

بررسی و تحلیل غلظت فلزات سنگین و شاخص‌های آلودگی رسوبات در کانون گرد و غبار هندیجان، استان خوزستان

سیده اکرم جویباری^۱، حمیدرضا پیروان^{۲*}، پیمان رضائی^۳ و حمید غلامی^۴

^۱ دانشجوی دکتری رسوب‌شناسی و سنگ‌شناسی، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه هرمزگان، آ دانشیار سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، آ دانشیار گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه هرمزگان و آ دانشیار گروه مهندسی منابع طبیعی-بیابان‌زدایی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۷/۱۸

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۱/۱۴

چکیده

کانون فرسایش بادی هندیجان در استان خوزستان و جنوب غرب کشور ایران قرار دارد. در دهه اخیر، با افزایش نرخ فرسایش و تمرکز کانون‌های مهم گرد و غبار در این گستره، مطالعه غلظت و آلودگی فلزات سنگین در این منطقه اهمیت بسزایی یافته است. بدین‌منظور، تعداد ۳۳ نمونه خاک از این پهنه بر مبنای نوع کاربری با توزیع یکنواخت برداشت شد و مورد تحلیل ICP-MSS قرار گرفت. داده‌های حاصل نشان می‌دهد که بیشترین میانگین غلظت فلزات به ترتیب متعلق به فلزات $Cd < As < Cu < Pb < Zn < Ni < Cr$ است. شاخص‌های غنی‌شدگی، شاخص زمین‌انباشت و عامل آلودگی نشان داد که بیشترین آلودگی در پهنه هندیجان به ترتیب متعلق به فلزات نیکل، کروم، آرسنیک، کادمیوم و سرب است. از سویی دیگر، ارزیابی خطر زیست‌محیطی (RI) در پهنه مذکور نشان داده این منطقه دارای خطر زیست-محیطی کمی می‌باشد که در بین فلزات مورد مطالعه نیز بیشترین خطر زیست‌محیطی متعلق به دو فلز آرسنیک و کادمیوم است. نتایج آزمون PCA نشان داد که فلزات نیکل، روی، مس و سرب دارای دو منشأ زمین‌زاد و انسان‌زاد به‌صورت توأم هستند و منشا فلزات آرسنیک و کادمیوم نیز فعالیت‌های انسانی است. باتوجه به الگوی توزیع فلزات می‌توان بیان کرد که فعالیت‌های مرتبط با اسکله صیادی بحرکان از یک سو و سکوه‌های نفتی دور از ساحل میدان نفتی هندیجان از سویی دیگر، موجب تغلیظ فلزات نیکل، سرب، روی و مس در جنوب گستره مورد مطالعه شده است. فعالیت‌های کشاورزی نیز غلظت فلزات کادمیوم و آرسنیک را در این گستره کنترل کرده، منشا غلظت کروم نیز پساب‌های کشاورزی، آلودگی‌های ترافیکی و آلودگی‌های باقی‌مانده حاصل از جنگ هشت ساله عراق و ایران تعیین شد.

واژه‌های کلیدی: فرسایش بادی، شاخص‌های زیست‌محیطی، گستره هندیجان، نرخ فرسایش، ICP-MSS

مقدمه

این‌رو، به زمین‌ها یا پهنه‌های خشک و مستعد فرسایش بادی، کانون گرد و غبار گفته می‌شود (Munro و همکاران، ۲۰۱۹؛ Wie و همکاران، ۲۰۱۹). توفان‌های گرد و غبار در خاورمیانه، شمال آفریقا، شمال چین و استرالیا، در طول فصل بهار و تابستان

فرسایش بادی و وقوع پدیده‌ی گرد و غبار از جمله وقایع معمول در نواحی خشک و نیمه‌خشک و مناطق بیابانی است (Wie و همکاران، ۲۰۱۹؛ Kousehlar و همکاران، ۲۰۱۹؛ Jooybari و همکاران، ۲۰۱۹). از

خاک باشند (DeTemmerma و همکاران، ۲۰۰۳). تحرک و پویایی اندک فلزات سنگین در خاک و تمایل آن‌ها به تجمع در بدن گیاهان و جانداران خاک موجب تشدید خطر این آلاینده‌ها برای حیات انسان و دیگر موجودات زنده شده است (Giusquiani و همکاران، ۱۹۹۵). فلزات سنگین پس از ورود به بدن انسان در بافت‌هایی مانند چربی، عضلات، استخوان‌ها و مفاصل رسوب کرده و باعث بیماری‌ها و عوارض متعددی مانند اختلالات عصبی، انواع سرطان، اختلالات تنفسی، آسیب به کبد، کلیه و مغز می‌شوند (Adibi و همکاران، ۲۰۱۴). یکی از عوامل مهم در مطالعه فلزات سنگین، شناسایی منشا فلزات و عوامل دخیل در پراکنش جغرافیایی آن‌ها است. این فلزات موجود در خاک از طریق پدیده گرد و غبار قادرند تا مسافت‌های زیادی پراکنده شوند. شاخص زمین‌انباشتی، عامل غنی‌شدگی، شاخص آلودگی از جمله شاخص‌های مهم زیست‌محیطی به منظور ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌ها، رسوبات و گرد و غبار هستند (Gonzalez و همکاران، ۲۰۰۶؛ Luo و همکاران، ۲۰۱۲). گستره هندیدجان در جنوب غرب کشور ایران با اقلیم فراهشک دارای کاربری‌های متفاوتی اعم از کشاورزی، مرتع، زمین‌های لخت و شوره‌زار و غیره است (Jooybari و همکاران، ۲۰۱۹؛ Jooybari و همکاران، ۲۰۲۱). فرسایش‌پذیری بیش از حد این گستره در سال‌های اخیر باعث شده که این منطقه یکی از کانون‌های فرسایش بادی و گرد و غبار ایران و خاورمیانه باشد. Heidarian و همکاران (۲۰۱۷a)، در پژوهشی دو کانون مهم گرد و غبار در گستره مورد مطالعه شناسایی کردند. کانون غرب رودخانه زهره، در محدوده بین ماهشهر-هندیدجان که شامل پهنه‌هایی با فرسایش‌پذیری شدید است و کانون شرق رودخانه زهره که به موازات تاقدیس رگ سفید شکل گرفته است (Heidarian و همکاران، ۲۰۱۷a). در جدیدترین پژوهش‌های Gholami و همکاران (۲۰۲۰a,b) نیز کل منطقه هندیدجان به‌عنوان کانون فرسایش بادی و گرد و غبار شناسایی شد که دارای فرسایش‌پذیری زیادی هستند. مطالعه و بررسی غلظت‌های فلزات سنگین و آلودگی‌های ناشی از این فلزات بی‌شک می‌تواند کمک‌های شایانی به شناسایی منابع این آلاینده‌ها کند

پدیده‌های رایجی هستند (Luo و همکاران، ۲۰۱۲؛ Geravandi و همکاران، ۲۰۱۸؛ Munro و همکاران، ۲۰۱۹). این توفان‌ها باعث اختلال در زندگی روزمره شده و اثرات زیست‌محیطی و مخرب اقتصادی زیادی را بر جوامع بشری می‌گذارند. یکی از مهمترین چالش‌هایی که سلامت و امنیت غذایی جوامع را تهدید می‌کند، آلودگی محیط زیست همچون منابع مولد فلزات و عناصر سنگین هستند (Cai و همکاران، ۲۰۱۲؛ Nemat و Bostani، ۲۰۱۴؛ Leiming و همکاران، ۲۰۲۰). در دهه‌های اخیر آلودگی خاک و اثرات آن بر انسان و محیط زیست افزایش چشمگیری داشته است (Hashemi و همکاران، ۲۰۱۳؛ Valipour و همکاران، ۲۰۱۵؛ Bayrakli و همکاران، ۲۰۱۸). آلودگی زیست‌محیطی از مهمترین عوامل موثر در تخریب و کاهش کیفیت زیست کره و اجزای آن محسوب می‌شوند و در این میان فلزات سنگین به لحاظ بیولوژیکی، اکولوژیکی و سلامتی بشر اهمیت ویژه‌ای دارند (Doelsh و همکاران، ۲۰۰۶؛ Ali و همکاران، ۲۰۱۳؛ Baltas و همکاران، ۲۰۲۰). فلزات سنگین گروهی از آلاینده‌ها هستند که با تجمع و داشتن قدرت سمیت در اکوسیستم موجب آلودگی‌های زیست‌محیطی می‌شوند (Guo و همکاران، ۲۰۱۲؛ Zhang و همکاران، ۲۰۱۳). فلزات سنگین در خاک طبیعی لیتوژنیک و غیرانسانی و یا منشا انسانی دارند (Loska و Wichala، ۲۰۰۴؛ Bing و همکاران، ۲۰۱۶؛ Guane و همکاران، ۲۰۱۸). عوامل مهمی مانند غلظت اولیه عناصر سنگین در سنگ‌ها و مواد مادر، فرایندهای مختلف تشکیل خاک و فعالیت‌های انسانی مختلف تعیین‌کننده فراوانی غلظت عناصر سنگین در خاک هستند (Sun و همکاران، ۲۰۱۰). غلظت زمینه طبیعی به‌عنوان غلظت طبیعی فلزات در خاک بدون دخالت انسان تعریف می‌شود (Teng و همکاران، ۲۰۱۸) و میانگین غلظت فلزات در غلظتی بالاتر از مقدار غلظت زمینه نشان‌دهنده منابع ورودی انسانی در منطقه هستند (Shi و همکاران، ۲۰۱۰). غلظت‌های زمینه فلزات در خاک می‌تواند ناشی از ترکیب‌های کانی‌شناسی، مواد مادری، فرایندهای هوازدگی موثر بر تشکیل خاک و خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مانند ترکیب و اندازه ذرات در

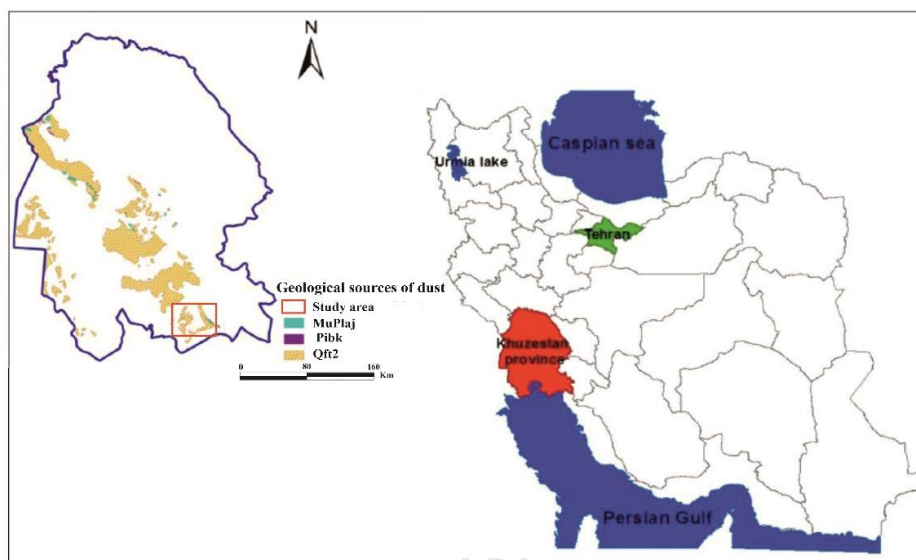
قرار دارند، واحدهای سنگی نئوژن مربوط به گروه فارس هستند که تحت فرم تاقدیس رگ سفید چین‌خورده‌اند. مهمترین سازند این تاقدیس سازند آغاچاری است که در منطقه مورد مطالعه رخنمون دارد.

