز شده، ASH-2 و ASH-10 خاک‌های غیرآلوده (غیرکشاورزی) هستند و بقیه نمونه‌ها، خاک‌های آلوده (کشاورزی) به کودهای شیمیایی می‌باشند. در ادامه، به بررسی تفصیلی ترکیب عناصر بالقوه سمی و خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های مورد مطالعه خواهیم پرداخت:

کادمیوم و روی: دلیل این که این دو عنصر را باید با هم در نظر گرفت، این است که Cd و Zn معمولاً با آلاینده همراه هستند. خواص مشابهی که خاک‌ها و گیاهان دارند، به راحتی جذب درونی شده و به جوانه‌های گیاه منتقل می‌شوند. علاوه بر این جذب و انتقال آن‌ها به جوانه‌های گیاه، رقابتی است؛ بنابراین نیاز است که این دو عنصر با هم در نظر گرفته شده تا با جزئیات درک شوند.

۳- نتایج و بحث

پس از آماده‌سازی اولیه نمونه‌ها، برای تعیین مشخصات فیزیکوشیمیایی، ابتدا عصاره اشباع خاک تهیه و pH اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری pH نمونه‌ها با استفاده از دستگاه pH متر مدل UB-5 انجام گرفت. میزان عناصر بالقوه سمی در نمونه‌ها به‌وسیله دستگاه جذب اتمی (مدل Varian AA240) و در دانشگاه علوم پزشکی سبزوار اندازه‌گیری شد. برای به دست آوردن میزان دسترس‌پذیری زیستی عناصر بالقوه سمی (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb و Zn) از روش DTPA (دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید) مورد استفاده قرار گرفت (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸). برای این کار، ابتدا ۵/۷ میلی‌لیتر اسید استیک به ۵۰۰ cc آب مقطر اضافه شد. سپس ۶۴/۳ میلی‌لیتر از NaOH یک نرمال به محلول اضافه و حجم آن به‌وسیله آب مقطر به یک لیتر رسانده شد تا pH محلول به دست آمده $4/93 \pm 0/05$ باشد. سپس به یک گرم از هر نمونه، ۱۰ cc از محلول به دست

سازمان حفاظت محیط زیست ایران (جدول ۲)، میزان کادمیوم در همه نمونه‌ها کمتر از حد بحرانی (5 mg kg^{-1}) می‌باشد. کادمیوم (Cd) بین برنجکاران آسیا، به ایجاد آثار زیان‌بار بهداشتی شهرت دارد و یک موضوع نگران‌کننده برای زنجیره غذایی محسوب می‌گردد؛ اما به ندرت به عنوان دلیل سمیت گیاهی، پراهمیت تلقی می‌شود.

همان‌طور که در جدول ۱ مشخص است، میزان کادمیوم در نمونه‌های غیرآلوده کمتر از 0.5 mg kg^{-1} می‌باشد. درحالی که در خاک‌های آلوده این میزان تا بیش از 3 mg kg^{-1} هم افزایش می‌یابد. در این میان غلظت Cd در نمونه ASH-8 بیش از ۲ برابر سایر خاک‌های آلوده است (شکل ۳). البته در مقایسه با حد مجاز تعیین شده براساس استاندارد ملی

جدول ۱. غلظت عناصر بالقوه سمی بر حسب mg kg^{-1} می‌باشد و TOC بر حسب درصد گزارش شده است.

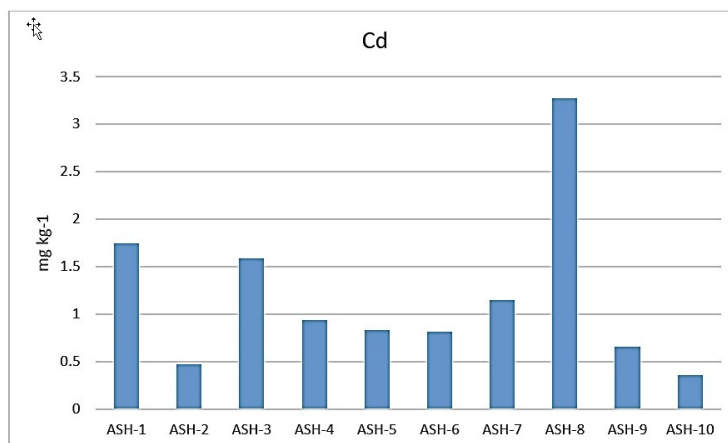
Table 1. Potentially toxic elements concentrations are in mg kg^{-1} and TOC is reported in percentage.

Sample	ASH-1	ASH-2	ASH-3	ASH-4	ASH-5	ASH-6	ASH-7	ASH-8	ASH-9	ASH-10
Cd	1.75	0.47	1.59	0.94	0.83	0.81	1.15	3.27	0.66	0.36
Co	31.68	13.29	27.19	46.31	15.62	15.57	25.7	37.3	13.25	12.92
Cr	69.57	87.26	71.36	72.58	75.5	77.31	85.03	82.15	62.55	53.16
Cu	139.11	43.1	116.7	103.07	86.13	81.92	96.42	180.65	61.5	72.61
Ni	59.36	62.23	62.57	38.15	35.16	37.43	43.08	97.4	27.35	23.61
Pb	35.27	4.33	43.13	25.9	22.17	22.23	35.05	78.16	27.48	9.75
Zn	332.16	26.18	351.77	236.84	193.32	217.15	255.6	453.34	285.16	47.04
pH	7.41	8.74	7.76	8.37	8.27	8.28	8.12	7.15	8.32	8.57
TOC	1.92	0.52	1.85	1.53	1.6	1.64	1.76	2.63	1.65	0.56

جدول ۲. مقادیر محاسبه شده استاندارد آلاینده‌گی خاک ($pH > 7$) برای عناصر بالقوه سمی (واحد بر حسب mg kg^{-1}) (سازمان حفاظت محیط زیست ایران، ۱۳۹۵)

Table 2. Calculated soil pollution standard values ($pH > 7$) for Potentially toxic elements (unit in mg kg^{-1}) (Iranian Environmental Protection Organization, 2016)

آلاینده	مسکونی	تجاری	پارک تفریحی	کشاورزی	جنگل مرتع	حفاظت محیط زیست
کروم	Cr+3	۵	۱۵	۲	۱۵	۰/۴
	Cr+6	۱۶۵	۵۰۰	۵۳۵	۱۱۰	۵۳۵
نیکل (Ni)	۱۵۵	۶۰۰	۵۳۰	۱۱۰	۵۳۰	۵۰
کوبالت (Co)	۵۰	۱۰۰	۵۰	۵۰	۵۰	۲۰
کادمیوم (Cd)	۲	۸	۸	۵	۸	۳/۹
روی (Zn)	۵۰۰	۵۰۰۰	۵۰۰	۵۰۰	۵۰۰	۲۰۰
مس (Cu)	۴۰	۱۱۰۰	۵۰۰	۲۰۰	۵۰۰	۶۳
سرب (Pb)	۸۰	۷۰۰	۲۹۰	۷۵	۲۹۰	۳۰۰

