



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

مقاله پژوهشی

ارزیابی سطح آلودگی و ریسک بهداشتی برخی عناصر جزیی در زمین‌های کشاورزی اطراف تهران

سارا غیور، عباس رضایی، محسن حیدری*

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

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: زمین‌های کشاورزی اطراف تهران به دلیل مجاورت با منابع آلودگی ممکن است به انواع آلاینده‌ها آلوده شوند و لازم است این آلودگی مورد بررسی قرار گیرد. بنابراین، اهداف این مطالعه تعیین سطح آلودگی برخی عناصر جزئی در خاک کشاورزی اطراف تهران و ارزیابی ریسک بهداشتی مربوطه بودند.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۱/۱۶
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۲/۰۳/۰۱
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۳/۰۶
تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۰۳/۲۹

روش بررسی: در این مطالعه ۴۳ نمونه خاک از زمین‌های کشاورزی اطراف تهران جمع آوری شد. نمونه‌ها آماده سازی و هضم اسیدی شدند و غلظت‌های وانادیوم، لیتیموم، لانتانیوم، مولیبدن و آنتیموان با ICP-OES سنجش شد. براساس غلظت‌های عناصر در خاک، شاخص‌های آلودگی و ریسک غیرسرطانزایی (میتنی بر شبیه سازی مونت کارلو) ارزیابی شدند.

یافته‌ها: از بین عناصر مورد مطالعه، وانادیوم (131 mg/kg) دارای بالاترین غلظت بود و به دنبال آن لانتانیوم < لیتیموم < آنتیموان < مولیبدن قرار داشتند. مقادیر شاخص زمین انباشتگی (I_{geo}) و فاکتور غنی شدگی (EF) به ترتیب در محدوده $1/9$ تا $0/8$ و $0/5$ تا $3/1$ بودند. مقادیر شاخص آلودگی جامع نمره (NIFI) در محدوده $1/3$ تا $2/0$ بودند. مقدار شاخص ریسک غیرسرطانزایی برای لیتیموم، مولیبدن، آنتیموان و وانادیوم ناچیز، اما برای لانتانیوم فراتر از حد آستانه بود.

واژگان کلیدی: آلودگی خاک، عناصر جزیی، ریسک بهداشتی، زمین‌های کشاورزی، تهران

نتیجه‌گیری: این مطالعه نشان داد که زمین‌های کشاورزی اطراف تهران به میزان کم تا متوسط به عناصر جزیی آلوده هستند. با این حال، ریسک غیرسرطانزای غیرقابل قبولی برای لانتانیوم موجود در خاک کشاورزی برآورد شد. بنابراین، لازم است آلودگی لانتانیوم در خاک‌های کشاورزی اطراف تهران بطور ویژه مورد توجه قرار گیرد.

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

moheidari@modares.ac.ir

Please cite this article as: Ghayour S, Rezaee A, Heidari M. Assessment of pollution level and health risk of some trace elements in agricultural lands around Tehran. Iranian Journal of Health and Environment. 2023;16(1):69-84.



مقدمه

خاک‌های کشاورزی از منابع طبیعی بسیار حیاتی در تمام جوامع هستند، چراکه آنها بستر اصلی تولید مواد غذایی بوده و با فراهم آوردن بستری جهت پرورش گیاهان شرایط را برای تولید مواد غذایی مورد نیاز جهت بقای نسل انسان و موجودات زنده فراهم می‌کنند (۱). متأسفانه خاک‌های کشاورزی در معرض انواع مواد آلاینده قرار دارند و لذا ممکن است به این مواد آلوده شوند و این آلودگی در نهایت به زنجیره غذایی منتقل شود. صنعتی شدن و شهرنشینی جوامع بار زیادی بر محیط‌های مختلف بخصوص خاک وارد می‌کند، بطوریکه فعالیت‌های انسانی مانند معدنکاری، تغییر کاربری زمین‌ها و استفاده از مواد شیمیایی در کشاورزی باعث تغییر خواص فیزیکوشیمیایی و افزایش غلظت برخی از آلاینده‌ها شده است (۲، ۳).

عناصر مغذی ضروری و عناصر موجود در مواد غذایی از راه خاک وارد شبکه غذایی می‌شوند. عناصر جزئی به طور طبیعی در خاک یافت می‌شوند، اما فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی می‌تواند به غلظت آنها در خاک بیفزاید. از شاخص‌های مختلفی می‌توان به منظور نظارت بر تنوع طبیعی در ترکیب خاک، احتمال آلودگی انسانی و خطرات بهداشتی سمی مرتبط با آلودگی خاک استفاده نمود. غلظت طبیعی عناصر بالقوه سمی در خاک معمولاً کم است، مگر در مورد خاک‌هایی که از سنگ‌های کانه دار تشکیل شده‌اند. با این حال، مقدار عناصر جزئی خاک‌ها ممکن است در اثر فعالیت انسانی به شدت افزایش یابد. این نوع آلودگی نه تنها حاصلخیزی و ظرفیت تولیدی خاک از دست می‌رود، بلکه اثرات منفی زیست محیطی، اجتماعی و اقتصادی را نیز به همراه دارد (۲، ۴).

از بین عناصر کمیاب خاک، عنصر آنتیموان (Sb) از احتراق زغال سنگ به محیط منتشر می‌شود و به دلیل حلالیت و واکنش پذیری بالا به عنوان یک نگرانی زیست محیطی شناخته می‌شود. عنصر وانادیوم نیز عنصری مرتبط با فرایندهای متالورژی است و اثرات منفی بر سلامت انسان و تولید محصول دارد. مولیبدن (Mo) اضافی در رژیم غذایی انسان نیز با سرطان

معدنه مرتبط است. به طور کلی غلظت، در دسترس بودن و تحرک عناصر جزئی در خاک‌های کشاورزی در نقاط زیادی از جهان، به ویژه در کشورهای در حال توسعه، تا حد زیادی ناشناخته است و به همین دلیل اثرات آنها بر اکوسیستم‌ها به سختی قابل تشخیص است (۵). تاکنون مطالعات متعددی در سطح دنیا آلودگی خاک به انواع عناصر کمیاب گزارش کرده‌اند. Elbehiry و همکاران در مطالعه‌ای بر روی خاک Nile Delta در مصر سطح آنتیموان، استرانسیوم، وانادیوم و مولیبدوم را به ترتیب برابر 0.9 mg/kg ، $66/2 \text{ mg/kg}$ ، $6/1 \text{ mg/kg}$ و 0.2 mg/kg گزارش دادند (۵). در مطالعه‌ای بر روی عناصر جزئی خاک کشاورزی منطقه Bandırma در ترکیه مشخص گردید که آنتیموان برابر 22 mg/kg بود (۶). شهر تهران با جمعیتی بالغ بر $8/7$ میلیون نفر به عنوان پرجمعیت‌ترین شهر ایران از جمله مناطق شهری است که محیط زیست در آن در معرض مقادیر بالایی از انواع آلاینده‌های منتشره از منابع مختلف است. در مبادی ورودی و خروجی تهران بخصوص در جنوب آن علاوه بر تراکم بالای جمعیت، به دلیل رفت و آمد وسایل نقلیه در بزرگراه‌ها ممکن است حجم بالایی از آلاینده‌های جاده‌ای و مرتبط با وسایل نقلیه وارد محیط شود. از سوی دیگر صنایع متعددی از جمله پالایشگاه تهران، شهرک‌های صنعتی، مرکز دفن پسماند، تصفیه خانه جنوب تهران و دیگر منابع آلاینده در جنوب تهران مستقر هستند که ممکن است آلاینده‌های زیادی را در این منطقه وارد محیط کنند (۷-۹). این وضعیت ممکن است باعث شود که خاک‌های کشاورزی به عناصر خطرناک آلوده شود و این آلودگی در نهایت وارد محصولات کشاورزی و رژیم غذایی گردد. با توجه به اینکه بخش عمده سبزیجات مصرفی شهر تهران از مناطق کشاورزی اطراف آن تامین می‌گردد، بنابراین، لازم است توجه ویژه‌ای به این مناطق شود. تاکنون در مطالعات متمرکز بر آلودگی خاک‌های کشاورزی آلودگی به عناصر جزئی مولیبدن، آنتیموان، وانادیوم، لیتیم و لاتانیوم کمتر مورد توجه قرار گرفته است، اما برای این عناصر فاکتورهای سمیت (دوز مرجع)

آن در محلول حاوی اسید کلریدریک و اسید نیتریک مجدد حل شد و حجم آن با استفاده از آب مقطر به ۲۵ mL رسانده شد (۱۲). غلظت عناصر مورد مطالعه شامل مولیبدن، آنتیموان، وانادیوم، لیتیم و لانتانیم به ترتیب با حدود تشخیص ۰/۵ mg/kg، ۰/۵ mg/kg، ۱ mg/kg و ۱ mg/kg در محلول نهایی توسط دستگاه ICP-OES (Optima 5300) سنجیده شد. نمونه‌های کنترلی نیز بر اساس روش مذکور تهیه و مورد آنالیز قرار گرفتند. در حین نمونه برداری و آنالیز نمونه‌ها تلاش گردید از تمیز بودن وسایل نمونه برداری اطمینان حاصل شود. در آزمایشگاه مورد استفاده برای آنالیز نمونه‌ها، نمونه‌های شاهد، تکراری و مرجع مورد استفاده قرار می‌گرفت و براین اساس، این آزمایشگاه دارای سیستم مدیریت کیفی آزمایشگاه مطابق با استاندارد بین المللی ISO 9001:2008 است.