نمونه‌برداری و بررسی‌های آزمایشگاهی: در این پژوهش، به‌منظور رعایت اصل توزیع یکنواختی نمونه‌ها در محدوده مورد مطالعه، نمونه‌برداری به روش سیستماتیک-تصادفی انجام شد. بدین‌صورت که نمونه‌برداری بر مبنای تغییر کاربری‌های اراضی به‌صورت سیستماتیک و در هر کاربری به‌صورت تصادفی انجام شد. از این‌رو، به روش مذکور تعداد ۳۳ نمونه رسوب از گستره مورد مطالعه برداشت شد (شکل ۳). نمونه‌ها با استفاده از بیلچه و کیسه زیپ‌دار و از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری برداشت شدند. به‌منظور از بین بردن رطوبت، ابتدا نمونه‌ها در هوای آزاد در مدت ۲۴ ساعت نگهداری شدند (Tucker, ۱۹۸۶). بعد از اتمام این فرایند رسوبات را از الک ۶۳ میکرون عبور داده، نمونه‌های رسوب در اندازه زیر ۶۳ میکرون که سیلت و رس بوده، مستعد فرسایش بادی و انتقال به‌عنوان ریزگرد هستند، برای انجام تحلیل ICP-MSS به آزمایشگاه شرکت مطالعات مواد معدنی زرآما کرمان ارسال شدند.

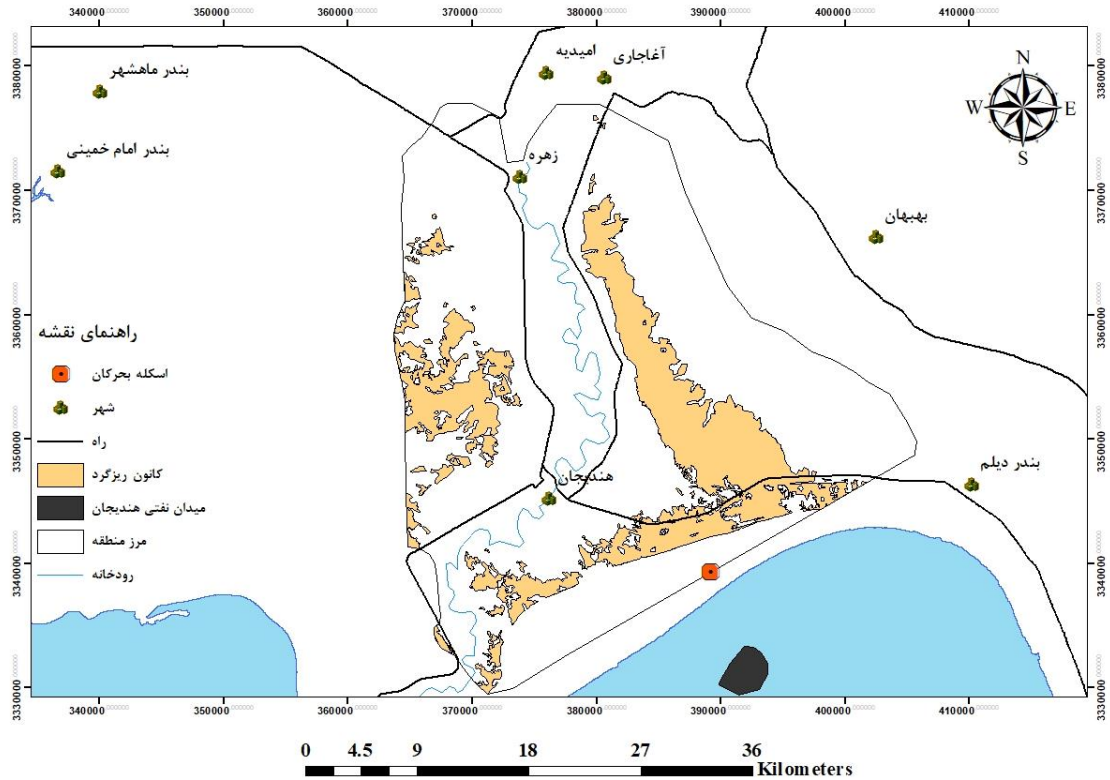
و به برنامه‌های کاربردی برای رفع این آلودگی‌ها برای انتشار به سایر نقاط کمک کند.

مواد و روش‌ها

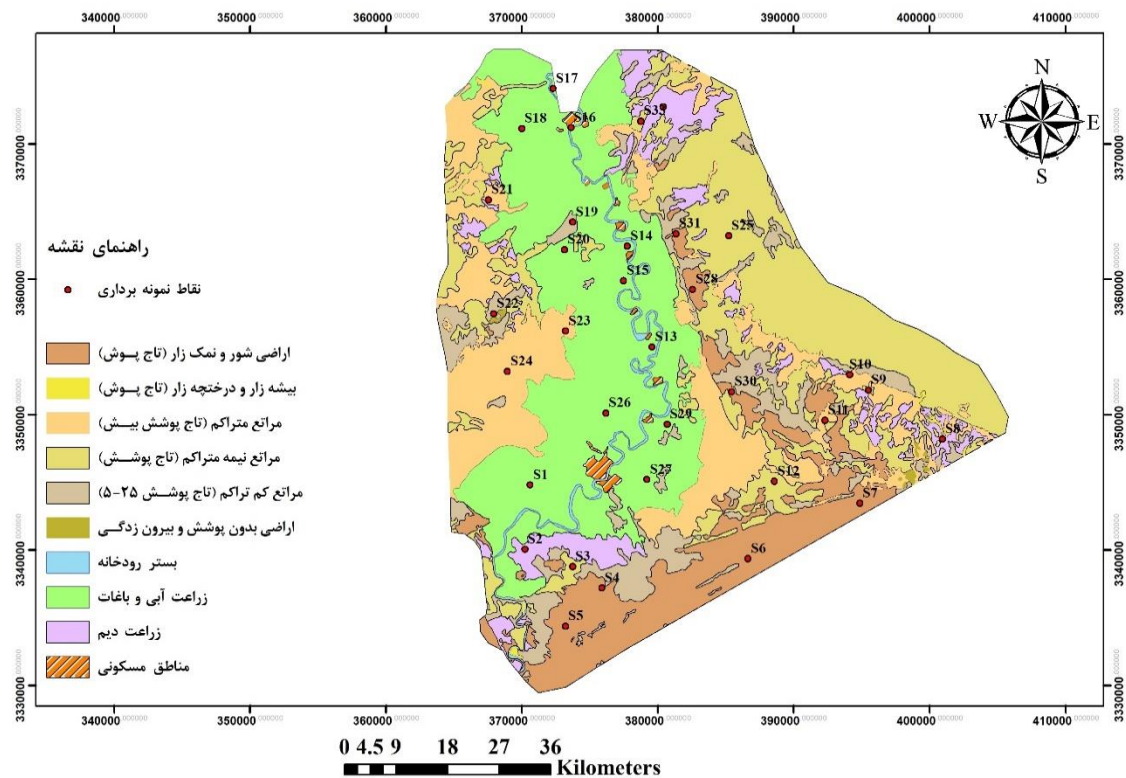
منطقه مورد مطالعه: منطقه هندیجان در منتهی‌الیه جنوب خاوری استان خوزستان و جنوب باختری کشور ایران واقع شده است (شکل ۱). به لحاظ جغرافیایی محدوده مورد مطالعه از شمال به شهرهای گازخیز و نفت‌خیز امیدیه و آغاچاری، از غرب و شمال غرب به شهرهای صنعتی بندر ماهشهر و بندر امام‌خمینی، از جنوب شرق به بندر تجاری دیلم و اسکله نفتی بهرگانسر و از جنوب به اسکله صیادی بحرکان و خلیج فارس منتهی می‌شود. همچنین، در جنوب و بخش ساحلی گستره مورد مطالعه میدان نفتی هندیجان که یکی از میادین مهم جنوب غرب کشور ایران است، به همراه دو سکوی نفتی دریایی قرار دارند (شکل ۲). از لحاظ ساختاری دلتای هندیجان در گودال و فرورانش ناودیس جنوبی تاقدیس رگ سفید، در زون ساختاری زاگرس واقع شده است. دلتای هندیجان از نوسان‌های سطح آب دریا در دوره‌های یخساری و بین یخساری هولوسن گسترش یافته است. توالی رسوبی این منطقه نشان‌دهنده توالی رسوبات سواحل پس‌رونده است (Sharifi, ۲۰۱۷). قدیمی‌ترین واحدهای سنگی منطقه هندیجان که به‌طور جداگانه در شمال شرق آن



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه به همراه پراکندگی کانون‌های گرد و غبار به تفکیک واحدهای سنگی (Gholami و همکاران،



شکل ۲- محدوده منطقه مورد مطالعه به همراه کانون‌های گرد و غبار شناسایی شده به وسیله Heidarian و همکاران (۲۰۱۷b)



شکل ۳- موقعیت نقاط نمونه برداری بر روی نقشه کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه Heidarian و همکاران، (۲۰۱۷b)

در این پژوهش از عامل‌های زیر برای ارزیابی استفاده شد. از دید بسیاری از محققان مقدار غلظت فلزات

پایش‌های زیست‌محیطی: عامل‌های زیادی برای محاسبه آلودگی فلزات سنگین در خاک وجود دارد که

عامل آلودگی^۳ و درجه آلودگی رسوبات^۴:

Hakanson (۱۹۸۰) عامل آلودگی CF را برای تعیین غلظت و آلودگی فلزات سنگین در رسوبات معرفی کرد که از رابطه زیر به دست می‌آید (Hakanson, ۱۹۸۰).

$$CF = \frac{C_0}{C_n} \quad (3)$$

که در آن، C_0 متوسط غلظت هر فلز در پوسته بالایی و C_n متوسط غلظت هر فلز در نمونه رسوب است. مجموع عامل‌های آلودگی برای عناصر مورد بررسی نشان‌دهنده درجه آلودگی (Cdeg) می‌باشد و از رابطه زیر حاصل می‌شود (Hakanson, ۱۹۸۰).

$$Cdeg = \sum CF \quad (4)$$

با توجه به محدودیت‌های معادله درجه آلودگی، Abraham (۲۰۰۵) درجه آلودگی اصلاح‌شده^۵ را معرفی کرد که از رابطه زیر حاصل می‌شود.

$$mCd = \sum \frac{CF}{n} \quad (5)$$

که در آن، n تعداد عناصر مورد مطالعه است (Abraham, ۲۰۰۵). سطح آلودگی بر مبنای عامل آلودگی، درجه آلودگی و درجه آلودگی اصلاح‌شده در جدول ۲ ارائه شده است.

پتانسیل خطر زیست‌محیطی^۶: روش تعیین

پتانسیل خطر زیست‌محیطی فلزات سنگین به وسیله Hakanson (۱۹۸۰) ارائه شده است و برای ارزیابی خطرات بالقوه زیست‌محیطی فلزات سنگین در خاک، رسوب و گرد و غبار به وسیله محققان بسیاری مورد استفاده قرار گرفته است. شاخص خطر زیست‌محیطی با استفاده از معادله‌های زیر محاسبه می‌شود.

$$Cf = \frac{Cs}{Cn} \quad (6)$$

$$Er = (Tr \times Cf) \quad (7)$$

$$RI = \sum_{i=1}^m Er \quad (8)$$

که در آن‌ها، Cs غلظت فلز سنگین در نمونه، Cn غلظت فلز سنگین در نمونه زمینه، Cf عامل آلودگی، Er پتانسیل ریسک اکولوژیک هر عنصر مورد بررسی و Tr شاخص سمی بودن فلزات سنگین نام دارد که به ترتیب برای کادمیوم، آرسنیک، مس، سرب، نیکل، کروم و روی برابر با ۱۰، ۳۰، پنج، پنج، دو و یک

سنگین در پوسته بالایی به عنوان مقدار زمینه انتخاب شد و از عنصر Al نیز به علت این که کمترین سطح آلودگی را دارد (Chandrasekaran و همکاران، ۲۰۱۵) به عنوان فلز مبنا استفاده شده است.