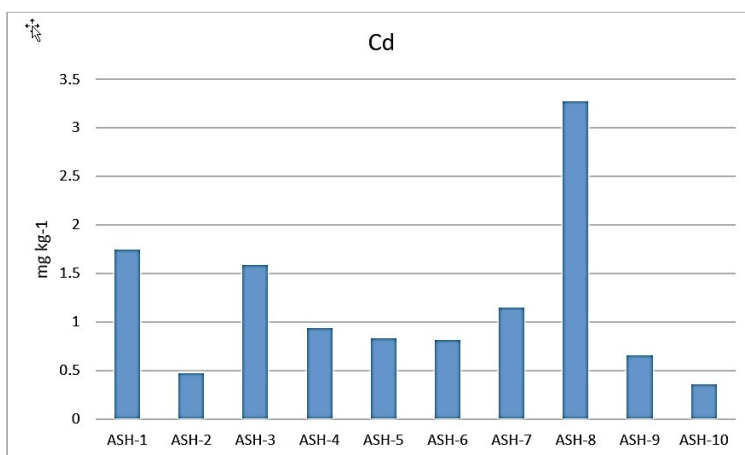


شکل ۳. میزان عنصر کادمیوم در نمونه خاک منطقه

Fig. 3. Cadmium content in soil samples in the region

میزان روی در خاک‌های غیرآلوده کمتر از 50 mg kg^{-1} بوده، درحالی‌که غلظت Zn در خاک‌های آلوده از 193 mg kg^{-1} تا 453 mg kg^{-1} تغییر می‌کند (جدول ۱). البته این افزایش در همه خاک‌های آلوده یکسان نیست و نمونه‌های ASH-8 بیشترین و ASH-5 کمترین افزایش Zn را در نمونه‌های آلوده نشان می‌دهد (شکل ۴). در مقایسه با حد مجاز در نظر گرفته شده برای خاک‌های کشاورزی، میزان روی در تمام نمونه‌های مورد مطالعه کمتر از حد مجاز می‌باشد.

استفاده از کودهای فسفاته در زمین‌های کشاورزی، آلودگی قابل توجه‌ای از کادمیوم را به همراه دارد و بنابراین، در استفاده از کودها بایستی تعمق بیشتری صورت گیرد. وجود سنگ بسترهای شیلی و ماسه‌سنگی در منطقه، در تمرکز منگنز نقش مهمی دارند. براساس ماتریس همبستگی که برای تعیین ارتباط عناصر بالقوه سمی با یکدیگر استفاده می‌شود؛ فلزات مس، مولیبدن و منگنز همبستگی خوب و مثبتی نشان می‌دهند که حاکی از منشأ مشترک آن‌ها و مرتبط با کانی‌سازی این عناصر و فعالیت معدنکاری در منطقه است (فاصل‌ولی‌پور، ۱۴۰۱).



شکل ۴. میزان عنصر روی در نمونه خاک منطقه

Fig. 4. zinc content in soil samples in the region

Cd و Zn هر دو محلول‌تر هستند و گیاهان آن‌ها را آسان‌تر جذب می‌کنند. هر دو عنصر نسبتاً به آسانی به جوانه‌های گیاه انتقال می‌یابند. به همین دلیل، باید خطرات و فواید زنجیره غذایی را مورد توجه قرار داد (هودا و آلوای، ۱۹۹۶).

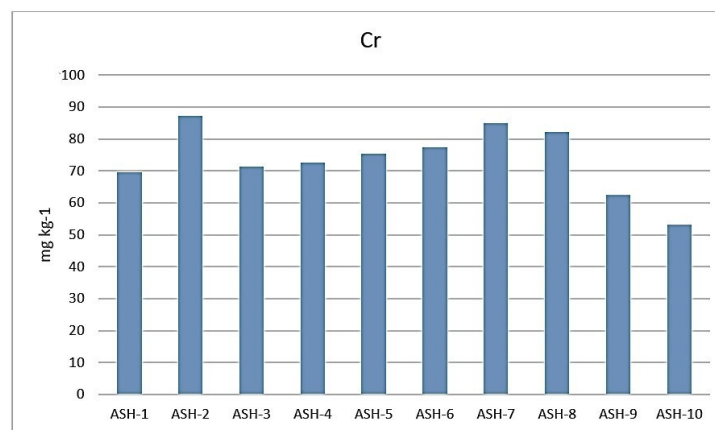
کبالت: برای ورود Co به خاک‌ها، راه‌هایی وجود دارد. غیر از فعالیت‌های معدن کاری و ذوب، مهم‌ترین منابع انسان‌زاد ورود Co به خاک‌ها عبارت‌اند از: کودهای حاوی فسفر، رسوب اتمسفری، لجن فاضلاب‌ها و باطله‌های دیگری که به‌عنوان مکمل به کار می‌روند. غلظت بالای Co در خاک‌هایی مانند خاک‌های روی سنگ‌های سرپانتینی یا کانسارها یا نزدیک کارخانجات ذوب فلزات، می‌تواند باعث مقادیر بسیار بیشتر Co در گیاهان شود و در نتیجه، ممکن است سمیت گیاهی رخ دهد (گال و همکاران، ۲۰۰۸). وضعیت رطوبت خاک، تأثیر چشمگیری بر دسترس‌پذیری زیستی Co دارد، زیرا رژیم خاک-آب

فرم شیمیایی Cd و Zn در خاک‌ها مهم است، زیرا فلزات محلول اضافه شده به خاک، به مرور زمان واکنش می‌دهند تا به فرم‌هایی برسند که دسترسی گیاهی کمتری دارند. جذب گیاهی Cd و Zn بستگی به ویژگی‌های خاک، گونه‌های گیاهی و زراعی، کودها، مدیریت خاک‌شناسی و ویژگی‌های منبع فلز دارد. غلظت Cd و Zn در خاک و نسبت Cd:Zn منبع کادمیوم، یک عامل اصلی می‌باشد. هرچه Cd و نسبت Cd:Zn کمتر باشد، احتمال کمتری دارد که کادمیوم قابل دسترس‌پذیری زیستی زیاد در محصولات انباشته شوند. به روش‌های گوناگون و مشابهی، Zn و Cd از ویژگی‌های خاک تأثیر می‌پذیرند و Zn مانع جذب Cd به‌وسیله ریشه‌ها و انتقال به جوانه‌ها می‌شود (هارت و همکاران، ۲۰۰۲). معمولاً pH خاک، یک عامل مهم در انباشت Cd به شمار می‌آید. خاک‌های اسیدی‌تر پیوند ضعیف‌تری با Cd دارند و در نتیجه جذب Cd در آن‌ها بیشتر است. وقتی که خاک‌ها زیاد اسیدی باشند،