در این مطالعه ارزیابی ریسک به روش احتمالی و مبتنی بر شبیه سازی مونت کارلو با استفاده از نرم افزار Crystal Ball (Oracle, Inc., USA) با تعداد ۱۰۰ هزار بار تکرار انجام گرفت. نتایج حاصل از این شبیه سازی به صورت صدک پنجم، صدک پنجاهم و صدک نود و پنجم ارائه می‌گردد. همچنین، شاخص‌های آماری مرکزی و پراکندگی غلظت در نرم افزار Excel آنالیز شدند و نمودارها در نرم افزار OriginPro (OriginLab Corporation, Northampton, USA) ترسیم شدند.

– شاخص‌های آلودگی

در این مطالعه برای برآورد سطح آلودگی نمونه‌های خاک کشاورزی به عناصر مورد مطالعه از شاخص زمین انباشتگی (I_{geo})، فاکتور غنی شدگی (EF) و شاخص جامع آلودگی نمره (NIPI) محاسبه گردید. شاخص I_{geo} به منظور ارزیابی سطح آلودگی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد و با استفاده از معادله ۱ بدست می‌آید.

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5B_n} \quad (1)$$

ارائه شده است که بیانگر احتمال ریسک این عناصر بر سلامت انسان است (۱۰). براین اساس، هدف این مطالعه تعیین سطح آلودگی خاک‌های کشاورزی اطراف تهران به عناصر جزئی مورد نظر و ارزیابی ریسک بهداشتی مربوطه بود.

مواد و روش‌ها

– منطقه مورد مطالعه، روش نمونه برداری و آنالیز

این مطالعه مقطعی بر روی خاک زمین‌های کشاورزی واقع در جنوب شهر تهران با محدوده جغرافیایی ۵۱ درجه و ۱۶ دقیقه و ۴۰ ثانیه تا ۵۱ درجه و ۳۳ دقیقه و ۱۸ ثانیه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۲۷ دقیقه و ۵۰ ثانیه تا ۳۵ درجه و ۳۷ دقیقه و ۵۳ ثانیه عرض شمالی انجام شد. نمونه برداری در تابستان سال ۱۴۰۱ و بعد از یک دوره بدون بارش با متوسط دما و رطوبت هوای $31^{\circ}C$ و ۲۳ درصد انجام گرفت (www.wunderground.com). با توجه به اینکه در جنوب تهران زمین‌های کشاورزی بطور یکنواختی توزیع نشده اند، لذا امکان ایجاد توزیع یکنواختی از محل‌های نمونه برداری وجود نداشت و البته تلاش شد با انتخاب ۴۳ نقطه و بررسی دقیق موقعیت زمین‌های کشاورزی، توزیع جغرافیایی نسبتاً یکنواختی برای نقاط نمونه برداری ایجاد شود. در این مطالعه، نمونه برداری مطابق رهنمود USEPA به روش مرکب انجام گرفت (۱۱). برای نمونه برداری در هر محل، زیرنمونه‌های خاک از ۳ تا ۵ نقطه از ۱۵ cm فوقانی خاک جمع آوری و سپس مخلوط شدند و در نهایت با استفاده از پاکت‌های پلی اتیلنی به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه ابتدا نمونه‌ها خشک شدند و به کمک الک با مش ۲۰ قطعات چوب و سنگ و شاخ و برگ درختان از آنها جداسازی شدند. نمونه‌های الک شده سپس خردسازی و مجدد با الک با مش ۱۰۰ غربال شدند. برای آماده سازی نمونه‌ها جهت آنالیز، حدود ۱ g از نمونه خاک الک شده با محلول اسیدی حاوی اسید فلوئوریدریک، اسید نیتریک و اسید هیپوکلریک هضم شد و سپس سوسپانسیون هضم شده فیلتر شد. محلول فیلتر شده خشک شد و باقیمانده

غیرآلوده، در آستانه آلودگی، آلودگی کم، آلودگی متوسط و آلودگی بالا است (۱۷).

– ارزیابی ریسک غیرسرطانزایی

در این مطالعه ریسک غیرسرطانزایی منتسب به آلودگی ۵ عنصر جزئی در خاک کشاورزی شامل لانتانیم، لیتیوم، مولیبدن، آنتیموان و وانادیوم مورد ارزیابی قرار گرفت. در ادامه روش‌های ارزیابی ریسک غیرسرطانزایی ارائه می‌گردد. لازم به ذکر است که مسیرهای مواجهه برای ماتریکس‌های مدنظر شامل مسیر گوارشی (ingestion)، مسیر استنشاق خاک (inhalation) و مسیر تماس پوستی (dermal absorption) با خاک می‌شوند. به منظور ارزیابی ریسک غیر سرطانزایی منتسب به عناصر در خاک کشاورزی دوز دریافتی روزانه از هر عنصر محاسبه شد و در نهایت سهم خطر (HQ) و شاخص خطر (HI) محاسبه شدند. مقادیر دوز روزانه دریافتی و متوسط غلظت مواجهه با استفاده از معادلات ۴ تا ۶ محاسبه شدند.

$$ADD_{Ing} = \frac{C \times EF \times RBA \times InR \times ED}{AT \times BW \times 10^6} \quad (4)$$

$$ADD_{Derm} = \frac{C \times SA \times AF \times ABF \times EF \times ED}{AT \times BW \times 10^6} \quad (5)$$

$$EC = \frac{C \times ET \times EF \times ED}{AT \times PEF \times 10^6} \quad (6)$$

در این معادلات ADD_{ing} و ADD_{derm} متوسط دوز روزانه، EC متوسط غلظت مواجهه، EF فرکانس مواجهه، ED مدت زمان مواجهه، C غلظت فلز در نمونه، ET مدت زمان مواجهه در روز، AT زمان متوسط گیری ($ED \times 365$)، InR نرخ بلعیدن خاک (مسیر گوارشی)، BW وزن افراد دارای مواجهه، RBA قابلیت در دسترس پذیری زیستی (بدون بعد)، PEF فاکتور انتشار ذرات (بدون بعد)، SA متوسط سطح پوست بدن انسان و AF فاکتور چسبندگی پوستی هستند (۱۸). در جدول ۱ پارامترهای مورد استفاده برای ارزیابی ریسک ارائه شده‌اند.

در این معادله C_n و B_n به ترتیب غلظت عناصر موجود در هر نمونه و مقدار زمینه هستند. ضریب ۱/۵ به منظور به حداقل رساندن اثر تغییرات احتمالی در مقادیر زمینه در نظر گرفته شده است. سطح آلودگی بر اساس مقادیر I_{geo} کمتر از ۰، ۰ تا ۱، ۱ تا ۲، ۲ تا ۳، ۳ تا ۴، ۴ تا ۵ و بیش از ۵ به ترتیب بصورت غیر آلوده، غیرآلوده تا آلودگی متوسط، آلودگی متوسط، آلودگی متوسط تا زیاد، آلودگی زیاد، آلودگی زیاد تا شدید و آلودگی شدید است (۱۳، ۱۴).