عامل غنی‌شدگی^۱: سطح آلودگی فلزات در رسوب را

نشان می‌دهد و شاخص مفیدی برای جداکردن منابع طبیعی و انسانی فلزات از یکدیگر است. این عامل در تحلیل‌های زیست‌محیطی، یکی از عوامل مهم ارزیابی میزان تمرکز عناصر تحت تأثیر عوامل انسانی و طبیعی است که از رابطه زیر محاسبه می‌شود (Luo و همکاران، ۲۰۱۲).

$$EF = \frac{\left(\frac{Cx}{Cref}\right)_{Sample}}{\left(\frac{Cx}{Cref}\right)_{Background}} \quad (1)$$

که در آن، $\left(\frac{Cx}{Cref}\right)_{Sample}$ نسبت غلظت فلز مورد نظر (اندازه‌گیری شده در خاک) به فلز مبنا در نمونه مورد مطالعه و $\left(\frac{Cx}{Cref}\right)_{Background}$ نسبت غلظت فلز مورد نظر به فلز مبنا در مقادیر زمینه است. در صورتی که غنی‌شدگی فلزی بالاتر از ۱/۵ باشد، دارای منشا انسان‌زاد و اگر کمتر از ۱/۵ باشد، دارای منشا زمین‌زاد است (Jadoon و همکاران، ۲۰۱۸). درجه غنی‌شدگی فلزات بر اساس EF محاسبه شده و در جدول ۱ ارائه شده است.

شاخص زمین‌انباشتگی^۲: یکی از شاخص‌های مفید

برای مطالعه وضعیت تجمع عناصر سنگین در خاک، استفاده از شاخص ژئوشیمیایی مولر می‌باشد که بر اساس رابطه زیر استوار است (Muller, ۱۹۶۹).

$$Igeo = \log_2 \left(\frac{Cn}{1.5Bn} \right) \quad (2)$$

که در آن، $Igeo$ شاخص تجمع و یا شاخص شدت آلودگی در منطقه مورد مطالعه، \log_2 لگاریتم در پایه دو، Cn غلظت آلاینده مورد نظر در خاک، Bn غلظت زمینه‌ای ژئوشیمیایی فلز و ۱/۵ ضریب تصحیح تأثیر لیتوژنیکی مقدار غلظت زمینه است.

پس از محاسبه شاخص ژئوشیمیایی مولر، برای طبقه‌بندی کیفیت خاک می‌توان از جداول استاندارد شاخص فوق (جدول ۱) استفاده کرد (Muller, ۱۹۶۹).

³ Contaminant Factor

⁴ Degree of sediment contamination

⁵ Modified degree of contamination

⁶ Potential ecological risk

¹ Enrichment Factor

² Index of Geoaccumulation

ارائه شده است (Hakanson, ۱۹۸۰). RI ریسک اکولوژیکی مجموع عناصر را نشان می‌دهد. سطح آلودگی بر اساس پتانسیل خطر زیست‌محیطی در پنج گروه متفاوت تعریف می‌شود که عبارتند از: ریسک اکولوژیکی کم ($Er < 40$)، ریسک اکولوژیکی متوسط ($40 < Er < 80$)، ریسک اکولوژیکی قابل توجه ($80 < Er < 160$)، ریسک اکولوژیکی زیاد ($160 \leq Er < 320$)، ریسک اکولوژیکی خیلی زیاد ($Er \geq 320$) و سطح آلودگی بر اساس شاخص ریسک در چهار گروه: ریسک اکولوژیکی کم ($RI < 150$)، ریسک اکولوژیکی متوسط ($150 \leq RI < 300$)، ریسک اکولوژیکی قابل توجه ($300 \leq RI < 600$) و ریسک اکولوژیکی زیاد ($RI \geq 600$) طبقه‌بندی می‌شود (Hakanson, ۱۹۸۰ و ۲۰۱۱).

جدول ۱- طبقه‌بندی کیفیت خاک بر مبنای شاخص زمین‌انباشت Igeo و عامل غنی‌شدگی EF

EF	سطح آلودگی	طبقه	Igeo	کیفیت خاک
EF < 2	کم	۱	Igeo < 0	غیر آلوده
2 ≤ EF < 5	متوسط	۲	0 ≤ Igeo < 1	غیر آلوده تا آلودگی متوسط
5 ≤ EF < 20	زیاد	۳	1 ≤ Igeo < 2	آلودگی متوسط
20 ≤ EF < 40	بسیار زیاد	۴	2 ≤ Igeo < 3	آلودگی متوسط تا آلودگی زیاد
EF ≥ 40	بی نهایت زیاد	۵	3 ≤ Igeo < 4	آلودگی زیاد
-	-	۶	4 ≤ Igeo < 5	آلودگی زیاد تا بسیار زیاد
-	-	۷	Igeo ≥ 5	آلودگی بسیار زیاد

جدول ۲- درجه‌بندی عامل آلودگی و درجه آلودگی رسوبات (Hakanson, ۱۹۸۰) و توصیف آلودگی محیط بر اساس درجه آلودگی اصلاح شده (Abraham, ۲۰۰۵)

اصلاح شده	درجه آلودگی	درجه آلودگی	عامل آلودگی	رده آلودگی
mCd < 1.5	غیر آلوده تا آلودگی بسیار اندک	Cd _{ge} < 7	CF < 1	آلودگی کم
1.5 ≤ mCd < 2	آلودگی اندک	7 ≤ Cd _{ge} < 14	1 ≤ CF < 3	آلودگی متوسط
2 ≤ mCd < 4	آلودگی متوسط	14 ≤ Cd _{ge} < 28	3 ≤ CF < 6	آلودگی زیاد
4 ≤ mCd < 8	آلودگی زیاد	Cd _{ge} ≥ 28	CF ≥ 6	شدیدا آلوده
8 ≤ mCd < 16	آلودگی بسیار زیاد	-	-	-
16 ≤ mCd < 32	آلودگی فوق العاده زیاد	-	-	-
mCd ≥ 32	آلودگی بی نهایت زیاد	-	-	-

تحلیل آماری و توزیع مکانی: تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری با نرم‌افزار SPSS20 انجام گرفت. همچنین، از آزمون K-S برای تست نرمال بودن داده‌ها استفاده شد و برای پذیرش فرضیه نرمال بودن مقدار P، بالاتر از ۰/۰۵ مورد پذیرش قرار گرفت (Cai و همکاران، ۲۰۱۵؛ Keleperts, ۲۰۱۴) و از رابطه Log برای نرمال کردن داده‌ها استفاده شد (Li و همکاران، ۲۰۱۳). از آزمون آماری PCA برای ارزیابی رابطه بین آلاینده‌های مختلف خاک استفاده شد، در واقع آزمون PCA برای تعیین روابط و خاستگاه مشترک بین فلزات سنگین استفاده می‌شود (Luo و همکاران، ۲۰۱۲؛ Zhang, ۲۰۰۶؛ Peris و همکاران، ۲۰۰۷؛ Yuan و همکاران، ۲۰۱۳؛ Kelepertzis, ۲۰۱۴). آزمون PCA یا تحلیل مولفه اصلی یکی از پرکاربردترین آزمون‌های آماری در تعیین آلودگی و منشأ فلزات سنگین است که به وسیله محققان زیادی مورد استفاده قرار گرفته است (Sun و همکاران، ۲۰۱۰؛ Xiao و همکاران، ۲۰۱۳؛ Yang و همکاران، ۲۰۱۵؛ Karimi Nezhad و همکاران، ۲۰۱۵). روش‌های توزیع مکانی مقرون به صرفه‌ترین روش‌ها برای درک بهتر توزیع فضایی آلاینده‌ها هستند. در این مطالعه، با کمک نرم‌افزار ArcGIS 10.7 الگوی توزیع

تحلیل آماری و توزیع مکانی: تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری با نرم‌افزار SPSS20 انجام گرفت. همچنین، از آزمون K-S برای تست نرمال بودن داده‌ها استفاده شد و برای پذیرش فرضیه نرمال بودن مقدار P، بالاتر از ۰/۰۵ مورد پذیرش قرار گرفت (Cai و همکاران، ۲۰۱۵؛ Keleperts, ۲۰۱۴) و از رابطه Log برای نرمال کردن داده‌ها استفاده شد (Li و همکاران، ۲۰۱۳). از آزمون آماری PCA برای ارزیابی رابطه بین آلاینده‌های مختلف خاک استفاده شد، در واقع آزمون PCA برای تعیین روابط و خاستگاه مشترک بین فلزات سنگین استفاده می‌شود (Luo و همکاران، ۲۰۱۲؛ Zhang, ۲۰۰۶؛ Peris و همکاران، ۲۰۰۷؛ Yuan و همکاران، ۲۰۱۳؛ Kelepertzis, ۲۰۱۴). آزمون PCA یا تحلیل مولفه اصلی یکی از پرکاربردترین آزمون‌های آماری در تعیین آلودگی و منشأ فلزات سنگین است که به وسیله محققان زیادی مورد استفاده قرار گرفته است (Sun و همکاران، ۲۰۱۰؛ Xiao و همکاران، ۲۰۱۳؛ Yang و همکاران، ۲۰۱۵؛ Karimi Nezhad و همکاران، ۲۰۱۵). روش‌های توزیع مکانی مقرون به صرفه‌ترین روش‌ها برای درک بهتر توزیع فضایی آلاینده‌ها هستند. در این مطالعه، با کمک نرم‌افزار ArcGIS 10.7 الگوی توزیع

مذکور می‌باشد. ضریب تغییرات شاخصی برای بیان منشا فلزات سنگین است، بدین صورت که C_v بالای ۵۰ درصد نشان‌دهنده دخالت فعالیت‌های انسانی در تغلیظ فلز و C_v زیر ۵۰ درصد نشان‌دهنده منشا زمین‌زاد و یا دخالت کمتر فعالیت‌های انسانی در تغلیظ برای این فلزات است (Mamut و همکاران، ۲۰۱۷؛ Marcinkonis و همکاران، ۲۰۱۱؛ Cai و همکاران، ۲۰۱۵؛ Baltas و همکاران، ۲۰۲۰). در نهشته‌های مورد مطالعه برای دو فلز Pb و As مقدار ضریب تغییرات C_v به ترتیب ۹۰ و ۸۱ درصد است و نشان‌دهنده منشا غیرزمین‌زاد برای این فلزات است. مقدار ضریب تغییرات فلزات Cd ، Cr ، Cu ، Ni و Zn بین ۱۱/۵ تا ۳۲/۹ درصد این عدم وجود تغییرات خیلی زیاد در منطقه بیانگر محدود بودن عوامل دخیل در تغییر غلظت آن‌ها می‌باشد (Azimzadeh و همکاران، ۲۰۱۲) و غلظت این فلزات بیشتر تحت تاثیر فعالیت‌های زمین‌زاد است (Mamut و همکاران، ۲۰۱۷؛ Baltas و همکاران، ۲۰۲۰). بررسی نقشه‌های پهنه‌بندی پراکندگی فلزات در گستره مورد مطالعه (شکل ۴) نشان می‌دهد که بیشترین غلظت فلزهای As و Cd در نیمه شمالی و غربی گستره مورد مطالعه می‌باشد و کمترین غلظت نیز در نیمه جنوبی گستره مذکور مشاهده می‌شود. Cd عنصری است که منابع ورودی انسانی فراوانی به محیط دارد، از جمله فعالیت‌های صنعتی، کودهای کشاورزی و سوخت‌های فسیلی (Hamzeh و همکاران، ۲۰۱۱؛ Hashemi و همکاران، ۲۰۱۳). غلظت فلز آرسنیک عمدتاً به علت وجود فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی پتاسیم‌دار و آرسنیک‌دار در اراضی تحت پوشش کشاورزی می‌باشد (Nicholson و همکاران، ۲۰۰۳؛ Atafar و همکاران، ۲۰۱۰). تمرکز غلظت بالای این دو فلز در محدوده‌های با کاربری کشاورزی می‌تواند موید وجود این منبع برای تغلیظ این دو فلز باشد. از سویی دیگر، غلظت پایین فلز کادمیوم در جنوب گستره هندیجان و در نزدیکی خط ساحلی خلیج فارس می‌تواند به علت حلالیت بالای این فلز در آب باشد (Birtch، ۱۹۹۶؛ Warren، ۱۹۹۸). همچنین، الگوی پراکندگی فلزات Zn ، Ni ، Cu و Pb مشابه بود و در یک روند کلی به سمت جنوب گستره مورد مطالعه