می‌باشد. میزان کروم خاک‌های غیرآلوده ($87-53 \text{ mg kg}^{-1}$) در همان محدوده خاک‌های غیرآلوده ($85-62 \text{ mg kg}^{-1}$) قرار می‌گیرد (شکل ۵). البته، غلظت کلی یک عنصر همیشه معیار مناسبی جهت ارزیابی زیست محیطی نیست؛ به‌ویژه در مورد کروم که میزان انتقال و دسترسی زیستی این عنصر به‌شدت به ترکیب کانی‌شناسی و نوع پیوندهای خاک بستگی دارد (مظهری و همکاران، ۲۰۱۷). در نمونه‌های مورد مطالعه نیز به احتمال زیاد میزان کروم خاک باید تحت تأثیر کانی‌شناسی و ترکیب خرده ذرات خاک قرار گرفته باشد. در مبحث بررسی دسترس‌پذیری زیستی خاک نشان داده خواهد شد که نمونه‌های غیرآلوده، با وجود داشتن غلظت کلی تقریباً برابر Cr، دارای درصد دسترس‌پذیری زیستی بسیار پایین‌تر از نمونه‌های غیرآلوده می‌باشند. میزان کروم در همه نمونه‌های مورد بررسی پایین‌تر از میزان مجاز تعیین شده در استاندارد ملی خاک می‌باشد. عدم رشد و تکامل گیاه، نتیجه سمی بودن کروم می‌باشد که بر فرآیندهای فیزیولوژیکی مثل فتوسنتز، حرکت آب و تعرق و تغذیه معدنی و همچنین بر آنزیم‌ها و متابولیت‌های دیگر اثر می‌گذارد. نتایج آزمایشات و مطالعات مختلف نشان‌دهنده افزایش جذب و در نتیجه سمیت کروم با افزایش pH خاک می‌باشد (شانکر و همکاران، ۲۰۰۵).

واسطه واکنش‌های اکسایش کاهش است. مقدار Co در دسترس برای جذب گیاهی نیز بستگی به محتوای کل Co خاک دارد و با pH خاک و توانایی خاک در جذب سطحی Co رابطه معکوس دارد (اسمیت و همکاران، ۱۹۹۵). با توجه به داده‌های جدول ۱، میزان کبالت در خاک‌های غیرآلوده منطقه مورد مطالعه در حدود 1995 mg kg^{-1} است. در نمونه خاک‌های غیرآلوده، غلظت Co بین $15/57 \text{ mg kg}^{-1}$ (نمونه ASH-6) و $46/31 \text{ mg kg}^{-1}$ (نمونه ASH-4) تغییر می‌کند (شکل ۵). با این وجود، تمرکز کبالت در خاک‌های منطقه کمتر از حد مجاز ملی آن برای خاک‌های کشاورزی می‌باشد.

کروم: کروم برای گیاهان یک عنصر غیرضروری است. کروم سه‌ظرفیتی، Cr(III)، در مقادیر کمیاب، برای متابولیسم قند و کلسترول در انسان‌ها و جانوران، یک مغذی ضروری/ سودمند است، کودهای فسفات، لجن فاضلاب، رسوب اتمسفری و کود مرغ و خروس، منابع اصلی ورود Cr به خاک‌های کشاورزی هستند (لوو و همکاران، ۲۰۰۹). غلظت کروم در نمونه خاک‌های منطقه، به نسبت سایر عناصر، رفتار متفاوتی نشان می‌دهد. در حالی که غلظت سایر عناصر بالقوه سمی در خاک‌های آلوده، به‌طور چشمگیری بالاتر از نمونه‌های غیرآلوده،



شکل ۵. میزان عنصر کروم در نمونه خاک منطقه

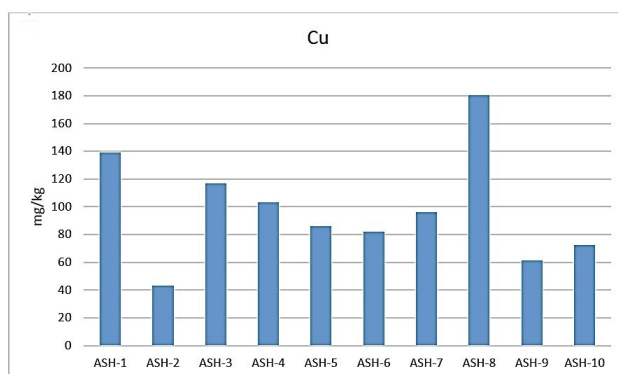
Fig. 5. Cream content in soil samples in the region

می‌شود. به همین دلیل، Cu تمایل دارد که در افق‌هایی بماند که مقدار آلی بیشتری داشته باشد. همه کانی‌های خاک، بسته به بار سطحی جاذب‌ها، توانایی جذب سطحی یون‌های مس از محلول را دارند. بار سطحی تا حدی

مس: مس (Cu) برای حیات و سلامت انسان ضروری است. پس از روی و آهن، مس سومین عنصر کمیاب فراوان، در بدن انسان است. مس در خاک، به شدت جذب کانی‌های رسی، اکسیدهای آهن و منگنز و مواد آلی

معرض خطر زیادی هستند، زیرا در آن‌ها هنوز مکانیسم‌های پاکسازی Cu و جلوگیری از ورود آن از راه روده، توسعه نیافته است (گاتکه و چوو، ۲۰۰۳). میزان مس در خاک‌های غیرآلوده ($43-73 \text{ mg kg}^{-1}$) به نسبت کمتر از خاک‌های آلوده به کودهای کشاورزی ($62-181 \text{ mg kg}^{-1}$) می‌باشد (جدول ۱). در نمونه‌های آلوده، نمونه ASH-8 بیشترین غلظت Cu را دارا بوده و پس از آن به ترتیب نمونه‌های ASH-1، ASH-3 و ASH-4 قرار می‌گیرند (شکل ۶). حد مجاز تعیین شده برای مس در خاک‌های کشاورزی ایران 200 mg kg^{-1} (جدول ۲) تعیین شده و بنابراین، تمرکز Cu در تمام خاک‌های مورد مطالعه کمتر از این استاندارد می‌باشد.

بستگی به pH دارد؛ بنابراین، می‌توان انحلال را به صورت تابعی از pH خاک توصیف کرد. حداکثر توانایی جذب خاک‌های مختلف، بر اساس خواص فیزیکی و شیمیایی مواد آلی، بسیار متنوع است. مس، از طریق تماس با تجهیزات فرآیندی، شیوه‌های کشاورزی (مثل استفاده از مواد شیمیایی زراعی مس مبنا) یا جذب Cu از خاک به محصولات غذایی، در نهایت در غذاها و نوشیدنی‌ها ظاهر می‌شود. برای درک خطرات ناشی از Cu، مهم است که بدانید چه کسانی ممکن است حساس‌ترین افراد باشند و تلاش کنید که از آسیب‌پذیرترین‌ها حفاظت کنید. غیر از اختلال‌های خاص و ویژه مثل بیماری ویلسون، برخی از زیرگروه‌های جمعیتی «به صورت غیرمعمولی» به سمیت Cu حساس هستند. نوزادان و کودکان زیر یک سال، در