فاکتور غنی شدگی (EF) شاخصی برای بررسی میزان تاثیر منبع انسان ساخت در آلودگی است و با استفاده از معادله ۲ قابل محاسبه است:

$$EF = \frac{(C_n/C_{ref})_{sample}}{(B_n/B_{ref})_{background}} \quad (2)$$

در این معادله C_n ، C_{ref} ، B_n و B_{ref} به ترتیب غلظت عناصر مورد مطالعه در هر نمونه، غلظت زمینه عناصر، غلظت عنصر مرجع در نمونه اصلی و غلظت زمینه عنصر مرجع هستند. در این مطالعه، مطابق برخی مطالعات دیگر آهن به عنوان عنصر مرجع انتخاب شد (۱۵، ۱۶). سطوح غنی شدگی برای مقادیر EF کمتر از ۲، ۲ تا ۵، ۵ تا ۲۰، ۲۰ تا ۴۰ و بیش از ۴۰ به ترتیب برابر غنی شدگی حداقل، متوسط، قابل توجه، زیاد و شدید است (۱۴).

به منظور بدست آوردن شاخص آلودگی تجمعی کل عناصر مورد مطالعه از شاخصی تحت عنوان NIPI استفاده شد که در معادله ۳ ارائه شده است.

$$NIPI = \sqrt{\frac{(PI_{avg})^2 + (PI_{Max})^2}{2}} \quad (3)$$

در اینجا PI شاخص آلودگی هر یک از عناصر است و براساس نسبت بین غلظت آلاینده در نمونه اصلی و مقدار زمینه آن قابل محاسبه است. سطح آلودگی براساس سطوح NIPI کمتر از ۰/۷، ۰/۷ تا ۱، ۱ تا ۲، ۲ تا ۳ و بیش از ۳ به ترتیب بصورت

مرجع از مسیر گوارشی، RfC غلظت مرجع و GIABS نسبت میزان جذب در دستگاه گوارش هستند. مقدار شاخص خطر (HI) منتسب به هر ۳ مسیر مواجهه برای هر فلز از طریق مواجهه با ذرات خاک با استفاده از معادله ۱۰ بدست آمد (۱۹).

$$HI = HQ_{Ing} + HQ_{Inh} + HQ_{Derm} \quad (10)$$

براساس داده‌های USEPA، حد آستانه برای HI و HQ ۱ در نظر گرفته شده است و مقادیر بیشتر از آن غیرقابل قبول است (۱۰).

با توجه به مقادیر دوز متوسط روزانه و مقدار دوز و غلظت مرجع ارائه شده توسط USEPA، مقادیر HQ از هر مسیر مواجهه با استفاده از معادلات ۷ تا ۹ محاسبه شد.

$$HQ_{Ing} = \frac{ADD_{ing}}{RfD} \quad (7)$$

$$HQ_{Inh} = \frac{EC}{RfC} \quad (8)$$

$$HQ_{Derm} = \frac{ADD_{derm}}{RfD \times GIABS} \quad (9)$$

در این معادله، ADD متوسط دوز دریافتی روزانه، RfD دوز

جدول ۱- پارامترهای مورد استفاده در ارزیابی ریسک‌ها و توزیع آنها (۱۰، ۲۰، ۲۱)

پارامتر	واحد	مقدار
IngR	mg/day	۲۰۰ برای کودکان، ۱۰۰ برای بزرگسالان
ED	year	۶ برای کودکان، ۲۴ برای بزرگسالان
BW	kg	توزیع مثلی (۲۶/۱، ۱۵، ۶/۵) برای کودکان، توزیع لگ-نرمال (۶۸ ± ۴/۴) برای بزرگسالان
SA	cm ²	۲۸۰۰ برای کودکان، ۵۷۰۰ برای بزرگسالان
EF	day/year	توزیع مثلی (۳۶۵، ۳۴۵، ۱۸۰)
AT	day	ED×۳۶۵
PEF	m ³ /kg	۱/۳×۱۰ ^۹
AF	mg/cm ² .day	۰/۲ برای کودکان و ۰/۰۷ برای بزرگسالان
ABF	-	۰/۰۰۱
RfD	mg/kg.day	لانتانیموم: ۵×۱۰ ^{-۵} ، لیتیوم: ۲×۱۰ ^{-۳} ، مولیبدن: ۵×۱۰ ^{-۳} ، آنتیموان: ۴×۱۰ ^{-۴} ، وانادیوم: ۵×۱۰ ^{-۳}
RfC	mg/m ³	۲×۱۰ ^{-۳} برای مولیبدن، ۳×۱۰ ^{-۴} برای آنتیموان و ۱×۱۰ ^{-۴} برای وانادیوم
GIABS	-	۱ برای لانتانیموم/لیتیوم/مولیبدن، ۰/۱۵ برای آنتیموان و ۰/۰۲۶ برای وانادیوم

یافته‌ها

_ غلظت عناصر در خاک

نتایج حاصل از سطح غلظت عناصر جزئی مورد مطالعه در خاک‌های کشاورزی اطراف تهران در جدول ۲ ارائه شده است. مطابق این جدول، از بین عناصر مورد مطالعه، بیشترین غلظت برای وانادیوم مشاهده شد (میانگین $64/5 \text{ mg/kg}$) و مولیبدن کمترین غلظت را داشت (میانگین $0/7 \text{ mg/kg}$). همچنین بیشترین ضریب تغییرات مربوط به وانادیوم ($26/2$ درصد) و

کمترین ضریب تغییرات برای لانتانیم بود (10 درصد). در این جدول مقادیر استاندارد عناصر مورد مطالعه در خاک‌های کشاورزی نیز ارائه شده است. مطابق این جدول، سطح عناصر مولیبدن، آنتیموان و وانادیوم در تمام نمونه‌های برداشت شده در حد استاندارد بود. البته، 2 نمونه دارای غلظت‌های بالای 100 mg/kg وانادیوم بودند، اما با توجه به اینکه pH آنها بیش از 7 بود لذا سطح آلودگی آنها به این عنصر همانند تمام نمونه‌های دیگر در محدوده استاندارد قرار داشت (جدول ۲).

جدول ۲- آمار توصیفی غلظت عناصر جزئی در خاک کشاورزی منطقه مورد مطالعه

پارامتر	لانتانیم	لیتیوم	مولیبدن	آنتیموان	وانادیوم
حداقل (mg/kg)	۱۲	۹	۰/۶	۰/۹۵	۴۵
حداکثر (mg/kg)	۱۹	۲۲	۱/۱	۱/۶۶	۱۳۱
میانه (mg/kg)	۱۵	۱۴	۰/۷	۱/۱۵	۶۰
میانگین (mg/kg)	۱۵/۵	۱۴/۸	۰/۷	۱/۱۷	۶۴/۵
انحراف معیار (mg/kg)	۱/۵	۲/۶	۰/۱	۰/۱۳	۱۶/۹
ضریب تغییرات (درصد)	۱۰	۱۷/۶	۱۴/۳	۱۱/۱	۲۶/۲
زمینه (mg/kg) [*]	۳۰	۲۰	۱/۵	۰/۲	۶۰
pH کمتر از ۷			۱۰	۱۰	۱۰۰
استاندارد ایران (mg/kg) ^{**}					
pH بیشتر از ۷			۴۰	۱۰	۲۰۰
تعداد نمونه‌های با غلظت استاندارد (درصد)	-	-	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰

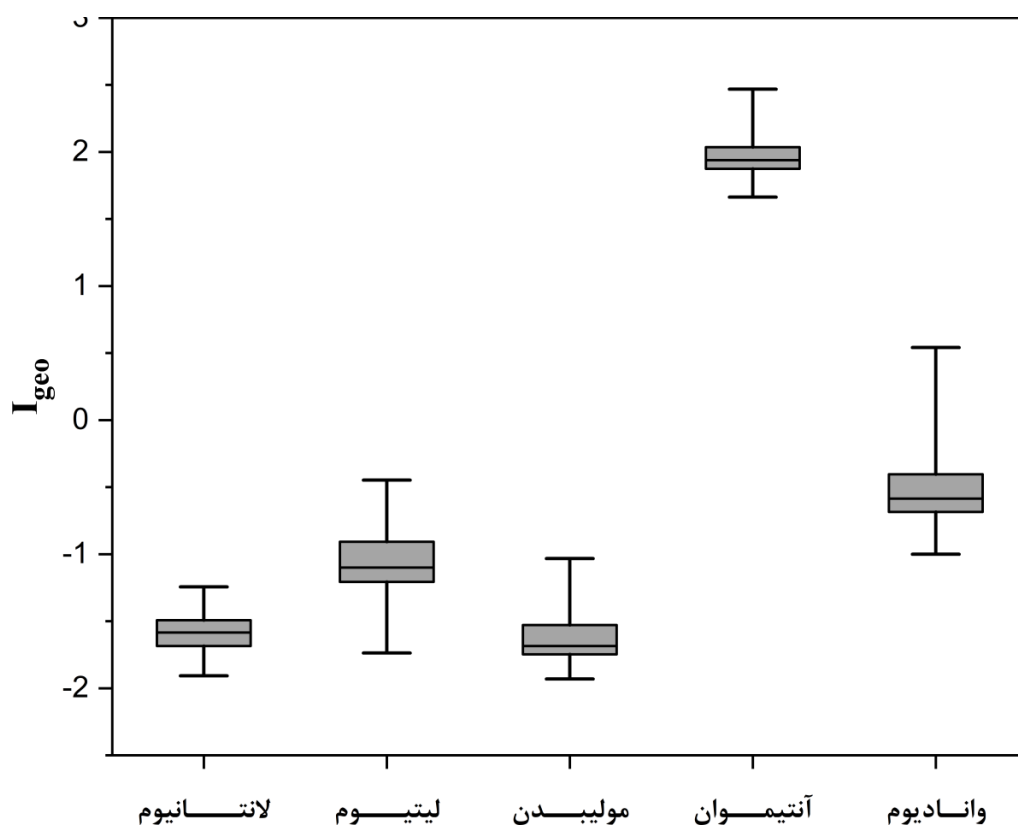
* منبع: (۲۲)

** منبع: (۲۳)

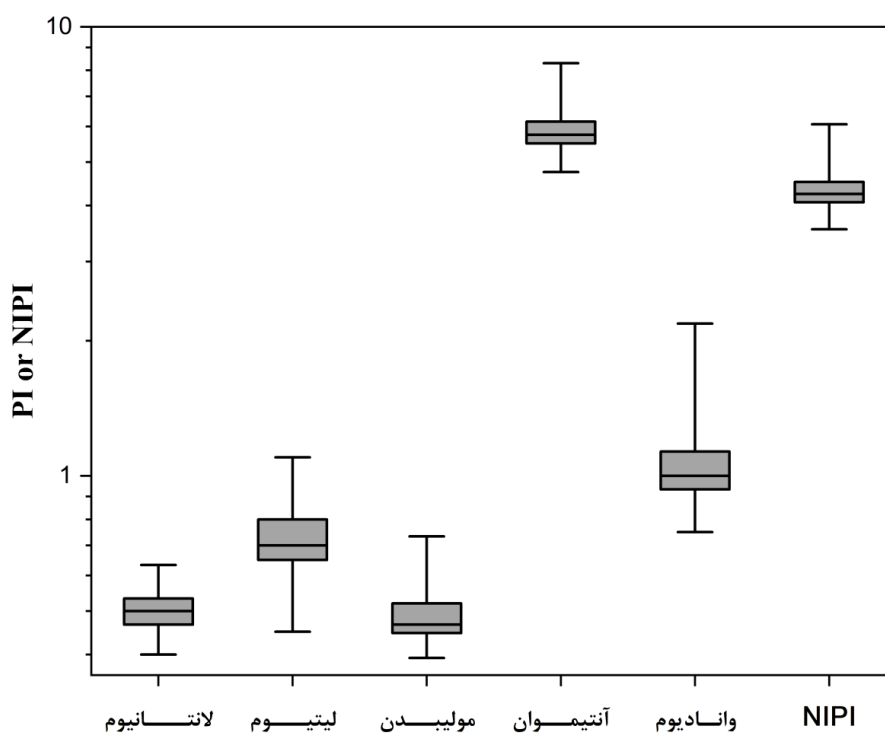
– شاخص‌های آلودگی

نیز به ترتیب برای مولیبدن (۰/۵) و آنتیموان (۵/۹) مشاهده شد (نمودار ۲). مقادیر NIPI برای ۴۳ نقطه مورد مطالعه در محدوده ۳/۵ تا ۶/۱ بود و میانگین آن برابر ۴/۳ برآورد شد. نتایج مربوط به برآورد فاکتور غنی شدگی در نمودار ۳ ارائه شده است. این نمودار نشان می‌دهد که مقادیر EF برای عناصر مورد مطالعه در محدوده ۰/۵ تا ۹/۶ است. در بین عناصر مورد مطالعه، کمترین EF برای مولیبدن با میانگین ۰/۶ و بیشترین EF برای آنتیموان با میانگین ۶/۹ بود. بطور کلی، مقادیر شاخص‌های I_{geo} ، PI و EF برای آنتیموان در تمام نمونه‌های مورد مطالعه بیشتر از دیگر عناصر بود. سطوح این شاخص‌ها برای وانادیوم نیز بطور متوسط بالاتر از ۳ عنصر دیگر بود.

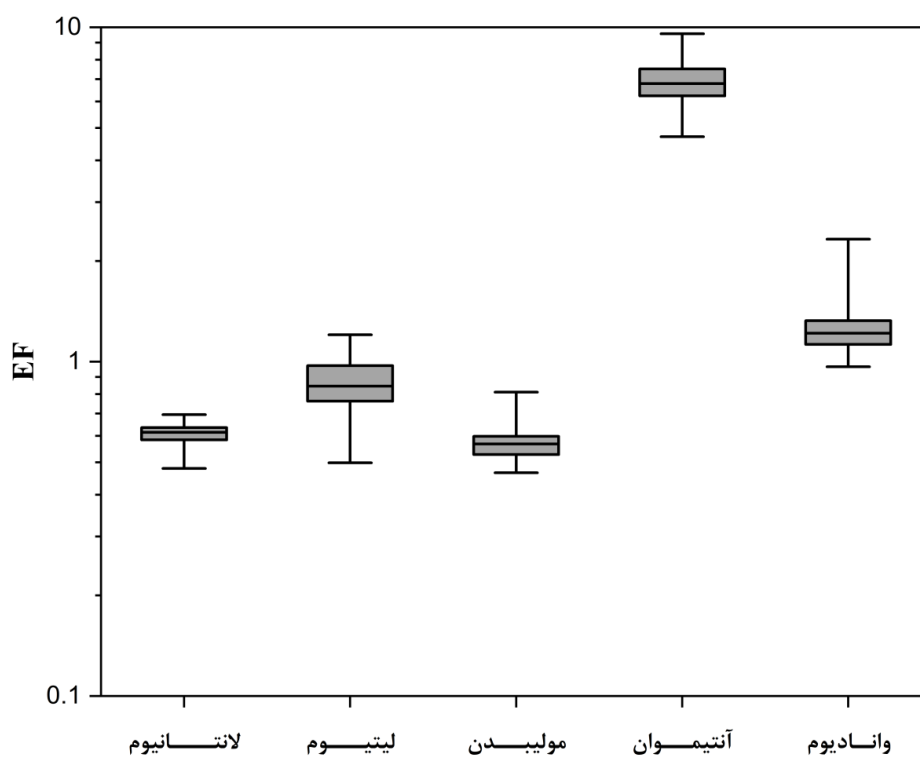
در این مطالعه سطح آلودگی خاک کشاورزی به هر یک از عناصر مورد مطالعه با شاخص‌های زمین انباشتگی (I_{geo})، شاخص آلودگی (PI) و فاکتور غنی شدگی (EF) بررسی شد. علاوه بر این، سطح آلودگی منتسب به تمام عناصر مورد مطالعه با استفاده از شاخص NIPI تعیین شد. مقادیر I_{geo} در نمودار ۱ ارائه شده است. همانطور که در این نمودار مشخص است، مقادیر I_{geo} برای عناصر مورد مطالعه در محدوده -۱/۹ تا ۲/۵ بودند. کمترین میانگین I_{geo} برای مولیبدن (-۱/۶) و بیشترین مقدار میانگین این شاخص برای آنتیموان (۲/۰) برآورد شد. مطابق با نتایج بدست آمده برای I_{geo} ، کمترین و بیشترین میانگین PI



نمودار ۱- توزیع شاخص زمین انباشتگی (I_{geo}) عناصر در خاک منطقه مورد مطالعه



نمودار ۲- توزیع شاخص آلودگی (PI) و شاخص آلودگی جامع نمره (NIPI) عناصر در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه



نمودار ۳- توزیع فاکتور غنی شدگی (EF) آلودگی عناصر در خاک منطقه مورد مطالعه

– ریسک غیرسرطانزایی

بود. همچنین براساس نتایج ارائه شده در جدول ۴، مقادیر صدک نود و پنجم HQ منتسب به عناصر مورد مطالعه برای مواجهه بزرگسالان از مسیر گوارشی در محدوده $2/34 \times 10^{-4}$ (مولیبدن) تا $4/78 \times 10^{-1}$ (لانتانیوم)، از مسیر استنشاق مشابه کودکان در محدوده $2/88 \times 10^{-7}$ (مولیبدن) تا $5/97 \times 10^{-4}$ (وانادیوم) و از مسیر تماس پوستی در محدوده $1/53 \times 10^{-6}$ (مولیبدن) تا $5/60 \times 10^{-3}$ (وانادیوم) بود. بطور کلی مقادیر صدک نود و پنجم شاخص خطر (HI) برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب در محدوده $2/68 \times 10^{-3}$ (مولیبدن) تا $5/61$ (لانتانیوم) و $2/35 \times 10^{-4}$ (مولیبدن) تا $4/78 \times 10^{-1}$ (لانتانیوم) بود.