فضایی فلزات سنگین با روش زمین‌آماري IDW که دارای مقدار خطای کمتری نسبت به سایر روش‌های درون‌یابی بود ارائه شد. روش IDW یا وزن‌دهی، بر اساس عکس فاصله انجام می‌شود که علاوه بر استفاده از مقدار مشخصه نمونه‌برداری شده از محل و موقعیت نمونه‌ها نیز در درون‌یابی استفاده می‌کند. روش معین عکس فاصله مقادیر نقاط مجهول را از راه میانگین وزنی داده‌های مشاهده‌ای با نقاط همسان برآورد می‌کنند (Fallahzadeh و همکاران، ۲۰۱۷). مقدار عامل وزنی از رابطه زیر محاسبه می‌شود.

$$\lambda_i = \frac{D_i - a}{\sum_{i=1}^n D_i - a} \quad (9)$$

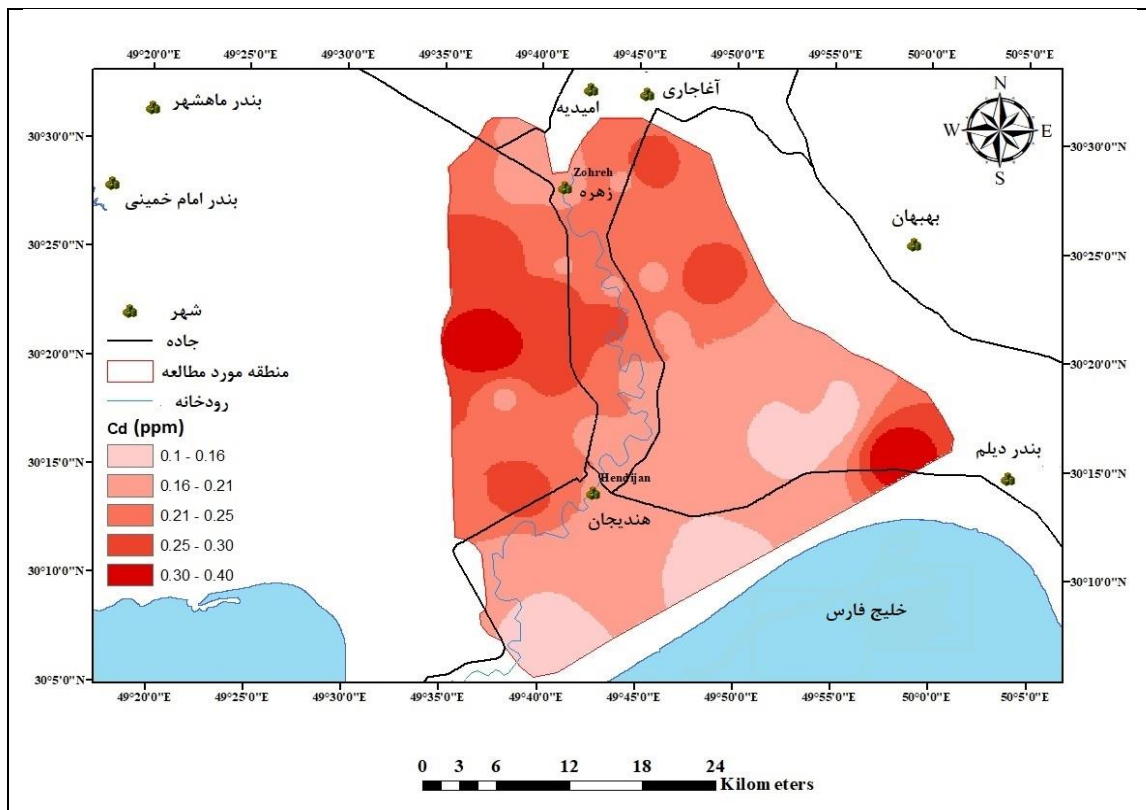
که در آن، λ_i وزن ایستگاه i م، D_i فاصله ایستگاه i ام تا نقطه مجهول و a توان وزن‌دهی هستند.

نتایج و بحث

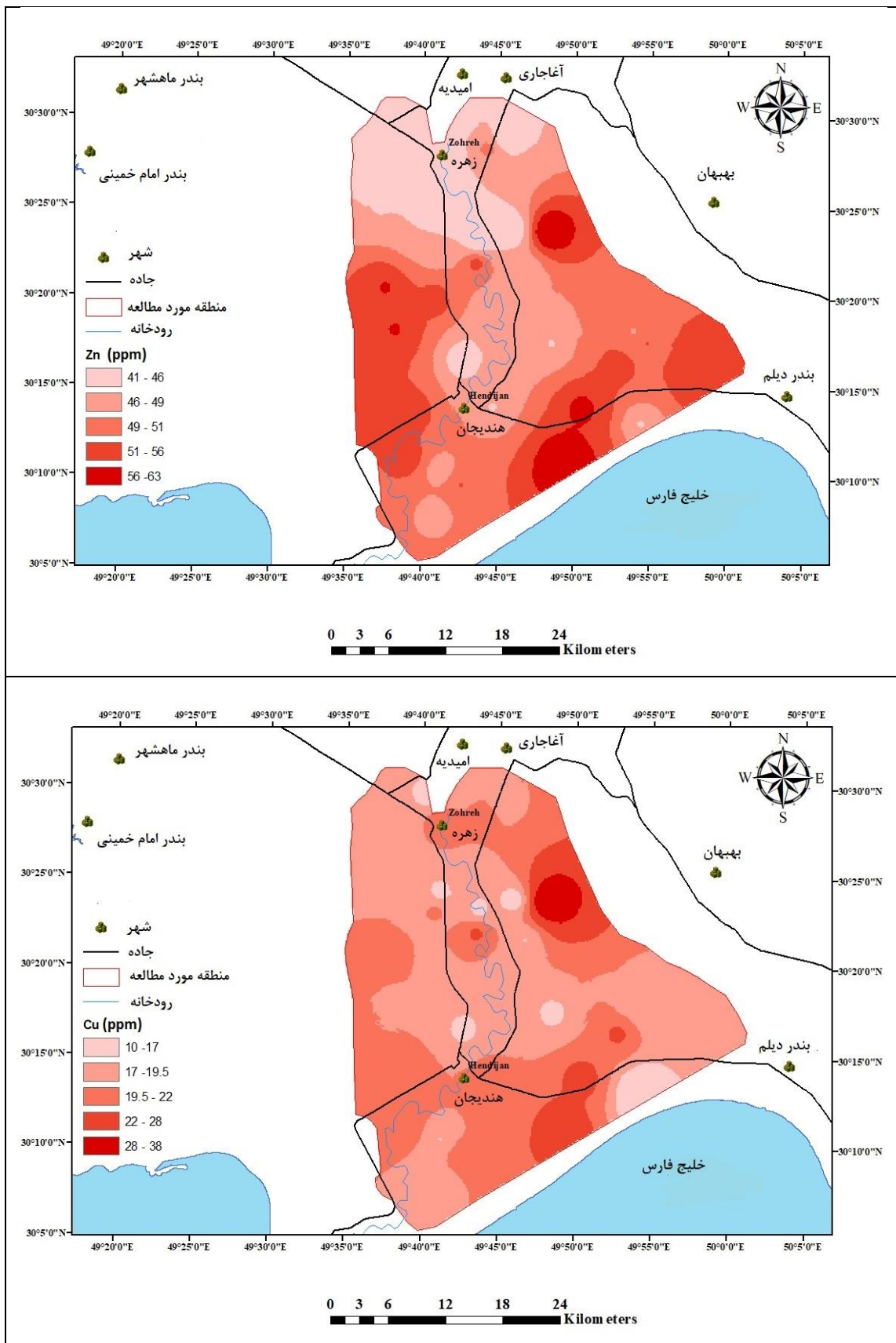
غلظت فلزات سنگین: تحلیل داده‌های ژئوشیمیایی و مشخصه‌های آماری بر روی نمونه‌های مورد مطالعه در جدول ۳ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد، بیشترین میانگین غلظت فلزات متعلق به $Cd < As < Cu < Pb < Zn < Ni < Cr$ است. در مقایسه با میانگین غلظت پوسته بالایی، فلزهای آرسنیک، کادمیوم، کروم، نیکل و سرب دارای غلظتی معادل ۳/۵، دو، ۲/۸، ۳/۲۵ و ۱/۷ برابر میانگین غلظت پوسته بالایی هستند و تنها فلز روی ۱/۴ برابر و مس ۱/۳ برابر غلظت کمتری از میانگین غلظت پوسته بالایی دارند. در صورتی که غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها نزدیک این استاندارد باشد، خطری به لحاظ آلودگی ندارد، اما در صورتی که از این میزان بیشتر باشد، خطر آلودگی وجود دارد (USEPA، ۱۹۹۶). غلظت کلیه فلزات سنگین این پهنه کمتر از مقدار استاندارد خاک ایران هستند و از سویی دیگر، غلظت فلزهای سرب، نیکل، مس، کروم و آرسنیک بیش از میانگین غلظت این عناصر در خاک‌های جهان می‌باشد. مقایسه میانگین غلظت این فلزات با مطالعات مشابه در جدول ۳ ارائه شده است. به‌عنوان نمونه، غلظت فلز کروم، نیکل و روی در گستره مورد مطالعه کمتر از میانگین غلظت آن در خاک‌های اطراف اهواز است و تنها غلظت فلز مس بیش از میانگین غلظت آن در منطقه

خاک‌های جنوب گستره مورد مطالعه در نظر گرفت. مشابه این روند در رسوبات گستره اسکله بندر امام خمینی در شمال غرب منطقه مورد مطالعه به‌وسیله Azimi و همکاران (۲۰۱۲) گزارش شد. غلظت فلز Cr دیگر فلز سنگین در گستره مورد مطالعه در جنوب شرقی و جنوب غرب گستره در بیشترین مقدار خود و در نیمه شمالی گستره مورد مطالعه غلظت آن کمتر می‌باشد. عموماً غلظت کروم در ارتباط با فاضلاب‌های کشاورزی و آلودگی‌های مرتبط با سوخت‌های فسیلی و آلودگی‌های ترافیکی می‌باشد (Xiao و همکاران، ۲۰۱۳). غلظت این فلز در مطالعه Darvishi khatoon در سال (۲۰۱۶) در کل استان خوزستان و منطقه هنديجان بالا ارزیابی شد و علت آن را فعالیت‌های ترافیکی و فعالیت‌های مرتبط با میادین نفتی مانند میدان نفتی هنديجان در ساحل گستره مورد مطالعه و همچنین، آثار مرتبط با جنگ هشت ساله ایران و عراق قلمداد شد.