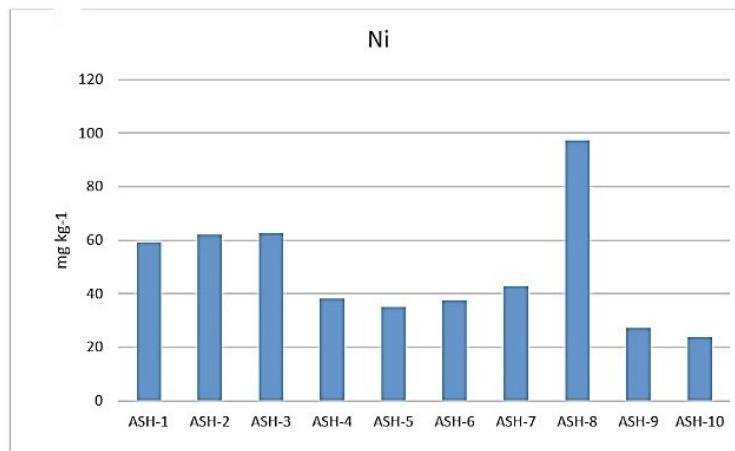


شکل ۶. میزان عنصر مس در نمونه خاک منطقه

Fig. 6. Copper content in soil samples in the region

بگذارد. ویژگی‌های اصلی خاک، عمدتاً از طریق تأثیر بر فرآیندهای نگهداری و آزادسازی فلزها، آثار سمی نیکل بر فعالیت‌های میکروبی خاک را متعادل می‌کنند. به‌طور کلی دسترسی/سمیت Ni در خاک‌ها، بستگی به منشأ زمین‌شیمیایی این فلز و ویژگی‌های خاک مثل pH، مواد آلی، مقدار رس، CEC و Eh دارد (رونی و همکاران، ۲۰۰۷). میزان نیکل در دو نمونه خاک غیرآلوده مورد مطالعه، $23/61$ و $62/23 \text{ mg kg}^{-1}$ می‌باشد، در حالی که خاک‌های آلوده بین $35/15 \text{ mg kg}^{-1}$ تا $97/4 \text{ mg kg}^{-1}$ نیکل را دارا می‌باشند (جدول ۱ و شکل ۷). تمرکز به نسبت بالای نیکل در خاک غیرآلوده (نمونه ASH-2) می‌تواند ناشی از منشأ زمین‌زاد و حضور کانی‌های فرومنین در ترکیب آن‌ها باشد. با دقت در ترکیب این نمونه می‌توان دریافت که میزان کروم در این نمونه نیز بالاتر از سایر نمونه‌ها است.

نیکل: منابع اصلی ورود نیکل به خاک‌های کشاورزی، رسوب اتمسفری کود دامی و کودهای فسفات می‌باشد. در مقایسه با فلزات دیگر، تمایل یون‌های Ni^{2+} برای مواد معدنی خاک، عموماً از Cu^{2+} و Zn^{2+} کمتر است. به نظر می‌رسد که مهم‌ترین فاکتور اثرگذار بر رفتار Ni در خاک‌ها، pH باشد؛ و ویژگی‌هایی مثل مقدار رس و اکسیدهای Fe و Mn خاک‌ها، در درجه دوم اهمیت قرار دارند (لوو و همکاران، ۲۰۰۹). فلز نیکل با میانگین شاخص سرطانزایی $9/3 \times 10^{-3}$ در کودکان و $1/0 \times 10^{-3}$ در بزرگسالان از مسیر بلع، دارای بیشترین ریسک سرطانزایی در بین فلزات است (محمدی‌راد و فرقانی، ۱۴۰۳). آلوده شدن خاک با Ni، دارای اثر بالقوه منفی بر گیاهان، میکروارگانیسم‌ها و جانوران می‌باشد. غلظت‌های بالای Ni در خاک نیز مانند فلزات کمیاب و بالقوه سمی دیگر، می‌تواند بر ساختار و عملکرد اجتماع میکروبی خاک اثر

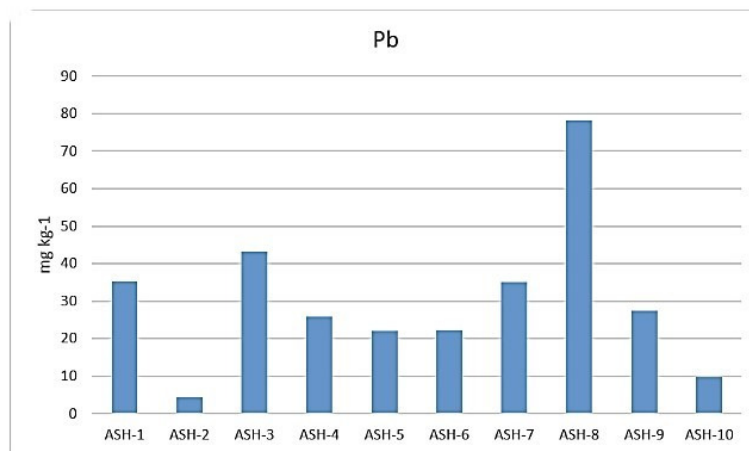


شکل ۷. میزان عنصر نیکل در نمونه خاک منطقه

Fig. 7. Nickel content in soil samples in the region

نمونه ASH-8 دارای بیشترین میزان سرب در خاک‌های آلوده است و پس از آن ASH-3 و ASH-9 قرار می‌گیرد (شکل ۸). میزان سرب در نمونه ASH-8 به بالاتر از حد مجاز تعیین شده از جانب سازمان محیط زیست برای خاک‌های کشاورزی (75 mg kg^{-1}) رسیده است. TOC و pH محیط یکی از جمله عوامل اساسی در گونه‌زایی، تحرک، واکنش و دسترس‌پذیری زیستی عناصر بالقوه سمی محسوب می‌گردد (به عنوان مثال هودا، ۲۰۱۰). در بخش‌های پیش و در هنگام معرفی و ارائه داده‌های عناصر بالقوه سمی خاک‌های منطقه مورد مطالعه نیز بارها به اهمیت pH اشاره شده است. همان‌طور که در جدول ۱ نشان داده شده است، تمام خاک‌های منطقه دارای pH بالای هفت (تا حدودی قلیایی) بوده و دامنه تغییرات TOC محدود می‌باشد. میزان pH در خاک‌های مورد مطالعه، از $7/15$ تا $8/74$ تغییر می‌کند. با دقت در این داده‌ها می‌توان دریافت که نمونه ASH-2، قلیایی‌ترین نمونه بوده که در حقیقت خاک غیرآلوده برداشت شده از مناطق غیرکشاورزی می‌باشد. نمونه ASH-10 که خاک غیرآلوده از مناطق کشاورزی (در قسمت‌های کوددهی نشده) جمع‌آوری شده، دارای pH کمی کمتر از ASH-2 می‌باشد. میزان pH در خاک‌ها آلوده (کشاورزی) به تدریج کاهش می‌یابد تا اینکه در نمونه ASH-8 به کمترین مقدار ($7/15$) می‌رسد. با بررسی ارتباط بین اسیدیته و غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های مورد مطالعه، می‌توان دریافت که علیرغم تغییرات محدود، رابطه معنی‌داری بین pH و تمرکز عناصر بالقوه سمی وجود دارد.