مقادیر صدک‌های پنجم، پنجاهم (میانه) و نود و پنجم و همچنین میانگین ریسک غیرسرطانزایی منتسب به عناصر مورد نظر موجود در خاک کشاورزی منطقه مورد مطالعه برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب در جداول ۳ و ۴ ارائه شده است. مطابق جدول ۳، مقادیر صدک نود و پنجم سهم خطر (HQ) منتسب به عناصر مورد مطالعه برای مواجهه کودکان از مسیر گوارشی در محدوده $2/66 \times 10^{-3}$ (مولیبدن) تا $5/61$ (لانتانیوم)، از مسیر استنشاق در محدوده $2/88 \times 10^{-7}$ (مولیبدن) تا $5/97 \times 10^{-4}$ (وانادیوم) و از مسیر تماس پوستی در محدوده $3/83 \times 10^{-6}$ (مولیبدن) تا $1/37 \times 10^{-2}$ (وانادیوم)

جدول ۳- نتایج ریسک غیرسرطانزایی عناصر در نمونه‌های خاک در منطقه مورد مطالعه برای گروه سنی کودکان

شاخص ریسک	عنصر	صدک پنجم	میانه	میانگین	صدک نود و پنجم
HQ مسیر گوارشی	لانتانیوم	۱/۹۴	۳/۱۹	۳/۴۰	۵/۶۱
	لیتیوم	$4/33 \times 10^{-2}$	$7/54 \times 10^{-2}$	$8/12 \times 10^{-2}$	$1/39 \times 10^{-1}$
	مولیبدن	$8/84 \times 10^{-4}$	$1/49 \times 10^{-3}$	$1/59 \times 10^{-3}$	$2/66 \times 10^{-3}$
	آنتیموان	$1/83 \times 10^{-2}$	$3/02 \times 10^{-2}$	$3/23 \times 10^{-2}$	$5/37 \times 10^{-2}$
	وانادیوم	$6/87 \times 10^{-2}$	$1/30 \times 10^{-1}$	$1/42 \times 10^{-1}$	$2/56 \times 10^{-1}$
HQ مسیر استنشاق*	مولیبدن	$1/49 \times 10^{-7}$	$2/16 \times 10^{-7}$	$2/17 \times 10^{-7}$	$2/88 \times 10^{-7}$
	آنتیموان	$1/64 \times 10^{-6}$	$2/34 \times 10^{-6}$	$2/34 \times 10^{-6}$	$3/04 \times 10^{-6}$
	وانادیوم	$2/24 \times 10^{-4}$	$3/71 \times 10^{-4}$	$3/85 \times 10^{-4}$	$5/97 \times 10^{-4}$
HQ مسیر تماس پوستی	لانتانیوم	$9/59 \times 10^{-4}$	$3/41 \times 10^{-3}$	$3/81 \times 10^{-3}$	$8/08 \times 10^{-3}$
	لیتیوم	$2/22 \times 10^{-5}$	$7/99 \times 10^{-5}$	$9/09 \times 10^{-5}$	$1/97 \times 10^{-4}$
	مولیبدن	$4/38 \times 10^{-7}$	$1/58 \times 10^{-6}$	$1/79 \times 10^{-6}$	$3/83 \times 10^{-6}$
	آنتیموان	$6/03 \times 10^{-5}$	$2/15 \times 10^{-4}$	$2/42 \times 10^{-4}$	$5/15 \times 10^{-4}$
	وانادیوم	$1/41 \times 10^{-3}$	$5/26 \times 10^{-3}$	$6/11 \times 10^{-3}$	$1/37 \times 10^{-2}$
HI	لانتانیوم	۱/۵۹	۳/۱۹	۳/۴۰	۵/۶۱
	لیتیوم	$4/34 \times 10^{-2}$	$8/01 \times 10^{-2}$	$9/09 \times 10^{-2}$	$1/97 \times 10^{-1}$
	مولیبدن	$8/88 \times 10^{-4}$	$1/49 \times 10^{-3}$	$1/60 \times 10^{-3}$	$2/68 \times 10^{-3}$
	آنتیموان	$1/85 \times 10^{-2}$	$3/04 \times 10^{-2}$	$3/25 \times 10^{-2}$	$5/38 \times 10^{-2}$
	وانادیوم	$7/15 \times 10^{-2}$	$1/35 \times 10^{-1}$	$1/48 \times 10^{-1}$	$2/67 \times 10^{-1}$

* USEPA برای لانتانیوم و لیتیوم RfC ارائه نداده است.

جدول ۴- نتایج ریسک غیرسرطانزایی عناصر در نمونه‌های خاک در منطقه مورد مطالعه برای گروه سنی بزرگسالان

شاخص ریسک	عنصر	صدک پنجم	میانه	میانگین	صدک نود و پنجم
HQ مسیر گوارشی	لانتانیوم	$2/58 \times 10^{-1}$	$3/69 \times 10^{-1}$	$3/69 \times 10^{-1}$	$4/78 \times 10^{-1}$
	لیتیوم	$5/69 \times 10^{-3}$	$8/63 \times 10^{-3}$	$8/80 \times 10^{-3}$	$1/25 \times 10^{-2}$
	مولیبدن	$1/18 \times 10^{-4}$	$1/71 \times 10^{-4}$	$1/73 \times 10^{-4}$	$2/34 \times 10^{-4}$
	آنتیموان	$2/42 \times 10^{-3}$	$2/49 \times 10^{-3}$	$2/50 \times 10^{-3}$	$4/62 \times 10^{-3}$
	وانادیوم	$8/84 \times 10^{-3}$	$1/48 \times 10^{-2}$	$1/54 \times 10^{-2}$	$2/40 \times 10^{-2}$
HQ مسیر استنشاق	مولیبدن	$1/49 \times 10^{-7}$	$2/16 \times 10^{-7}$	$2/17 \times 10^{-7}$	$2/88 \times 10^{-7}$
	آنتیموان	$1/64 \times 10^{-6}$	$2/34 \times 10^{-6}$	$2/34 \times 10^{-6}$	$3/04 \times 10^{-6}$
	وانادیوم	$2/24 \times 10^{-4}$	$3/72 \times 10^{-4}$	$3/86 \times 10^{-4}$	$5/95 \times 10^{-4}$
HQ مسیر تماس پوستی	لانتانیوم	$4/67 \times 10^{-4}$	$1/59 \times 10^{-3}$	$1/68 \times 10^{-3}$	$3/21 \times 10^{-3}$
	لیتیوم	$1/06 \times 10^{-5}$	$3/72 \times 10^{-5}$	$4/01 \times 10^{-5}$	$7/94 \times 10^{-5}$
	مولیبدن	$2/15 \times 10^{-7}$	$7/41 \times 10^{-7}$	$7/91 \times 10^{-7}$	$1/53 \times 10^{-6}$
	آنتیموان	$2/94 \times 10^{-5}$	1×10^{-4}	$1/06 \times 10^{-4}$	$2/05 \times 10^{-4}$
	وانادیوم	$6/83 \times 10^{-4}$	$2/43 \times 10^{-3}$	$2/69 \times 10^{-3}$	$5/60 \times 10^{-3}$
HI	لانتانیوم	$2/59 \times 10^{-1}$	$3/69 \times 10^{-1}$	$3/69 \times 10^{-1}$	$4/78 \times 10^{-1}$
	لیتیوم	$5/72 \times 10^{-3}$	$8/68 \times 10^{-3}$	$8/84 \times 10^{-3}$	$1/25 \times 10^{-2}$
	مولیبدن	$1/18 \times 10^{-4}$	$1/73 \times 10^{-4}$	$1/74 \times 10^{-4}$	$2/35 \times 10^{-4}$
	آنتیموان	$2/50 \times 10^{-3}$	$3/60 \times 10^{-3}$	$3/61 \times 10^{-3}$	$4/76 \times 10^{-3}$
	وانادیوم	$1/05 \times 10^{-2}$	$1/77 \times 10^{-2}$	$1/84 \times 10^{-2}$	$2/90 \times 10^{-2}$