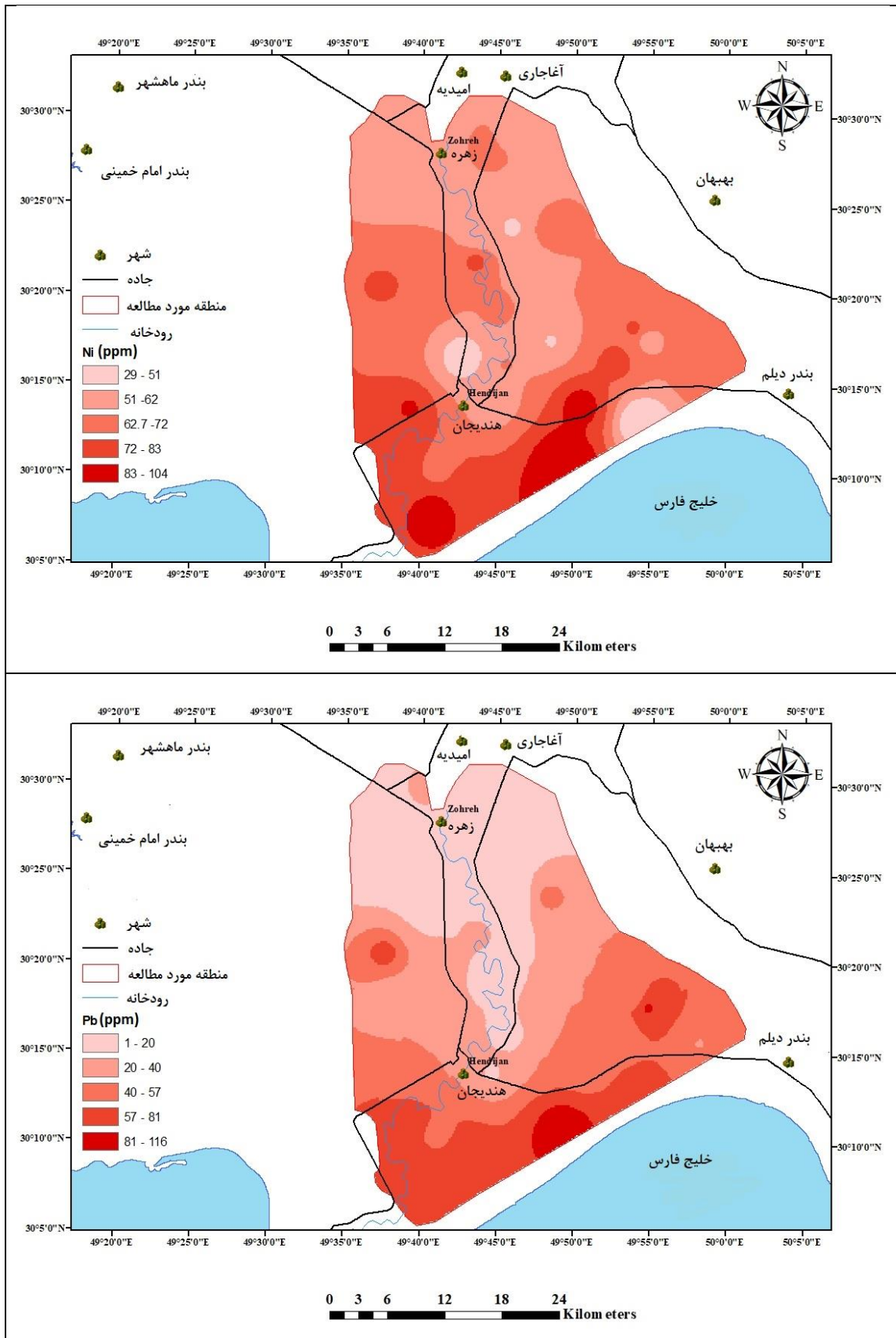
غلظت این فلزات افزایش چشمگیری دارد. ترکیبات رنگ، حمل و نقل و فاضلاب‌های شهری و صنعتی سبب افزایش میزان فلز Pb در خاک می‌شوند (Rainbow و Luoma، ۲۰۰۸؛ Taghipour، ۲۰۱۲) و غلظت بالای فلز نیکل نیز در ارتباط با تردد کشتی‌ها و شناورها و فاضلاب‌های شهری و صنعتی است (Pourang و همکاران، ۲۰۰۵؛ Tokhi و همکاران، ۲۰۰۸). غلظت فلزهای Zn و Cu عموماً به‌دلیل فعالیت‌های صنعتی و آلودگی‌های ترافیکی ایجاد می‌شود (Tokhi و همکاران، ۲۰۰۸؛ Luo و همکاران، ۲۰۱۲؛ Saeedi و همکاران، ۲۰۱۲). با توجه به این‌که بیشترین غلظت فلزات مذکور در جنوب گستره مورد مطالعه و در طول خط ساحلی و از سوی دیگر، در پایین‌دست شهر هنديجان است، می‌توان تردد شناورها، آلودگی‌های ناشی از تعمیر و نگهداری شناورها و کشتی‌ها در اسکله بحرکان و فاضلاب شهری هنديجان را علت افزایش این دو فلز در



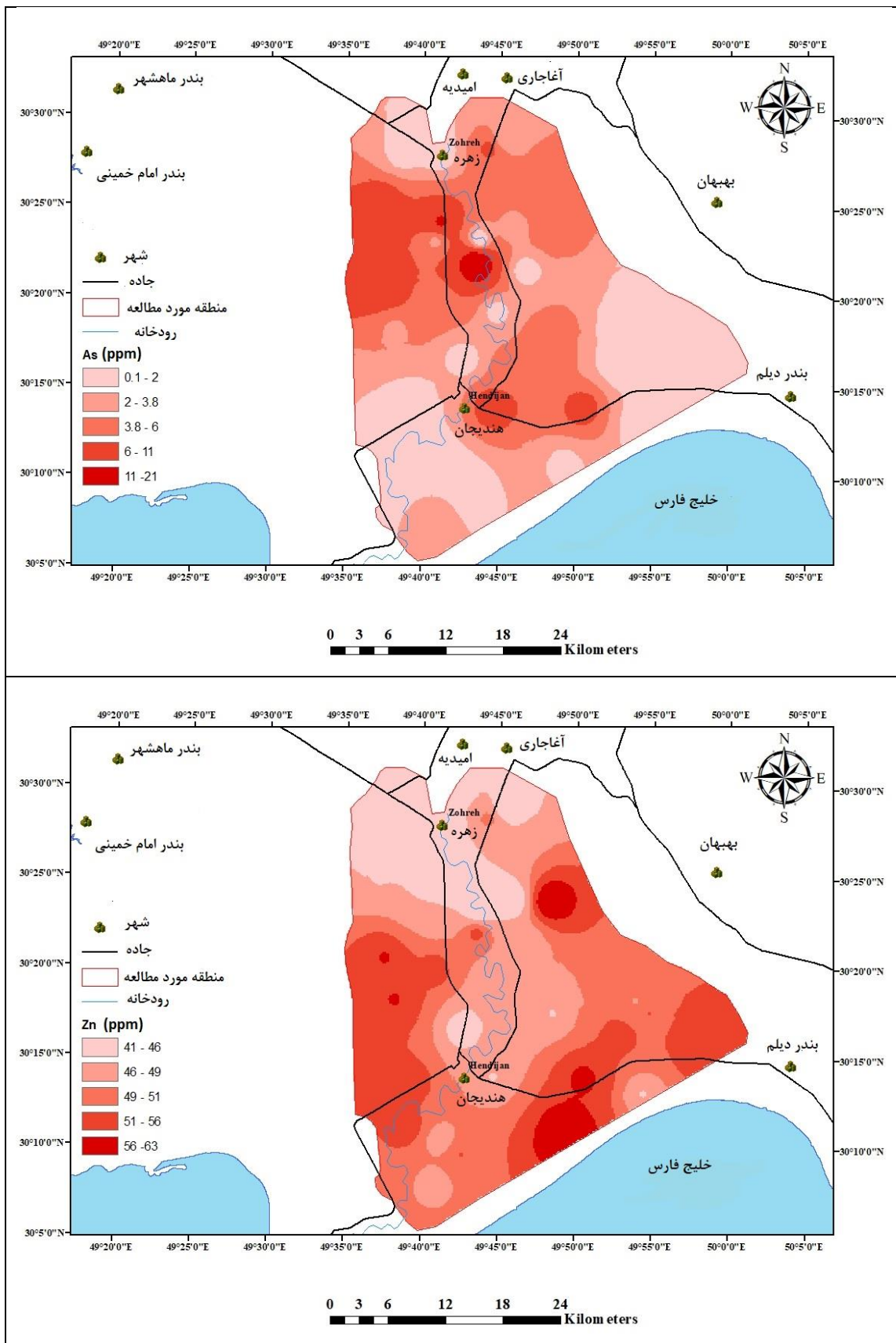
شکل ۴ - پهنه‌بندی غلظت فلزات سنگین در گستره مورد مطالعه



ادامه شکل ۴- پهنه‌بندی غلظت فلزات سنگین در گستره مورد مطالعه



ادامه شکل ۴ - پهنه‌بندی غلظت فلزات سنگین در گستره مورد مطالعه



ادامه شکل ۴- پهنه‌بندی غلظت فلزات سنگین در گستره مورد مطالعه

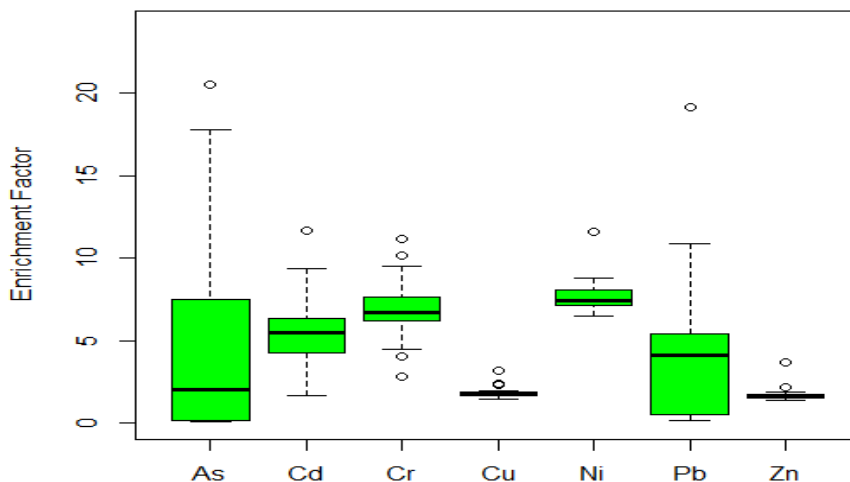
جدول ۳- پارامترهای آماری فلزات سنگین در گستره هنديجان در مقايسه با غلظت پوسته (Taylor و McLennan، ۱۹۹۵)، میانگین جهانی خاک (Alloway، ۲۰۱۰)، استاندارد خاک ایران (DOE، ۲۰۱۴)، پهنه اهواز (Darvishi Khatoon، ۲۰۱۶)

مکان	Al (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
Ave	۳۴۳۴۹	۵/۲۸	۰/۲۲	۱۰۰/۱	۱۹/۵	۶۵/۳	۳۵/۹	۴۹/۳
Max	۴۸۱۸۸	۲۰/۶	۰/۴	۱۵۸	۳۸	۱۰۵	۱۱۶	۶۳
Min	۱۴۰۵۶	۰/۱	۰/۱	۴۱	۱۰	۲۹	۲	۴۱
هنديجان								
S.T	۶۶۲۷	۴/۷	۰/۰۷	۲۴/۷۹	۴/۴۵	۱۵/۶	۲۹/۱	۵/۶
C.V	۱۹/۲	۹۰/۳	۳۲/۹	۲۴/۷	۲۲/۷	۲۳/۸۷	۸۱/۲	۱۱/۵
S.K	-۰/۵۹	۱/۴۵	۰/۵۹	-۰/۰۳۷	۱/۹	۰/۱۳	۰/۷	۰/۵۲
غلظت پوسته بالایی	۸۰۴۰۰	۱/۵	۰/۰۹	۳۵	۲۵	۲۰	۲۰	۷۱
میانگین جهانی	-	۴/۷	۱/۱	۴۲	۱۴	۱۸	۲۵	۶۳
اهواز	-	-	-	۱۱۱	۱۶/۷	۸۵	-	۴۹/۱
استاندارد خاک ایران	-	-	-	۱۶۵	۴۰۰	۱۵۵	۸۰	۵۰۰