سرب: عموماً سرب یک عنصر ضروری برای انسان یا جانوران در نظر گرفته نمی‌شود. سرب زیست‌محیطی، عمدتاً از هوا ناشی می‌شود، اما به‌صورت غبار به خاک، آب و گیاهان باز می‌گردد و مخصوصاً برای دام چرنده می‌تواند یک خطر باشد. در حالی که حضور آلاینده‌های عناصر بالقوه سمی در خاک خطرات جدی را برای محیط زیست و سلامت انسان ایجاد می‌کنند، خصوصیات منحصر به فرد سرب مانند سمیت، پایداری آن در سیستم به دلیل ماهیت عدم تجزیه‌پذیری زیستی و اثرات مضر آن بر رشد سیستم عصبی انسان، آلودگی خاک به سرب به یک نگرانی ویژه تبدیل شده است (هاگی و همکاران، ۲۰۲۱). عمده شواهد بیانگر این هست که سرب محلول خاک، منبع اصلی برای جذب گیاهی است و تعادل پویایی بین محلول خاک و حوضچه‌های «قابل تبادل‌تر» یا «ناپایدارتر» سرب در ماتریس خاک، وجود دارد. بعضی مطالعات اولیه نشان می‌دهد که ظاهراً Pb، به‌صورت طبیعی، در افق‌های سطحی خاک آلوده نشده، انباشته می‌شود و مانند Cu، تنها نسبت کوچکی از Pb کل موجود در خاک، قابل دسترس‌پذیری زیستی است؛ هرچند که افزایش خصلت اسیدی، انحلال Pb را زیاد می‌کند، اما معمولاً متحرک شدن، با نرخ آهسته‌تری از نرخ انباشت Pb در لایه غنی از مواد آلی صورت می‌پذیرد (لوونماکی و همکاران، ۲۰۰۶). تأثیر کودهای شیمیایی بر میزان سرب در خاک‌های مورد مطالعه کاملاً مشهود است. میزان Pb در خاک‌های غیرآلوده کمتر از 10 mg kg^{-1} است، ولی در خاک‌های آلوده به حدود 80 mg kg^{-1} افزایش می‌یابد (جدول ۱).



شکل ۸. میزان عنصر سرب در نمونه خاک منطقه

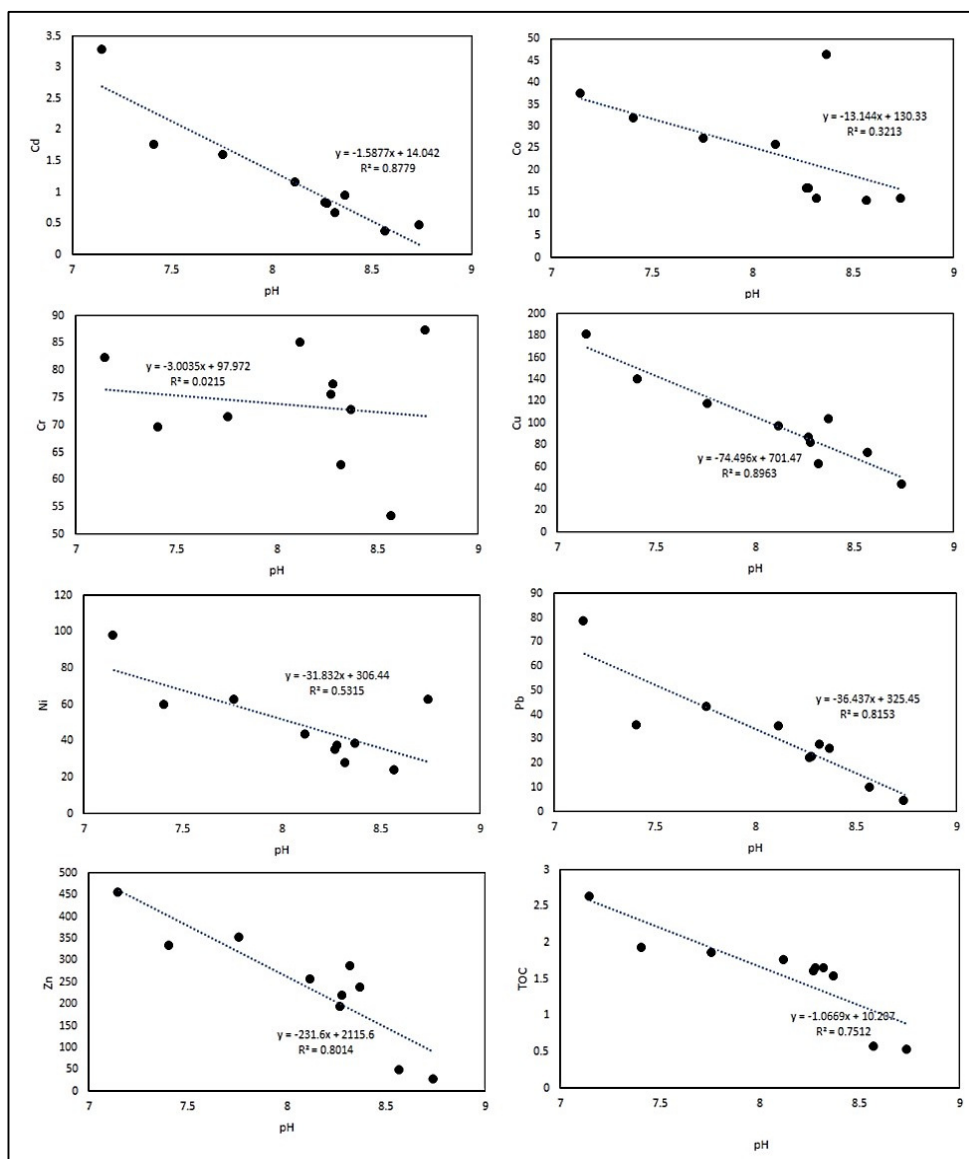
Fig. 8. The amount of lead in the soil sample of the region

جدول برمی‌آید، میزان دسترس‌پذیری زیستی عناصر بالقوه سمی (میزان استخراج شده به روش DTPA) برای همه عناصر اندازه‌گیری شده در این مطالعه، در خاک‌های آلوده به‌طور مشخص بالاتر از خاک‌های غیرآلوده (نمونه‌های ASH-2 و ASH-10) می‌باشد. دسترس‌پذیری زیستی عناصر در نمونه‌های خاک را می‌توان از درصد میزان استخراج شده آن عنصر در روش DTPA به غلظت عنصر در کل خاک بدست آورد. محاسبه این درصد (جدول ۴) مشخص می‌سازد که علاوه بر استخراج‌پذیری، دسترس‌پذیری زیستی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های آلوده نیز بیشتر از نمونه‌های غیرآلوده می‌باشد.

بخش قابل استخراج در روش DTPA برای کادمیم در خاک‌های غیرآلوده حدود ۲۰٪ غلظت آن در کل خاک است؛ ولی این میزان در خاک‌های غیرآلوده به نزدیک ۶۰٪ نیز می‌رسد. دسترس‌پذیری سایر عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آلوده نیز به بیش از ۲ برابر خاک‌های غیرآلوده افزایش یافته که میزان افزایش در فلزات مختلف متفاوت است. به عنوان مثال، دسترس‌پذیری کبالت در خاک‌های آلوده بین ۳۸ تا ۴۹ درصد تغییر می‌کند؛ حال آنکه دسترس‌پذیری کروم در این خاک‌ها از ۱۹ تا ۲۵ درصد متغیر است. تغییرات افزایش دسترس‌پذیری عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های مختلف نیز متفاوت است. بالاترین میزان دسترس‌پذیری زیستی عناصر Cd، Co و Zn در نمونه ASH-1 مشاهده می‌شود، درحالی‌که نمونه ASH-8 بیشترین مقادیر دسترس‌پذیری زیستی عناصر بالقوه سمی Cu، Cr، Ni و Pb را دارا می‌باشد.