بحث

در این مطالعه سطح آلودگی خاک‌های کشاورزی اطراف تهران در ۵ عنصر لانتانیوم، لیتیوم، مولیبدن، آنتیموان و وانادیوم در ۴۳ نقطه مورد بررسی قرار گرفت و ریسک بهداشتی منتسب به آنها ارزیابی شد. مطابق جدول ۲، میانگین غلظت عناصر دارای ترتیب وانادیوم < لانتانیوم < لیتیوم < آنتیموان < مولیبدن بود. بالاترین غلظت مربوط به وانادیوم و پایین‌ترین غلظت مربوط به مولیبدن بود. از بین عناصر مورد مطالعه، سازمان حفاظت محیط زیست برای مولیبدن، آنتیموان و وانادیوم حدود استاندارد در خاک‌های کشاورزی ارائه داده است و با بررسی غلظت عناصر در هر یک از نمونه‌ها براساس مقدار pH مشخص گردید که

غلظت این عناصر در تمام نمونه‌ها در محدوده مجاز استاندارد بود. لازم به ذکر است که به جز در ۲ نمونه، مقدار pH خاک در اکثر نمونه‌ها کمتر از ۷ بود. همچنین، در ۲ نمونه غلظت وانادیوم بیش از 100 mg/kg بود که به دلیل بالابودن pH این نمونه‌ها این مقادیر در حد استاندارد بود (۲۳). با مقایسه غلظت این عناصر با مقادیر گزارش شده برای دیگر مناطق ایران و دنیا مشخص گردید که غلظت وانادیوم ($64/46 \text{ mg/kg}$) کمتر از مقدار گزارش شده توسط Moghtaderi و همکاران برای خاک کشاورزی در بندرعباس ($87/03 \text{ mg/kg}$) بود (۲۴). غلظت آنتیموان در منطقه مورد مطالعه ($1/17 \text{ mg/kg}$) کمتر از مقدار گزارش شده برای خاک کشاورزی در

با در نظر گرفتن مقادیر PI متوسط و حداکثر در هر نمونه شاخص آلودگی جامع نمره یا NIPI برای مجموع عناصر در هر نمونه محاسبه شد. مطابق نمودار ۳ مقادیر این شاخص در محدوده ۱/۳ تا ۲/۰ قرار داشته و میانگین آن ۱/۵ بود. براساس طبقه بندی NIPI، سطح آلودگی خاک کشاورزی در منطقه مورد مطالعه به تمام عناصر مورد نظر کم بود. اگرچه در مطالعات قبلی عمدتاً از شاخص بار آلودگی (PLI) استفاده می‌شده، اما مزیت NIPI این است که کمتر تحت تاثیر تعداد عناصر مورد مطالعه قرار می‌گیرد. بر این اساس، در سال‌های اخیر چندین مطالعه به ارزیابی سطح آلودگی خاک‌های کشاورزی به انواع آلاینده‌ها بر اساس NIPI پرداخته‌اند. در مطالعه Zhuang و همکاران در خاک‌های کشاورزی دره Shangdon چین مقدار میانگین NIPI، ۳/۷۹ بدست آمد که نشان دهنده آلودگی متوسط بود و تنها در چند نقطه آلودگی بالا گزارش شد (۳۰). علاوه بر شاخص‌های آلودگی، در این مطالعه شاخص EF مورد بررسی قرار گرفت. با این شاخص، میزان تاثیرگذاری منابع انسان ساخت در آلودگی عناصر بهتر قابل انعکاس است. مطابق نمودار ۳، مقدار EF عناصر در دامنه ۰/۵ تا ۰/۷ برای لانتانیوم، ۰/۵ تا ۱/۲ برای لیتیم، ۰/۵ تا ۰/۸ برای مولیبدن، ۱/۵ تا ۳/۱ برای آنتیموان و ۱ تا ۲/۳ برای وانادیوم بود. بنابراین، گستره تغییرات EF برای آنتیموان و وانادیوم به محدوده غنی شدگی متوسط نیز رسید و میانگین این شاخص برای آنتیموان نیز در محدوده متوسط بود. بنابراین، بطور کلی می‌توان بیان کرد که سطح آلودگی خاک‌های کشاورزی محدوده شهر تهران به عناصر مورد مطالعه نسبتاً کم بود و مقدار آلودگی برای آنتیموان بیش از سایر عناصر و در محدوده متوسط بود. لذا لازم است توجه بیشتری به منابع آلودگی این عنصر شود.

با توجه به اینکه USEPA برای عناصر مورد مطالعه صرفاً شاخص‌های ریسک غیرسرطانزایی (RfD و RfC) ارائه کرده است و عناصر مورد مطالعه را در گروه آلاینده‌های سرطانزا قرار نداده است لذا در این مطالعه صرفاً ریسک غیرسرطانزایی ارزیابی شد (۱۰). در این مطالعه، ریسک غیرسرطانزایی منتسب

Frydek Mistek در جمهوری چک (۲/۶۱ mg/kg) و همدان (۲/۵ mg/kg) بود (۲۵، ۲۶). غلظت مولیبدن در منطقه مورد مطالعه (۰/۷۲ mg/kg) نیز کمتر از مقدار گزارش شده برای بندرعباس (۰/۹۶ mg/kg) بود (۲۴). غلظت لیتیم در منطقه مورد مطالعه (محدوده ۹ mg/kg تا ۲۲ mg/kg) در محدوده گزارش شده برای خاک Jordan valley در چین (۱/۳ mg/kg تا ۵۶) بود (۲۷). در نهایت غلظت لانتانیوم با محدوده ۱۲ mg/kg تا ۱۹ mg/kg کمتر از حدود گزارش شده برای خاک در منطقه Perak مالزی (۱۵/۴۴ mg/kg تا ۳۹/۵۵ mg/kg) بود (۲۸). بنابراین، مشخص است که سطوح غلظت عناصر مورد نظر در خاک‌های کشاورزی اطراف تهران کمتر از مناطق مورد اشاره در دیگر نقاط جهان بود.

همانطور که قبلاً ذکر شد، در این مطالعه از شاخص‌های PI, I_{geo} و NIPI برای تعیین سطح آلودگی خاک کشاورزی به عناصر مورد مطالعه و از EF برای تعیین سطح غنی شدگی ذرات خاک کشاورزی به عناصر مورد مطالعه استفاده شد. مقادیر این شاخص‌ها بر اساس مقایسه غلظت عناصر در نمونه‌ها با مقادیر زمینه بدست آمد. مطابق نمودار ۱ و بر اساس مقادیر میانگین I_{geo} ، سطح آلودگی نمونه‌های خاک را می‌توان در ۲ دسته طبقه بندی نمود. میانگین مقادیر I_{geo} برای عناصر لانتانیوم، لیتیم، مولیبدن و وانادیوم کمتر از یک بود و بر این اساس می‌توان سطح آلودگی آنها را بصورت غیرآلوده دسته بندی نمود، اما مقدار این شاخص برای آنتیموان بین ۰ تا ۱ بود که در دسته آلودگی غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد (۱۴). Al-Taani و همکاران نیز در مطالعه بر روی خاک‌های کشاورزی منطقه Liwa امارات متحده مقادیر I_{geo} در محدوده غیرآلوده تا آلودگی متوسط گزارش کردند (۲۹). مطابق نمودار ۲ و همانند I_{geo} ، بیشترین مقدار میانگین PI مربوط به عنصر آنتیموان بود. مقدار میانگین این شاخص برای عناصر لانتانیوم، لیتیم و مولیبدن کمتر از یک بود که در دسته بدون آلودگی قرار می‌گیرد، اما مقادیر این شاخص برای عناصر وانادیوم و آنتیموان بین ۱ تا ۲ بوده که در دسته آلودگی کم قرار می‌گیرد.