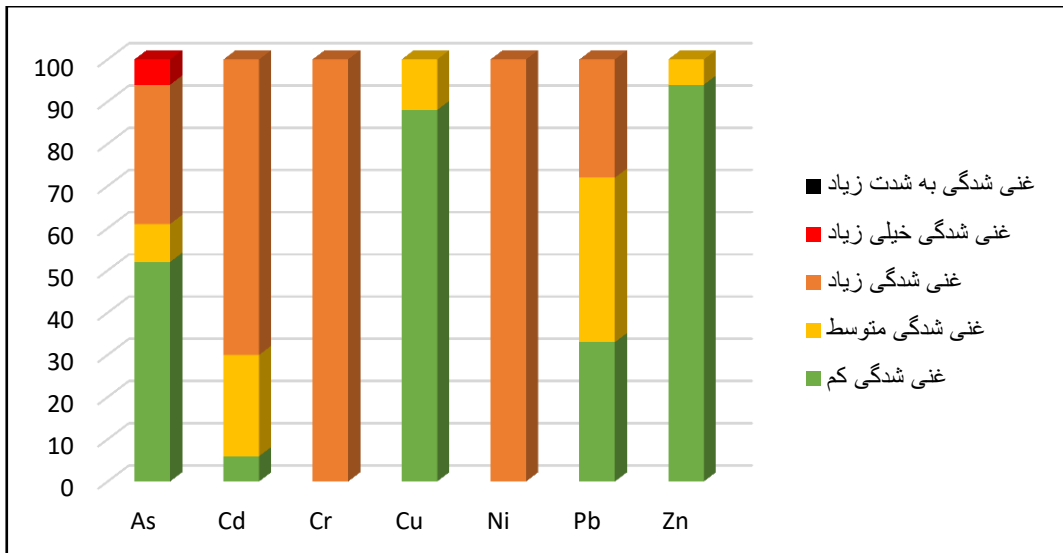
عامل غنی‌شدگی: نتایج تغییرات عامل غنی‌شدگی

در فلزات سنگین در نمونه‌های منطقه هنديجان در شکل ۵، ارائه شده است. بیشترین مقدار میانگین غنی‌شدگی در بین فلزات به ترتیب متعلق به $Pb < As < Cd < Cr < Ni$ است. مقدار غنی‌شدگی فلزات As بین ۰/۱۲ تا ۲۶ و مقدار میانگین غنی‌شدگی نیز ۵/۲، کادمیوم بین ۱/۷ تا ۱۱، میانگین ۵/۳، Cr بین ۲/۷ تا ۱۱ و میانگین ۶/۷، Cu بین ۱/۴۵ تا ۳/۱ و میانگین ۱/۸، Ni بین ۶/۴ تا ۱۱ و میانگین ۷/۶، Pb بین ۰/۱۵ تا ۱۹ و میانگین ۴/۹ و Zn بین ۱/۳۹ تا ۳/۷ و میانگین نیز ۱/۶ است. در صورتی که غنی‌شدگی فلزی بالاتر از ۱/۵ باشد، دارای منشا انسان‌زاد و اگر کمتر از ۱/۵ باشد، دارای منشا زمین‌زاد می‌باشد

(Jadoon و همکاران، ۲۰۱۸). از این‌رو، بر مبنای میانگین غنی‌شدگی تنها دو فلز Cu و Zn دارای منشا زمین‌زاد هستند و غنی‌شدگی Ni، Cr، Cd، As و Pb دارای منشا انسانی هستند. بر مبنای جدول ۱، رتبه‌بندی کیفی غنی‌شدگی فلزات به ترتیب شامل نیکل (غنی‌شدگی زیاد) < کروم (غنی‌شدگی زیاد) < کادمیوم (غنی‌شدگی زیاد) < آرسنیک (غنی‌شدگی زیاد) < سرب (غنی‌شدگی متوسط) < مس (غنی‌شدگی کم) < روی (غنی‌شدگی کم) می‌باشد. بر مبنای شکل ۶، نمونه‌های رسوب نسبت به فلزات نیکل و کروم ۱۰۰ درصد غنی‌شدگی زیاد دارند. فلزات کادمیوم و سرب دیگر فلزاتی هستند که درصد فراوانی غنی‌شدگی متوسط و زیاد بالایی در نمونه‌ها دارند.



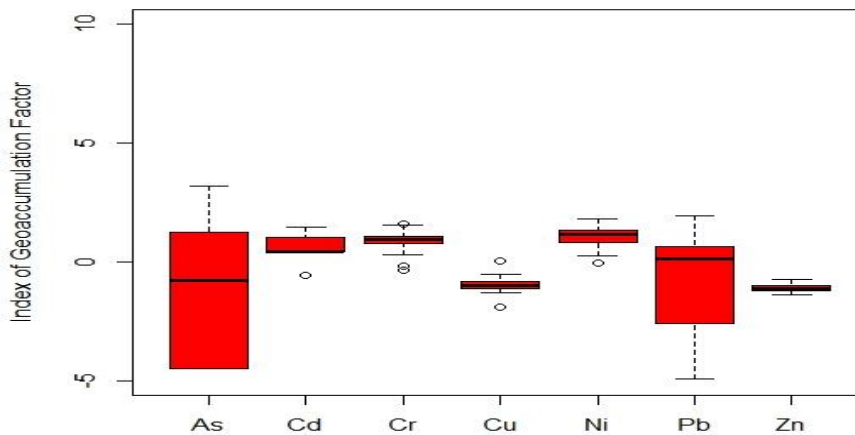
شکل ۵- نمودار جعبه‌ای شاخص غنی‌شدگی فلزات سنگین در نمونه‌های مورد مطالعه



شکل ۶- پراکندگی طبقه‌های عامل غنی‌شدگی برای فلزات سنگین در نمونه‌های مورد مطالعه

از و در طبقه غیرآلوده قرار دارند. بر مبنای شکل ۸، ۳۰ درصد نمونه‌ها نسبت به فلز آرسنیک آلودگی متوسط تا آلودگی زیاد، حدود ۳۵ درصد نسبت به فلزات کروم و کادمیوم آلودگی متوسط و بیش از ۴۰ درصد نمونه‌ها نیز نسبت به فلز نیکل آلودگی متوسط دارند. همچنین، ۱۰۰ درصد نمونه‌ها نسبت به فلز روی فاقد آلودگی باشند.

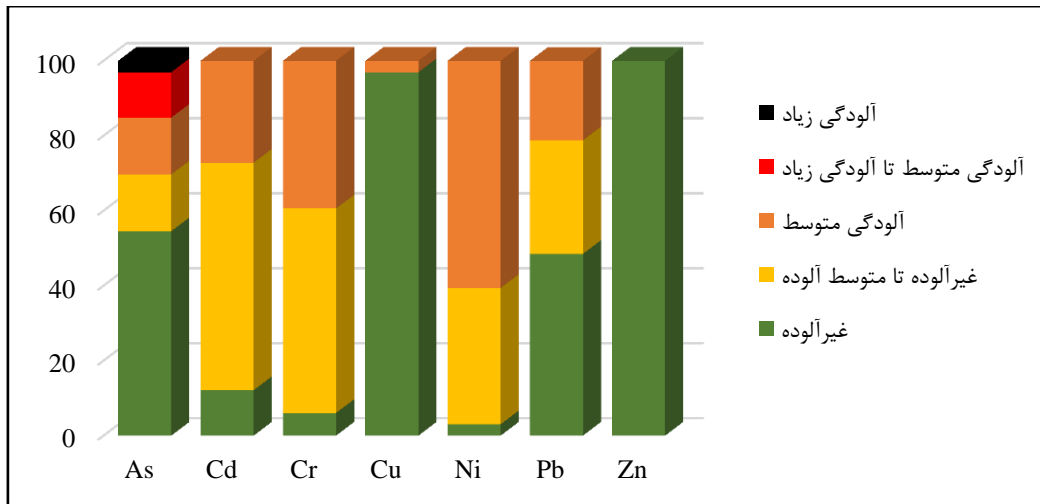
شاخص زمین‌انباشت: شاخص زمین‌انباشت نهشته‌های مورد مطالعه در شکل ۷، نشان داده شده است. بیشترین میانگین شاخص زمین‌انباشت برای فلزات مورد مطالعه به ترتیب متعلق به $Cu < Pb < Cd < Ni < Zn < Cr < As$ می‌باشد. به لحاظ کیفی تنها میانگین شاخص زمین‌انباشت فلزهای کادمیوم، کروم و نیکل بیشتر از یک و در طبقه غیرآلوده تا متوسط آلوده قرار دارد. میانگین شاخص زمین‌انباشت سایر فلزات کمتر



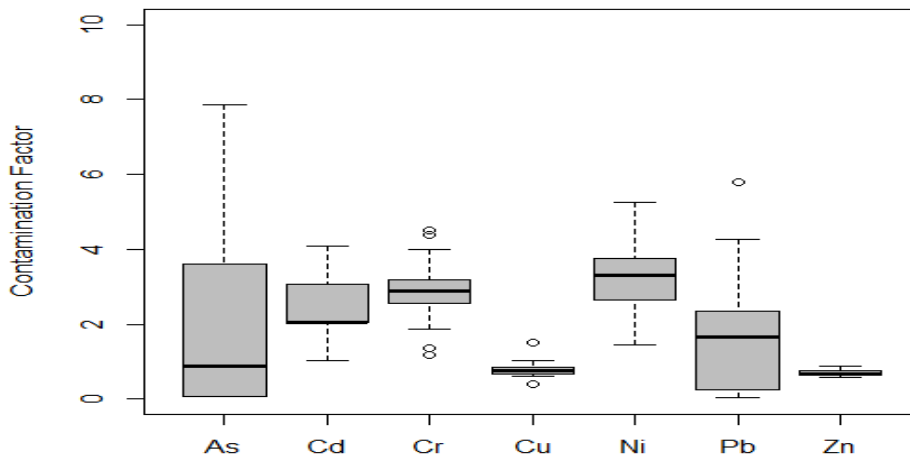
شکل ۷- نمودار جعبه‌ای شاخص زمین‌انباشت برای فلزات سنگین در نمونه‌های مورد مطالعه

درصد نمونه‌ها نسبت به فلز آرسنیک آلودگی کم دارند و ۶۰ درصد آلودگی متوسط تا زیاد دارند. همچنین، ۳۰ درصد نمونه‌ها نسبت به فلز سرب آلودگی کمی دارند و ۷۰ درصد نمونه‌ها نیز آلودگی متوسط تا بالایی دارند (شکل ۱۰).