در منطقه مورد مطالعه، نمونه‌های غیرآلوده به تبع عدم کشت و عدم استفاده از کود، دارای مواد آلی کم (حدود ۰/۵٪) هستند؛ در حالی‌که میزان ماده آلی در خاک‌های آلوده بین ۱/۵ تا ۲/۶ درصد می‌باشد (جدول ۱). از دیدگاه کلی در خاک‌های آلوده منطقه با افزایش میزان ماده آلی، غلظت عناصر بالقوه سمی افزایش می‌یابد و نمونه ASH-8 که دارای بیشترین TOC می‌باشد، بالاترین مقادیر فلزات را نیز دارا است. روند تغییرات pH و TOC در نمونه‌های مورد مطالعه، تقریباً عکس یکدیگر می‌باشد، به‌طوری‌که با کاهش pH، TOC افزایش می‌یابد. (شکل‌های ۹ و ۱۰). آلودگی فلزات سنگین یکی از چالش‌های زیست‌محیطی است که طی سال‌ها به دلیل تأثیرات منفی مرتبط با اکوسیستم سیستم و سلامت انسان مورد توجه قرار گرفته است (انگول جیم و فانتک، ۲۰۱۷). عناصر بالقوه سمی به‌دلیل سمیت، توزیع گسترده و تجمع زیستی در زنجیره غذایی خطرناک می‌باشند (پو و همکاران، ۲۰۱۹). دسترس‌پذیری زیستی، نسبتی از کل فلزات در خاک است که می‌تواند وارد سیستم بدن گیاهان و موجودات شود.

برای بررسی میزان عناصر بالقوه سمی در خاک‌های سطحی اشکدر از روش DTPA (دی اتیلن تری امین پنتا استیک اسید) استفاده شد. مطالعات مختلف نشان داد که DTPA از نظر ثنوری، کاربردی و عملی می‌تواند معیاری مناسب برای تعیین میزان دسترس‌پذیری عناصر بالقوه سمی در خاک باشد (کوانتین و همکاران، ۲۰۰۸؛ مظهري و همکاران، ۲۰۱۷). نتایج تجزیه DTPA برای نمونه‌های مورد مطالعه در جدول ۳ ارائه شده است. همان‌گونه که از داده‌های این



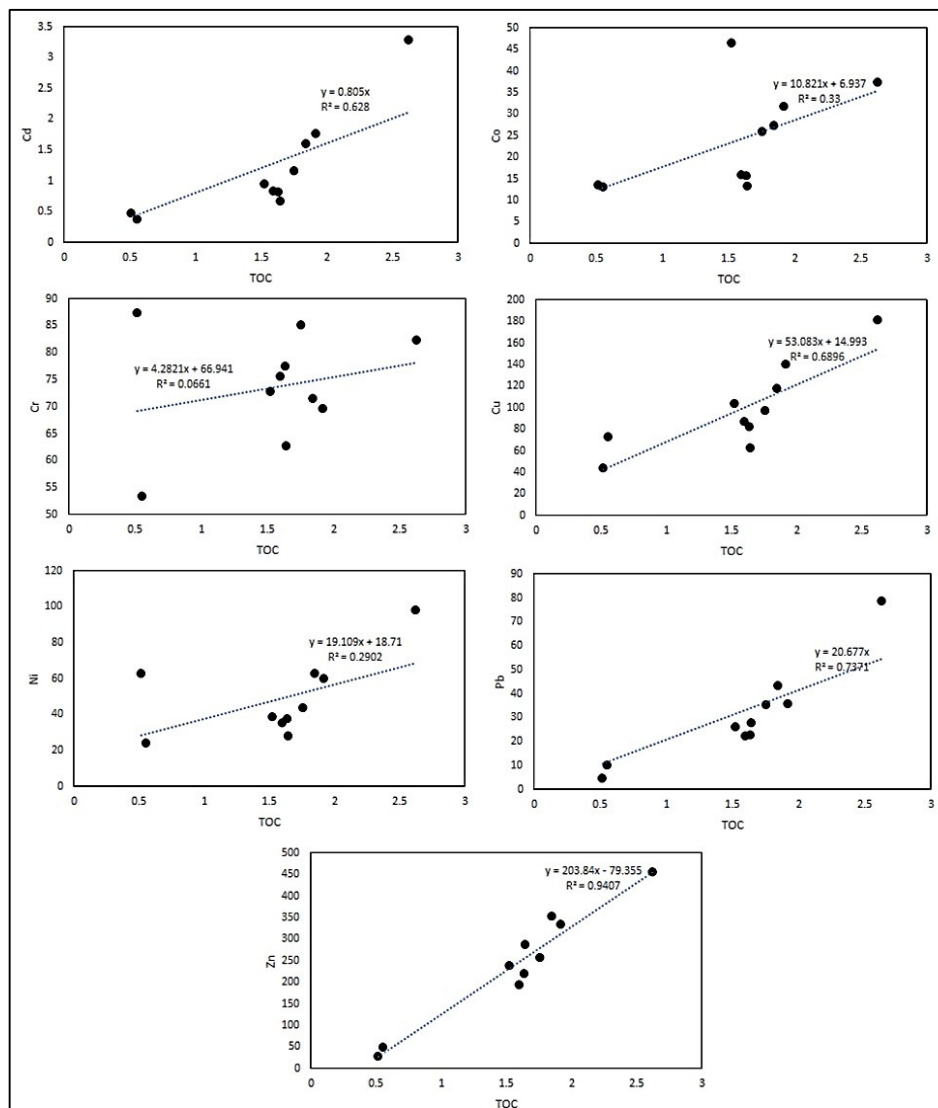
شکل ۹. ارتباط pH با غلظت عناصر بالقوه سمی (بر حسب mg kg^{-1}) و TOC (بر حسب درصد) در خاک‌های مورد مطالعه

Fig. 9. Relationship between pH and potentially toxic elements concentrations (in mg kg^{-1}) and TOC (in percent) in the studied soils

جدول ۳. میزان عناصر بالقوه سمی استخراج شده به روش DTPA و دسترس‌پذیری زیستی در نمونه خاک‌های مورد مطالعه

Table 3. Amount of Potentially toxic elements extracted by DTPA method and bioavailability in the studied soil samples