به عناصر مورد مطالعه در خاک‌های کشاورزی اطراف تهران برای دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان ارزیابی شد. تلاش شده است تا حد امکان پارامترهای مواجهه نزدیک به شرایط واقعی در نظر گرفته شوند، با این حال، ریسک‌های بهداشتی محاسبه شده در صورت مشابه بودن شرایط مواجهه افراد جامعه با شرایط مدنظر در این مطالعه ممکن است ایجاد شوند. با توجه به اینکه غلظت آلاینده‌ها در تمام نقاط یکسان نیستند و از طرفی مشخصاتی مانند وزن افراد جامعه یکسان نیستند، لذا افراد جامعه با سطوح یکسانی از ریسک بهداشتی مواجهه ندارند. براین اساس، با در نظر گرفتن دامنه‌ای از پارامترهای ورودی به جای یک عدد واحد، از طریق شبیه سازی مونت کارلو، شاخص‌های متعدد ریسک بهداشتی شبیه سازی شده است (۳۱). در این مطالعه، ۳ مسیر مواجهه برای ارزیابی ریسک بهداشتی در نظر گرفته شد که عبارتند از مواجهه گوارشی، استنشاقی و پوستی با ذرات خاک. براساس متغیرها و پارامترهای ورودی از جمله غلظت عناصر موجود در خاک کشاورزی، تواتر مواجهه با این آلاینده در سال، تعداد سال‌های مواجهه برای دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان و وزن افراد در این گروه‌ها، مقدار متوسط دوز دریافتی روزانه آلاینده‌های مورد نظر تعیین گردید. در این مطالعه لانتانیوم از طریق مسیر گوارشی در هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان و وانادیوم از طریق استنشاق و تماس پوستی در هر دو گروه دارای بالاترین مقدار میانگین سهم خطر (HQ) بودند. مقدار HQ از مسیر گوارشی در بین عناصر مورد مطالعه دارای ترتیب لانتانیوم < وانادیوم < لیتیوم < آنتیموان < مولیبدن، از مسیر استنشاق ذرات خاک دارای ترتیب وانادیوم < آنتیموان < مولیبدن و از طریق تماس پوستی با ذرات خاک دارای ترتیب وانادیوم < لانتانیوم < آنتیموان < لیتیوم < مولیبدن بود. سطوح HQ ارائه شده در جداول ۳ و ۴ بیانگر ترتیب در سهم مسیرهای مختلف در ایجاد ریسک تجمعی بصورت مسیر گوارشی < تماس پوستی < استنشاق است، بطوریکه سهم مسیر گوارشی از مجموع HQ بیش از ۹۹ درصد بود. به همین دلیل می‌توان گفت که عامل

تعیین کننده در افزایش ریسک غیرسرطانزایی برای کودکان و بزرگسالان مسیر گوارشی است. Huang و همکاران مقدار میانگین HI برابر ۱۵/۲۶ را برای آلودگی به عناصر جزئی در خاک کشاورزی جنوب چین گزارش کرد و ۹۰ درصد ریسک ایجاد شده از مسیر گوارشی بود (۳۲). مطابق جداول ۲ و ۳، مقادیر ریسک از مسیر استنشاق برای هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان برابر بود. این وضعیت به دلیل این است که در رویکرد کنونی USEPA، ریسک از این مسیر وابسته به وزن افراد تحت مواجهه نیست و بیشتر ناشی از غلظت آلاینده در هوای تنفسی است (۱۸). از سوی دیگر برای ریسک‌های غیرسرطانزایی مقدار AT برابر ED×EF است، لذا ریسک برآورد شده از مسیر استنشاق برای هر دو گروه سنی برابر بود. بطور کلی، براساس مجموع ریسک از هر ۳ مسیر مواجهه، مقدار ریسک برای کودکان تقریباً ۹ برابر بزرگسالان برآورد شد. این مقدار بیان می‌کند که کودکان نسبت به بزرگسالان بیشتر تحت تاثیر ریسک غیرسرطانزایی قرار دارند. در مطالعه Gupta و همکاران بر روی خاک کشاورزی شهر Jhansi نیز مطابق اکثر مطالعات در این زمینه نیز مقدار HQ در کودکان بالاتر از بزرگسالان گزارش شد (۳۳). البته این تفاوت در ریسک ناشی از تفاوت در پارامترهای مواجهه بین کودکان و بزرگسالان است و ناشی از عادات کودکان مانند آلوده شدن انگشتان دست به خاک و تماس مکرر دهان با انگشتان و دیگر وسایل آلوده به خاک است (۳۳، ۳۴). در بین عناصر مورد مطالعه، مقادیر صدک نود و پنجم و حتی صدک پنجم HQ مسیر گوارشی لانتانیوم بالاتر از حد قابل قبول (HQ برابر ۱) بود. این ریسک بالا ناشی از مقدار RfD بسیار پایین این عنصر نسبت به دیگر عناصر بود. لازم به ذکر است که USEPA در سال ۲۰۱۸ به جای RfD برای لانتانیوم RfD مشروط (provisional) مربوط به کاهش سلول‌های هرمی در هیپوکامپ ارائه کرده است (۳۵). با توجه به نقش اصلی مسیر گوارشی در کل ریسک، لذا مقدار HI منتسب به این عنصر نیز بالاتر از حد مجاز بود. براین اساس، علی‌رغم اینکه بر اساس شاخص‌های آلودگی، سطح

که شاخص ریسک غیرسرطانزایی منتسب به لیتیوم، آنتیموان، مولیبدن و وانادیوم بسیار پایین‌تر از حد آستانه بود، اما مقدار HQ منتسب به لانتانیوم در محدوده غیرمجاز قرار داشت. بنابراین، لازم است آلودگی خاک‌های کشاورزی به این عنصر بطور ویژه مورد توجه قرار گیرد.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند. کد اخلاق این پژوهش IR.MODARES.REC.1401.115 است.

تشکر و قدردانی

این مطالعه حاصل پایان نامه کارشناسی ارشد با عنوان "ارزیابی آلودگی خاک کشاورزی به فلزات سنگین در مناطق جنوب تهران؛ شناسایی منابع و ارزیابی" در دانشگاه تربیت مدرس است و نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از حمایت پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس تشکر نمایند.

آلودگی خاک به لانتانیوم کم بود، اما غلظت در محدوده ۱۵/۵ mg/kg این عنصر در خاک کشاورزی اطراف تهران ممکن است ریسک غیرسرطانزایی ایجاد کند. بنابراین، سمیت بسیار بالای پیشنهادی برای این عنصر توسط USEPA (RfD برابر 5×10^{-5} mg/kg.day) بیانگر آن است که لازم است برای این عنصر در خاک حدود استاندارد تعیین گردد (۱۰).

نتیجه گیری

در این مطالعه، با سنجش غلظت ۵ عنصر لانتانیوم، لیتیوم، مولیبدن، آنتیموان و وانادیوم در ۴۳ نقطه در زمین‌های کشاورزی اطراف تهران سطح آلودگی خاک به این عناصر و ریسک بهداشتی مربوطه ارزیابی شد. غلظت عناصر مورد مطالعه دارای ترتیب وانادیوم < لانتانیوم < لیتیوم < آنتیموان < مولیبدن بود و مقادیر شاخص‌های آلودگی بیانگر آلودگی کم تا متوسط خاک به این عناصر بودند. بطور کلی مقدار NIPI منتسب به این عناصر در محدوده ۱/۳ تا ۲/۰ قرار داشت که بیانگر سطح کم آلودگی خاک کشاورزی در منطقه مورد مطالعه به تمام عناصر مورد نظر بود. ارزیابی ریسک نشان داد

References

1. FAO. Crops and livestock products; Iran. Food and Agriculture Organization of the United Nations 2021. Available from: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL>.
2. Andrea M-ME, Carolina T-EA, José C-BT, Luis M-NJ, Carlos G-ML. Evaluation of contaminants in agricultural soils in an Irrigation District in Colombia. Heliyon. 2019;5(8):e02217.
3. Abyareh M, Nejadkoorki F, Ekhtesasi M, Akhavan Ghalibaf M. Evaluation of heavy metals contamination in surface soil caused by steel industry. Journal of Research in Environmental Health. 2019;4(4):302-10.
4. Siegel FR. Environmental geochemistry of potentially toxic metals. Berlin: Springer; 2002.
5. Elbehiry F, Elbasiouny H, El-Ramady H, Brevik EC. Mobility, distribution, and potential risk assessment of selected trace elements in soils of the Nile Delta, Egypt. Environmental Monitoring and Assessment. 2019;191(12):713.