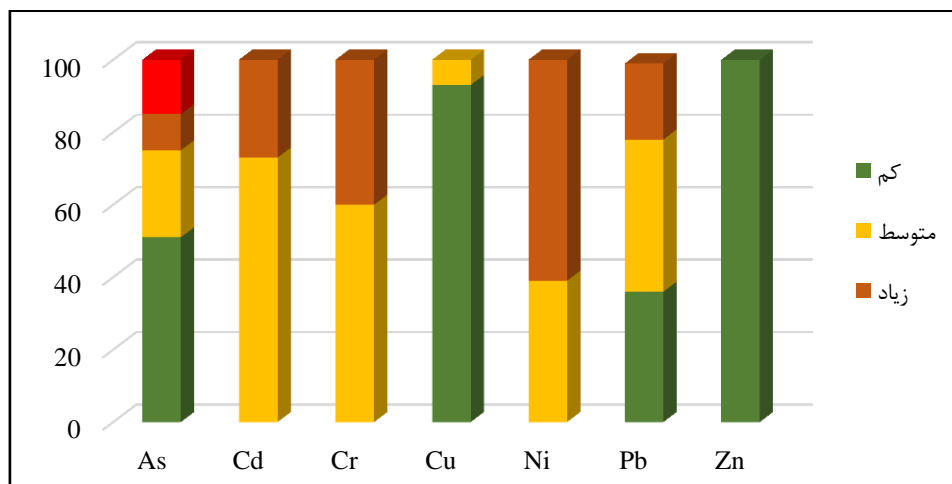
عامل آلودگی و درجه آلودگی اصلاح شده: نتایج عامل آلودگی به صورت نمودار جعبه‌ای در شکل ۹ نشان می‌دهد که بیشترین عامل آلودگی متعلق به فلزات $Zn < Pb < As < Cd < Cr < Ni$ است. همچنین، تقریباً کل نمونه‌های مورد مطالعه نسبت به فلزات Ni ، Cd و Cr آلودگی متوسط تا زیاد را نشان می‌دهند. ۴۰



شکل ۸- پراکندگی طبقه‌های شاخص زمین‌انباشت برای فلزات سنگین در نمونه‌های مورد مطالعه



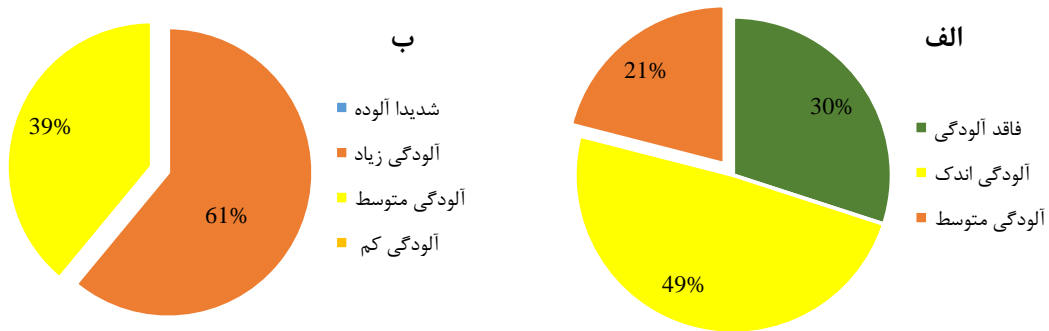
شکل ۹- پراکندگی عامل آلودگی برای فلزات سنگین در نمونه‌های مورد مطالعه



شکل ۱۰- پراکندگی طبقه‌های عامل آلودگی برای فلزات سنگین در نمونه‌های مورد مطالعه

آلودگی اصلاح شده نیز نشان داد که ۳۰ درصد نمونه-ها فاقد آلودگی، ۴۹ درصد آلودگی اندک و ۲۱ درصد نیز آلودگی متوسط را نشان می‌دهند (شکل ۱۱).

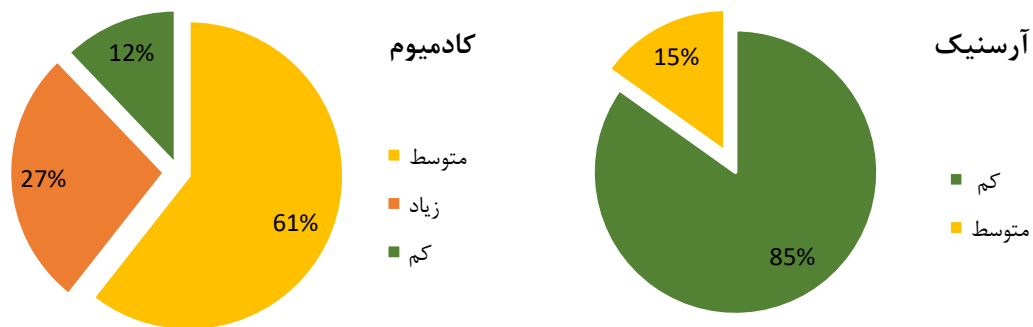
از سویی دیگر، شاخص درجه آلودگی نشان داد که ۶۱ درصد نمونه درجه آلودگی زیاد و ۳۹ درصد نمونه‌ها نیز درجه آلودگی متوسطی را دارند. درجه



شکل ۱۱- نمودار دایره‌ای، الف) درجه آلودگی اصلاح شده و ب) درجه آلودگی

همکاران، ۲۰۱۸؛ Leiming و همکاران، ۲۰۲۰). میانگین شاخص RI در نمونه‌های مورد مطالعه ۱۰۸/۰۲ می‌باشد که نشان‌دهنده خطر زیست‌محیطی کم در منطقه است. مقدار RI در ۸۸ درصد نمونه‌ها کمتر از ۱۵۰ و در طبقه آلودگی کم قرار دارند و در ۱۲ درصد نمونه‌ها نیز بین ۱۵۰ تا ۳۰۰ و در طبقه آلودگی متوسط قرار دارند. نمونه‌های ۱۵، ۲۲، ۲۳ و ۲۵ دارای آلودگی متوسط هستند که در نمونه ۱۵ بیش از ۵۰ درصد خطر زیست‌محیطی متعلق به فلز آرسنیک و ۳۰ درصد متعلق به فلز کادمیوم است و در سایر نمونه‌ها (نمونه‌های ۲۲، ۲۳ و ۲۵) بیشترین خطر زیست‌محیطی به ترتیب متعلق به فلزات کادمیوم و آرسنیک است (شکل ۱۳).

پتانسیل خطر زیست‌محیطی: نتایج ارزیابی پتانسیل خطر زیست‌محیطی نشان می‌دهد که بیشترین میانگین پتانسیل خطر زیست‌محیطی به ترتیب متعلق به فلزات $Ni < Cu < Pb < As < Cd$ است. پتانسیل خطر زیست‌محیطی برای فلزات سرب، نیکل، روی و مس برای کلیه نمونه‌ها کم می‌باشد و فقط برای فلز کادمیوم ۶۱ درصد نمونه‌ها پتانسیل خطر متوسط و ۲۷ درصد پتانسیل خطر زیست‌محیطی متوسطی دارند. برای فلز آرسنیک نیز ۱۵ درصد نمونه پتانسیل خطر زیست‌محیطی متوسط دارند (شکل ۱۲). RI (شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی)، یک شاخص مهم برای ارزیابی خطرات زیست‌محیطی با در نظر گرفتن محتوی کل فلزات سنگین است (Wu و



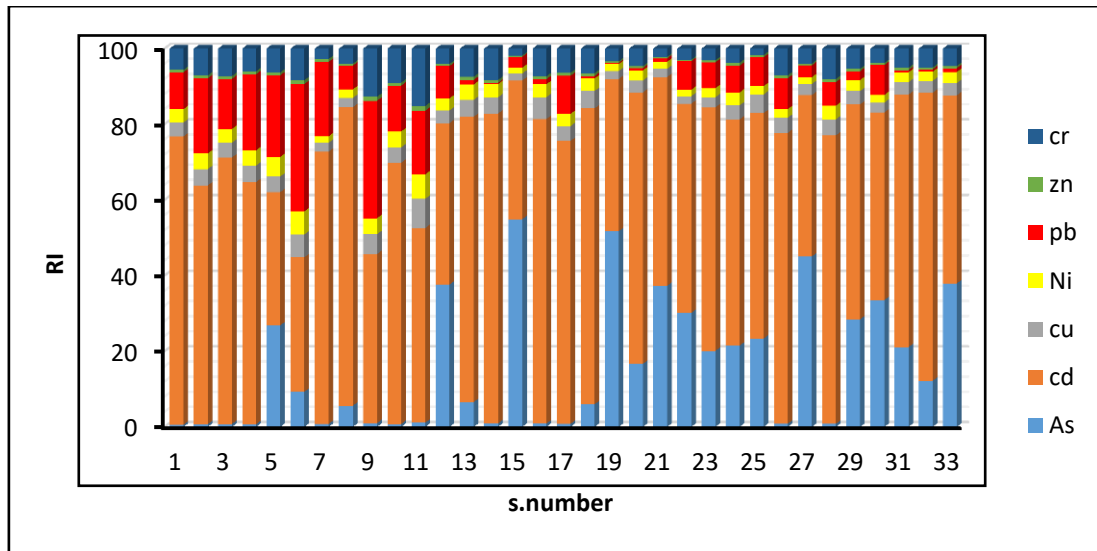
شکل ۱۲- پراکندگی پتانسیل ریسک اکولوژیک برای فلزات سنگین در نمونه‌های مورد مطالعه

رابطه مستقیمی با فلزات نیکل، روی، مس و سرب دارد. در بین این فلزات، مقدار میانگین غلظت فلزهای روی و مس کمتر از میانگین پوسته و میانگین غلظت سرب و نیکل بیشتر از میانگین پوسته می‌باشد. از سویی دیگر، بر مبنای عامل غنی‌شدگی دو فلز روی و مس دارای منشا زمین‌زاد هستند. بر این مبنای این عامل نشان‌دهنده منشا زمین‌زاد و غیر زمین‌زاد

شناسایی منشا: تحلیل مولفه اصلی یکی از انواع تحلیل‌های چند متغیره است که به‌طور وسیعی در بررسی آلودگی خاک استفاده شده است. نتایج این آزمون بر روی نمونه‌های مورد مطالعه در جدول‌های ۵ و ۶ مشخص شده است. بر مبنای این دو جدول، دو عامل مهم تشخیص داده شد که ۶۶ درصد واریانس کل را شامل می‌شوند. عامل اول با ۴۰ درصد واریانس

این دو فلز بیشتر از میانگین پوسته است و هر دو دارای غنی‌شدگی بالایی هستند که نشان‌دهنده منشأ غیرزمین‌زاد و مشترک برای این دو فلز می‌باشد.

به‌صورت توأم برای این فلزات می‌باشد. در عامل دوم که ۲۶/۳۳ درصد کل واریانس را تشکیل می‌دهد، رابطه مستقیمی با کادمیوم و آرسنیک دارد. غلظت



شکل ۱۳- تغییرات شاخص RI برای فلزات سنگین در نمونه‌های مورد مطالعه

جدول ۵- نتایج تحلیل مولفه اصلی برای فلزات سنگین در گستره مورد مطالعه

مؤلفه	مقادیر ویژه اولیه			مجموع مربعات قبل از چرخش			مجموع مربعات بعد از چرخش		
	کل	درصد واریانس	درصد تجمعی	کل	درصد واریانس	درصد تجمعی	کل	درصد واریانس	درصد تجمعی
۱	۲/۸۹۸	۴۱/۴۰۵	۴۱/۴۰۵	۲/۸۹۸	۴۱/۴۰۵	۴۱/۴۰۵	۴۰/۳۷۴	۴۰/۳۷۴	۴۰/۳۷۴
۲	۱/۹۳۸	۲۷/۶۸۹	۶۹/۰۹۴	۱/۹۳۸	۲۷/۶۸۹	۶۹/۰۹۴	۶۹/۰۹۴	۲۸/۷۲۰	۶۹/۰۹۴
۳	۰/۸۲۳	۱۱/۷۶۱	۸۰/۸۵۵						
۴	۰/۶۶۷	۹/۵۳۲	۹۰/۳۸۷						
۵	۰/۳۷۸	۵/۴۰۷	۹۵/۷۹۴						
۶	۰/۱۹۴	۲/۷۶۷	۹۸/۵۶۱						
۷	۰/۱۰۱	۱/۴۳۹	۱۰۰						