Sample	ASH-1	ASH-2	ASH-3	ASH-4	ASH-5	ASH-6	ASH-7	ASH-8	ASH-9	ASH-10
Cd _{DTPA}	1.03	0.11	0.85	0.41	0.35	0.35	0.59	1.57	0.29	0.10
Co _{DTPA}	15.54	2.67	11.66	19.15	7.15	6.28	10.60	16.87	5.13	2.62
Cr _{DTPA}	17.05	7.62	19.80	16.03	15.29	14.60	19.95	25.71	12.06	5.13
Cu _{DTPA}	64.23	12.53	56.75	47.63	38.20	37.55	49.12	95.74	27.98	23.82
Ni _{DTPA}	24.80	9.32	29.35	16.30	11.14	13.41	17.96	49.80	9.37	3.64
Pb _{DTPA}	18.64	1.10	23.90	13.73	11.70	11.63	17.25	50.59	13.17	2.66
Zn _{DTPA}	195.31	9.17	203.92	135.18	101.25	114.02	129.87	251.84	148.17	16.52
Cd _{DTPA} %	58.86	23.40	53.46	43.62	42.17	43.21	51.30	48.01	43.94	27.78
Co _{DTPA} %	49.05	20.09	42.88	41.35	45.77	40.33	41.25	45.23	38.72	20.28
Cr _{DTPA} %	24.51	8.73	27.75	22.09	20.25	18.89	23.46	31.30	19.28	9.65
Cu _{DTPA} %	46.17	29.07	48.63	46.21	44.35	45.84	50.94	53.00	45.50	32.81
Ni _{DTPA} %	41.78	14.98	46.91	42.73	31.68	35.83	41.69	51.13	34.26	15.42
Pb _{DTPA} %	52.85	25.40	55.41	53.01	52.77	52.32	49.22	64.73	47.93	27.28
Zn _{DTPA} %	58.80	35.03	57.97	57.08	52.37	52.51	50.81	55.55	51.96	35.12



شکل ۱۰. دیاگرام‌های دوتایی نشان‌دهنده ارتباط بین TOC (بر حسب درصد) و غلظت عناصر بالقوه سمی (بر حسب mg kg^{-1}) در خاک‌های مورد مطالعه

Fig. 10. Binary diagrams showing the relationship between TOC (in percent) and potentially toxic elements concentrations (in mg kg^{-1}) in the studied soils.

از نظر کادمیوم در رده دوم (غیرآلوده تا آلودگی متوسط) قرار می‌گیرند. شاخص زمین‌انباشت عناصر Cr و Ni برای تمام نمونه‌های غیرآلوده نیز در رده اول (خاک‌های غیرآلوده) جای می‌گیرد (جدول ۴). برای عنصر Co نیز به جز نمونه ASH-4 که در رده دوم دسته‌بندی می‌شود، سایر نمونه‌ها غیرآلوده هستند. نمونه ASH-8 از نظر شاخص زمین‌انباشت عنصر مس آلودگی متوسط داشته، اما سایر نمونه‌ها در رده اول و دوم طبقه‌بندی می‌شوند. این نمونه از نظر سرب و روی، آلودگی متوسط تا زیاد (رده چهارم) را نشان می‌دهد، حال آنکه سایر نمونه‌های آلوده در رده‌های دوم و سوم قرار می‌گیرند.

شاخص زمین‌انباشت: شاخص زمین‌انباشت توسط مولر در سال ۱۹۶۹ به منظور ارزیابی سطح آلودگی رسوبات پیشنهاد شد و سپس توسط محققان مختلف برای ارزیابی میزان آلودگی عناصر بالقوه سمی در رسوبات رودخانه‌ای استفاده گردید (بانات و همکاران، ۲۰۰۵). شاخص زمین‌انباشت برای نمونه خاک‌های مورد مطالعه در جدول ۴ محاسبه شده است. از آنجا که غلظت زمینه در منطقه مورد مطالعه تعیین نشده، برای محاسبه شاخص زمین‌انباشت از متوسط پوسته به عنوان غلظت زمینه مورد استفاده قرار گرفت. همان‌گونه که در نتایج این جدول مشاهده می‌شود، دو نمونه خاک غیرآلوده (ASH-10 و ASH-2) در همه فلزات به جز کادمیوم در رده غیرآلوده و

جدول ۴. محاسبه شاخص زمین‌انباشت برای نمونه خاک‌های مورد مطالعه

Table 4. Calculating the earth accumulation index for the studied soil samples

Sample	ASH-1	ASH-2	ASH-3	ASH-4	ASH-5	ASH-6	ASH-7	ASH-8	ASH-9	ASH-10
I _{geo} Cd	2.54	0.65	2.41	1.65	1.47	1.43	1.94	3.45	1.14	0.26
I _{geo} Co	-0.24	-1.50	-0.46	0.30	-1.26	-1.27	-0.55	-0.01	-1.50	-1.54
I _{geo} Cr	-1.11	-0.78	-1.07	-1.05	-0.99	-0.96	-0.82	-0.87	-1.26	-1.50
I _{geo} Cu	0.75	-0.94	0.50	0.32	0.06	-0.01	0.22	1.13	-0.42	-0.18
I _{geo} Ni	-0.92	-0.85	-0.85	-1.56	-1.68	-1.59	-1.38	-0.21	-2.04	-2.25
I _{geo} Pb	0.91	-2.11	1.20	0.47	0.24	0.25	0.90	2.06	0.55	-0.94
I _{geo} Zn	1.66	-2.00	1.74	1.17	0.88	1.05	1.28	2.11	1.44	-1.16

۴- نتیجه‌گیری

در خاک‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که به جزء سرب در نمونه ASH-8، غلظت عناصر بالقوه سمی پایین‌تر از حد مجاز استانداردهای ملی می‌باشد. با این وجود، افزایش قابل‌ملاحظه تمرکز عناصر بالقوه سمی در خاک‌های آلوده موجب افزایش معیارهای سنجش آلودگی همچون شاخص زمین‌انباشت شده است.

References

- Bahrani, S., Ebadi, T., Ehsani, H., Yousefi, H., and Maknoon, R. (2016) Modeling landfill site selection by multi-criteria decision making and fuzzy functions in GIS, case study: Shabestar, Iran. *Environmental Earth*.
- Banat, K. M., Howari, F. M., Al-Hamad, A. A. (2005) Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks: *Environ Res*, 97: 258–273.
- Cellura, M., Longo, S., and Mistretta, M. (2012) Life cycle assessment (LCA) of protected crops: An Italian case study. *J. Clean, Prod*, 28: 56-62.
- Chen, R., Han, L., Liu, Z., Zhao, Y. Li, R., Xia, L., Fan, Y. (2022) Assessment of Soil-Heavy Metal Pollution and the Health Risks in a Mining Area from Southern Shaanxi Province, China. *Toxics*, 10: 385-395.
- Fazelvalipour, M. E. (1401) Investigation of Heavy metals contamination and their origin in soil region JafarAbad, southwest of Kashmar, Khorasan Razavi provinc, *New Findings in Applied Geology*, 16 (32): 125-138 (in Persian).
- Gaetke, L. M., Chow, C. K. (2003) Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients; *Toxicology*, 189: 147–163.
- Gal, J., Hursthouse, A., Tatner, P., Stewart, F., Welton, R. (2008) Cobalt and secondary poisoning in the terrestrial food chain: data review and research gaps to support risk assessment; *Environ. Int*, 34: 821–838.
- Ghanei Ardakani, J. and Rezaei Sadrabadi, H. (1400) Investigation of lead and nickel contamination in the soil of greenhouses in Ashkzar, Yazd, 13th National Geology Conference of Payam Noor University, July 13-14, 1400, Karaj Center (in Persian).