6. Dartan G, Taşpınar F, Toröz İ. Assessment of heavy metals in agricultural soils and their source apportionment: a Turkish district survey. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2015;187(3):99.
7. Khosravi S, Lashgarara F, Poursaeed A, Omid Najafabadi M. Modeling the relationship between urban agriculture and sustainable development: a case study in Tehran city. *Arabian Journal of Geosciences*. 2022;15(1):1-13.
8. Pourang N, Noori A. Heavy metals contamination in soil, surface water and groundwater of an agricultural area adjacent to Tehran oil refinery, Iran. *International Journal of Environmental Research*. 2014;8(4):871-86.
9. Hani A, Pazira E. Heavy metals assessment and identification of their sources in agricultural soils of Southern Tehran, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2011;176(1):677-91.
10. USEPA. Regional Screening Level (RSL) Resident Soil Table (TR=1E-06, HQ=1) 2021 [Available from: <https://semsub.epa.gov/work/HQ/401639.pdf>].
11. USEPA. Guidance on choosing a sampling design for environmental data collection for use in developing a quality assurance project plan. Office of Environmental Information, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC; 2002.
12. García-Delgado C, Cala V, Eymar E. Influence of chemical and mineralogical properties of organic amendments on the selection of an adequate analytical procedure for trace elements determination. *Talanta*. 2012;88:375-84.
13. Pan H, Lu X, Lei K. A comprehensive analysis of heavy metals in urban road dust of Xi'an, China: Contamination, source apportionment and spatial distribution. *Science of The Total Environment*. 2017;609:1361-9.
14. Duodu GO, Goonetilleke A, Ayoko GA. Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metal in Brisbane River sediment. *Environmental Pollution*. 2016;219:1077-91.
15. Kicińska A, Wikar J. Ecological risk associated with agricultural production in soils contaminated by the activities of the metal ore mining and processing industry - example from southern Poland. *Soil and Tillage Research*. 2021;205:104817.
16. Lin C, He M, Li Y, Liu S. Content, enrichment, and regional geochemical baseline of antimony in the estuarine sediment of the Daliao river system in China. *Geochemistry*. 2012;72:23-8.
17. Men C, Liu R, Xu L, Wang Q, Guo L, Miao Y, et al. Source-specific ecological risk analysis and critical source identification of heavy metals in road dust in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*. 2020;388:121763.
18. USEPA. Regional Screening Levels (RSLs) – Equations 2021 [Available from: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-equations>].
19. Varol M, Gündüz K, Sünbül MR. Pollution status, potential sources and health risk assessment of arsenic and trace metals in agricultural soils: A case study in Malatya province, Turkey. *Environmental Research*. 2021;202:111806.
20. Heidari M, Darijani T, Alipour V. Heavy metal pollution of road dust in a city and its highly polluted suburb; quantitative source apportionment and source-specific ecological and health risk

- assessment. *Chemosphere*. 2021;273:129656.
21. USEPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites: OSWER 9355.4-24, Office of Solid Waste and Emergency Response, United States Environmental Protection Agency; 2002.
22. Taylor SR, McLennan SM. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*. 1995;33(2):241-65.
23. DOE. Soil source quality standards and guidelines: Department of Environment, Iran; 2014.
24. Moghtaderi T, Shakeri A, Rodríguez-Seijo A. Potentially Toxic Element Content in Arid Agricultural Soils in South Iran. *Agronomy*. 2020;10(4):564.
25. Agyeman PC, Kingsley J, Kebonye NM, Khosravi V, Borůvka L, Vašát R. Prediction of the concentration of antimony in agricultural soil using data fusion, terrain attributes combined with regression kriging. *Environmental Pollution*. 2023;316:120697.
26. Karbassi A, Baghvand A, Mohammadpour GA. Origin and spatial distribution of metals in agricultural soils. *Global Journal of Environmental Science and Management*. 2016.
27. Ammari TG, Al-Zu'bi Y, Abu-Baker S, Dababneh B, Gnemat W, Tahboub A. The occurrence of lithium in the environment of the Jordan Valley and its transfer into the food chain. *Environmental Geochemistry and Health*. 2011;33:427-37.
28. Khan AM, Behkami S, Yusoff I, Md Zain SB, Bakar NKA, Bakar AFA, et al. Geochemical characteristics of rare earth elements in different types of soil: A chemometric approach. *Chemosphere*. 2017;184:673-8.
29. Al-Taani AA, Nazzal Y, Howari FM, Iqbal J, Bou Orm N, Xavier CM, et al. Contamination assessment of heavy metals in agricultural soil, in the Liwa area (UAE). *Toxics*. 2021;9(3):53.
30. Zhuang S, Lu X. Environmental risk evaluation and source identification of heavy metal (loid) s in agricultural soil of shangdan valley, northwest china. *Sustainability*. 2020;12(14):5806.
31. Bogen KT, Cullen AC, Frey HC, Price PS. Probabilistic exposure analysis for chemical risk characterization. *Toxicological Sciences*. 2009;109(1):4-17.
32. Huang Y, Chen Q, Deng M, Japenga J, Li T, Yang X, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. *Journal of Environmental Management*. 2018;207:159-68.
33. Gupta N, Yadav KK, Kumar V, Cabral-Pinto MM, Alam M, Kumar S, et al. Appraisal of contamination of heavy metals and health risk in agricultural soil of Jhansi city, India. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2021;88:103740.
34. Ljung K, Selinus O, Otabbong E, Berglund M. Metal and arsenic distribution in soil particle sizes relevant to soil ingestion by children. *Applied Geochemistry*. 2006;21(9):1613-24.
35. USEPA. Provisional peer-reviewed toxicity values for stable (nonradioactive) soluble Lanthanum. Superfund health risk technical support center, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH; 2018.



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

Original Article



Assessment of pollution level and health risk of some trace elements in agricultural lands around Tehran

Sara Ghayour, Abbas Rezaee, Mohsen Heidari*

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

ARTICLE INFORMATION:

Received: 05 April 2023

Revised: 22 May 2023

Accepted: 27 May 2023

Published: 19 June 2023

Keywords: Soil pollution, Trace elements, Health risk, Agricultural lands, Tehran

***Corresponding Author:**

Moheidari@modares.ac.ir

ABSTRACT

Background and Objective: Agricultural lands around Tehran may become contaminated due to their proximity to pollution sources and such pollution should be investigated. Therefore, the main objectives of this study were to determine the pollution levels of some trace elements in the agricultural soils around Tehran and to assess the attributed health risks.

Materials and Methods: In this study, 43 soil samples were collected from agricultural lands around Tehran. The soil samples were prepared and acid-digested and the concentrations of Vanadium (V), Lithium (Li), Lanthanum (La), Molybdenum (Mo), and Antimony (Sb) were measured by ICP-OES. Based on the concentrations of the elements in soil, the pollution indices and non-carcinogenic risk (based on Monte Carlo simulation) were assessed.

Results: Among the studied elements, V had the highest concentration (131 mg/kg) followed by La > Li > Sb > Mo. The values of the geoaccumulation index (I_{geo}) and enrichment factor (EF) were in the ranges of -1.9 to 0.8 and 0.5 to 3.1, respectively. The Nemerow integrated pollution index (NIPI) values were in the range of 1.3 to 2.0. The values of non-carcinogenic risk for Li, Mo, Sb, and V were negligible, but it exceeded the threshold limit for La.

Conclusion: This study showed that the agricultural lands around Tehran are contaminated with studied trace elements to a low to moderate extent. However, an unacceptable non-carcinogenic risk attributed to La was estimated. Therefore, it is essential to pay special attention to the La pollution of agricultural soils around Tehran.

Please cite this article as: Ghayour S, Rezaee A, Heidari M. Assessment of pollution level and health risk of some trace elements in agricultural lands around Tehran. Iranian Journal of Health and Environment. 2023;16(1):69-84.