کاربرد کودهای شیمیایی در کشاورزی به‌عنوان یکی از مهمترین آلاینده‌ها، باعث آلودگی خاک، آب و صدمه به محیط زیست و به خطر انداختن سلامت انسان می‌شود. تأثیر منفی حشره‌کش‌ها، قارچ‌کش‌ها و علف‌کش‌ها بر روی محیط‌زیست کاملاً به اثبات رسیده و اثرات پسمانده آفت‌کش‌ها در زنجیره غذایی، نظام‌های پایدار زندگی را در بسیاری از مناطق دنیا به خطر انداخته است. به همین دلیل، در چند سال اخیر روند افزایشی مصرف آفت‌کش‌ها در کشورهای توسعه یافته متوقف شده، ولی در بیشتر کشورهای در حال توسعه از جمله کشور ما هنوز علاقمندی به استفاده زیادتر از این مواد وجود دارد.

اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمی (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb و Zn) در خاک‌های آلوده و غیرآلوده به کودهای کشاورزی در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که فعالیت‌های کشاورزی موجب افزایش غلظت این عناصر در خاک‌ها شده است. با این حال، توزیع همه عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک یکسان صورت نگرفته است، به‌طوری‌که غلظت برخی فلزات مثل نیکل و کروم در خاک‌های غیرآلوده تقریباً مشابه با نمونه‌های آلوده می‌باشد. البته، بررسی نتایج میزان دسترسی و دسترسی‌پذیری زیستی عناصر با استفاده از روش DTPA نشان می‌دهد که با توجه به افزایش قابل‌توجه این مقادیر در نمونه‌های آلوده، استفاده از کودهای شیمیایی جذب تمام عناصر را در خاک‌های آلوده افزایش داده است، ولی با توجه به منشأ زمین‌زاد برخی عناصر همچون نیکل و کروم، این تفاوت در غلظت کلی خاک‌ها به‌خوبی نمایان نشده است. فعالیت‌های کشاورزی و کوددهی خاک‌ها همچنین موجب افزایش ماده آلی و کاهش pH در نمونه‌های آلوده شده است. ارزیابی زیست‌محیطی داده‌های عناصر بالقوه سمی

- Haque, M., K. Biswas and Sinha, S. N. (2021) Phytoremediation strategies of some plants under heavy metal stress. *Plant Stress Physiology*; Akbar, H., Ed, Eds., IntechOpen: London, UK, 243.
- Hart, J. J., Welch, R. M., Norvell, W. A., Kochian, L. V. (2002) Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings; *Physiol. Plant*, 116: 73–78.
- Hong – Bo, sh., Xian- Yan, ch., Xi-Ning, Zh., Gang, W., Yong- Bing, Y., Chang- Xing, Zh., and Zan-Min, H. (2006) Investigation on the relationship of prolife with wheat anti-drought under soil water deficits, *Colloids and Surfaces B: Bio interfaces*, 53: 113-119.
- Hooda, P. S. (2010) Trace elements in soils, Wiley publication. 596p.
- Hooda, P. S., Alloway, B. J. (1996) The effects of liming on heavy metal concentrations in wheat, carrots and spinach grown on previously sludge-amended soils; *J. Agric. Sci*, 127: 289–294.
- Iran Environmental Protection Organization (1395) Soil Resources Quality Standards and Guidelines, Deputy for Human Environment, Soil and Water Office.
- Karami, E., Mansoorabadi, A. (2008) Sustainable agricultural attitudes and behaviors: a gender analysis of Iranian farmers, *Journal of Environment, Development and Sustainability*, 10: 883-898.
- Khoshnevisan, B., Rafiei, S., Omid, M., Keyhani, A., and Movahedi, M. (2013) Assessing of energy indices and environmental impacts of potato production (Case study: Fereydoonshahr region, Isfahan province). *Iran, J. Biosyst. Eng*, 44 (1): 57-66. (in Persian with English Summary).
- Levonmaäki, M., Hartikainen, H., Kairesalo, T. (2006) Effect of organic amendment and plant roots on the solubility and mobilization of lead in soils at a shooting range; *J. Environ. Qual*, 35: 1026–1031.
- Lindsay, L., Norvell, W. A. (1978) Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3): 421–428.
- Liroff, R. A. (2000) Balancing risks of DDT and malaria in the global POPs treaty. *Pesticide Safety News* 4:3.
- Luo, L., Ma, Y. B., Zhang, S. Z., Wei, D. P., Zhu, Y. G. (2009) An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in China; *J. Environ. Manage*.
- Mazhari, S. A., Sharifian Attar, R., Haghighi, F. (2017) Heavy metals concentration and availability of different soils in Sabzevar area, NE of Iran. *Journal of African Earth Sciences* 134: 106-112.
- Mico, C., Peris, M., Sanchez, J., Recatala, L. (2006) Heavy metal content of agricultural soils in a Mediterranean emiarid area: the segura River Valley (Alicante, Spain), *Journal of Agricultural Research*, 4(4): 363 –372.
- Mohammadi Rad, R. and Forghani Tehrani, G. (1403) Assessment of soils pollution in suburb of Gorgan city to heavy metals and microplastics, *New Findings in Applied Geology*, 18(36): 61-82 (in Persian).
- Ngole-Jeme, V. M. and Fantke, P. (2017) Ecological and human health risks associated with abandoned gold mine tailings contaminated soil, *PLOS ONE* 21, 12(2).
- Pu, W., J. Sun, F. Zhang, X. Wen, W. Liu and Huang, C. (2019) Effects of copper mining on heavy metal contamination in a rice agrosystem in the Xiaojiang River Basin, southwest China, *Acta Geochimica*, 38(5): 753-773.
- Quantin, C., Ettler, V., Garnier, J., Sebec, O. (2008) Sources and extractibility of chromium and nickel in soil profiles developed on Czech serpentinites, *Comptes Rendus Geosci*, 34: 872-882.
- Rooney, C. P., Zhao, F. J., McGrath, S. P. (2007) Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation, *Environ. Pollut*, 145: 596–605.
- Shahvardi, F. and Gheshlaghi, A. (1403) An assessment on metal pollution in soils and native plants in Foromad mining area (East Meyamey, Semnan province), *New Findings in Applied Geology*, 18 (36): 227-246 (in Persian).
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., Avudainayagam, S. (2005) Chromium toxicity in plants, *Environ. Int*, 31: 739–753.
- Smith, K. A., Paterson, J. E., Manganese and cobalt, in: B. J. Alloway, (ed.), (1995) *Heavy Metals in Soils*, 2nd edn; Blackie Academic & Professional, London. Chapter, 10: 225–244.
- Wuana, R. A., Okieimen, F. E. (2011) Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Journal of International Scholarly Research Network Ecology*, 402647, 200 pp.
- Yang, L. G., Zhu, H., Pan, P., Shi, J., Li, Y., Liu and Tong, H. (2017) Surface dust heavy metal in the major cities of China. *Earth Science*, 76: 1-14.