جدول ۶- ضریب همبستگی فلزات سنگین و دو عامل اصلی

مؤلفه	مؤلفه	
	۱	۲
Zn	۰/۹۳۱	۰/۱۶۸
Ni	۰/۸۷۶	-۰/۰۴۱
Cu	۰/۷۵۲	۰/۳۴۸
Pb	۰/۷۰۸	-۰/۳۶۸
Cd	۰/۱۰۱۸	۰/۷۵۶
As	۰/۱۰۳	۰/۷۴۴
Cr	۰/۳۲۲	-۰/۶۵۷

نتیجه‌گیری

منشا زمین‌زاد و انسان‌زاد به‌صورت توأم هستند و منشا فلزات آرسنیک و کادمیوم نیز فعالیت‌های انسانی می‌باشد. بر مبنای روند تغییرات و توزیع فلزات که عموماً دارای روند افزایشی و تمرکز به سوی جنوب در گستره مورد مطالعه هستند، غلظت فلزات سرب، روی و نیکل به‌وسیله فعالیت‌های مرتبط با بندر صیادی بحرکان مانند تردد و تعمیر شناورها و کشتی‌ها کنترل می‌شود، هر چند نقش سکوی نفتی میدان نفتی هندیدجان و احتمال ایجاد آلودگی‌های نفتی در بندر و ساحل را نمی‌توان نادیده گرفت. غلظت فلزات کادمیوم و آرسنیک به‌وسیله فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی در خاک‌های منطقه تغییر می‌کند. بر مبنای این نتایج و با توجه به تمرکز دو کانون گرد و غبار در پهنه هندیدجان بی‌شک انباشت و آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های این منطقه سبب افزایش ریسک سلامتی مردم منطقه هندیدجان و مناطق همجوار می‌شود، از این‌رو، پالایش و تثبیت خاک‌های منطقه به‌ویژه محدوده دو کانون گرد و غبار در کنار اصلاح منابع آلوده‌کننده می‌تواند به کاهش این ریسک کمک‌های شایانی کند.

پراکنش متفاوت در میزان کل و قابل جذب عناصر و همچنین، شاخص‌های آلودگی مورد بررسی در پهنه هندیدجان نشان داد که ورود آلودگی و انباشت فلزات سنگین در منطقه هندیدجان یکسان نبوده، منشا و عوامل متفاوتی آلودگی خاک‌های این منطقه را کنترل می‌کنند. میانگین غلظت فلزات As, Cd, Cr, Ni و Pb بالاتر مقدار غلظت میانگین پوسته زمین بوده، با توجه به شاخص‌های آلودگی فعالیت‌های انسانی در کنار منشا زمین‌زاد باعث انباشت و ایجاد آلودگی این عناصر در منطقه هندیدجان شده است. شاخص‌های غنی‌شدگی، شاخص زمین‌انباشت و عامل آلودگی نشان داد، بیشترین آلودگی در پهنه هندیدجان به‌ترتیب متعلق به فلزات نیکل، کروم، آرسنیک، کادمیوم و سرب است. از سویی دیگر، ارزیابی خطر زیست‌محیطی در پهنه مذکور نشان داد، این منطقه دارای خطر زیست‌محیطی پایینی می‌باشد که در بین فلزات مورد مطالعه نیز بیشترین خطر زیست‌محیطی متعلق به دو فلز آرسنیک و کادمیوم است. نتایج نشان می‌دهد که فلزات نیکل، روی، مس و سرب دارای دو

منابع مورد استفاده

1. Abraham, G.M.S. 2005. Holocene sediments of Tamaki Estuary: characterization and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand, PhD Thesis, University of Auckland, Auckland, New Zealand, 361 pages.
2. Adibi, H., M. Mazhari, S.K. Bidoki and M. Mahmoodi. 2014. The effect of washing and soaking on decreasing heavy metals (Pb, Cd and As) in the rice distributed in Kermanshah in 2011. *Journal of Kermanshah University of Medical Sciences*, 17(10): 628-636.
3. Ali, H., E. Khan and M.A. Sajad. 2013. Phytoremediation of heavy metals, concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7): 869-881.
4. Alloway, B. 2010. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Springer Publications, 614 pages.
5. Azimzadeh, B. 2012. Spatial analysis and monitoring of some heavy metals in surface soil of a part of Mazandaran Province. MSc Thesis, Isfahan University of Technology, 252 pages (in Persian).
6. Baltas, H., M. Sirin, E. Gökbayrak and A.E. Ozcelik. 2020. A case study on pollution and a human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils around Sinop Province, Turkey. *Chemosphere*, 241: 125-145.
7. Bayraklı, B. and O. Dengiz. 2019. Determination of heavy metal risk and their enrichment factor in intensive cultivated soils of Tokat Province. *Eurasian Journal of Soil Science*, 8(3): 249-256.
8. Bing, H.J., Y.H. Wu and J. Zhou. 2016. Mobility and eco-risk of trace metals in soils at the Hailuoguo Glacier foreland in eastern Tibetan Plateau. *Environmental Science and Pollution Research*, 23: 5721-5732.
9. Birtch, G.F. 1996. Sediment-bound metallic contaminants in Sydney's estuaries and adjacent offshore, Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 42: 31-44.
10. Cai, L., Z. Xu, P. Bao, M. He, L. Dou, L. Chen, Y. Zhou and Y.G. Zhu. 2015. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and source of arsenic and heavy metals in the agricultural soils in Shunde, Southeast China. *Journal of Geochemical Exploration*, 148: 189-195.

11. Cai, L., Z.H. Xu, M. Ren, Q. Guo, X. Hu, G. Hu, H. Wan and P. Peng. 2012. Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety Journal*, 78: 2-8.
12. Chandrasekaran, A., R. Ravisankar, N. Harikrishnan, K.K. Satapathy, M.V.R. Prasad and K.V. Kanagasabapathy. 2015. Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri hills, Tamilnadu, India, spectroscopical approach. *Spectrochimica Acta, Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 137: 589-600.
13. Darvishi Khatoon, M. 2016. Report on sedimentary geochemistry of dust centers in Khuzestan Province. Internal Report of the Geological Survey of Iran, 66 pages (in Persian).
14. DeTemmerman, L., L. Vanongeval, W. Boon and G. Hoenig. 2003. Heavy metal content of arable soils in northern Belgium. *Water, Air and Soil Pollution*, 148: 61-73.
15. Doelsch, E., H. Saint Macary and V. Van de Kerchove. 2006. Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Réunion). *Journal of Geochemical Exploration*, 8(9): 194-197.
16. Fallahzadeh, R.A., M.T. Ghaneian, M. Miri and M.M. Dashti. 2017. Spatial analysis and health risk assessment of heavy metals concentration in drinking water resources. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32): 24790-24802.
17. Geravandi, S., A.R. Yari, M. Jafari, G. Goudarzi, M. Vosoughi, M. Dastoorpoor and M.J. Mohammadi. 2018. Effects of dust phenomenon and impacts with emphasis on dust problems and present solutions in Khuzestan (Iran). *Archives of Hygiene Sciences*, 7(2): 134-138.
18. Gholami, H., A. Mohamadifar and A.L. Collins. 2020. Spatial mapping of the provenance of storm dust: application of data mining and ensemble modelling. *Atmospheric Research*, 233: 104-176.
19. Gholami, H., S. Rahimi, A. Fathabadi, S. Habibi and A.L. Collins. 2020. Mapping the spatial sources of atmospheric dust using GLUE and Monte Carlo simulation. *Science of the Total Environment*, 723: 138-159.
20. Giusquiani, P., M. Pagliai, G. Gigliotti, D. Businelli and A. Benetti. 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality*, 24(1): 175-182.
21. Gonzalez-Macias, C., I. Schifter, D.B. Lluch-Cota, L. Mendez-Rodriguez and S. Hernandez-Vazquez. 2006. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1-3): 211-230.
22. Guane, Q., N. Song, F. Wang, L. Yang and Z. Liu. 2018. Contamination levels and health risk assessments of heavy metals in an oasis-desert zone: a case study in northwest China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(23): 22606-22618.
23. Guo, G., F. Wu, F. Xie and R. Zhang. 2012. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. *Journal of Environmental Sciences*, 24(3): 410-418.
24. Hakanson, L. 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Research Journal*, 14: 975-1001.
25. Hamzeh, M.A., A. Aftabi and M. Mirzaee. 2011. Assessing geochemical influence of traffic and other vehicle-related activities on heavy metal contamination in urban soils of Kerman City, using a GIS-based approach. *Environmental Geochemistry and Health*, 33(6): 577-594.
26. Heidarian, P., A. Azhdari, M. Jodaki, J. Darvishi Khatooni and R. Shahbazi. 2017a. Identifying interior sources of dust storms using remote sensing, GIS and geology, case study: Khuzestan province. *Journal of Geoscience*, 27(105): 33-46 (in Persian).
27. Jadoon, W.A., W. Khpalwak, R.C.G. Chidya, S.M.M.A. Abdel-Dayem, K. Takeda, M.A. Makhdoom and H. Sakugawa. 2018. Evaluation of levels, sources and health hazards of road-dust associated toxic metals in Jalalabad and Kabul Cities, Afghanistan. *Arch Environ Contam Toxicol*, 74(1): 32-45.
28. Jooybari, S., P. Rezaee, H.A. Payrovan, F. Sharifi and H. Gholami. 2021. An analysis of the textural characteristics of dust center deposits in Hendijan, Province Khuzestan. Fourth National Conference on Soil and Watershed Protection with a focus on dustAt, Tehran.
29. Jooybari, S., P. Rezaee, F. Soleimani and H. Davoodi. 2019. Dust and its centers: basics and methods of identifying and stabilizing, with a special attitude to the Khuzestan Plain. *Applied Sedimentology*, 7(14): 129-142.
30. Karimi Nezhad, M.T.K., S.M. Tabatabaii and A. Gholami. 2015. Geochemical assessment of steel smelter-impacted urban soils, Ahvaz, Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, 152: 91-109.
31. Kelepertzis, E. 2014. Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: insights from Argolida Basin, Peloponnese, Greece. *Geoderma*, 221: 82-90.
32. Kousehlar, M. and E. Widom. 2019. Sources of metals in atmospheric particulate matter in Tehran, Iran: tree bark biomonitoring. *Applied Geochemistry*, 104: 71-82.

33. Li, F., J. Huang, G. Zeng, X. Yuan, X. Li, J. Liang, X. Wang, X. Tang and B. Bai. 2013. Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China. *Journal of Geochemical Exploration*, 132: 75-83.
34. Loska, K., D. Wiechula and I. Korus. 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*, 30(2): 59-165.
35. Lu, X., L. Wang, K. Lei, J. Huang and Y. Zhai. 2009. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2): 1058-1062.
36. Luo, X., J. Ding, B. Xu, Y.J. Wang, H.B. Li and S. Yu. 2012. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. *Science of the Total Environment*, 424: 88-96.
37. Luoma, S.N. and P.S. Rainbow. 2008. *Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management*. Xiv, Cambridge: Cambridge University Press, 573 pages.
38. Mamut, A., M. Eziz, A. Mohammad and M. Anayit. 2017. The spatial distribution, contamination and ecological risk assessment of heavy metals of farmland soils in Karashahar–Baghrash oasis, northwest China. *Human and Ecological Risk Assessment*, 23: 1300–1314.
39. Marcinkonis, S., E. Baltreinaite and S. Lazauskas. 2011. Extraction and mapping of soil factors using factor analysis and geostatistical analysis on intensively manured heterogenous soils. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20: 701–708.
40. Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediment of the Rhine River. *Geo Journal*, 2: 108-118.
41. Munroe, J.S., E.D. Norris, G.T. Carling, B.L. Beard, A.M. Satkoski and L. Liu. 2019. Isotope fingerprinting reveals western North American sources of modern dust in the Uinta Mountains, Utah, USA. *Aeolian Research*, 38: 39-47
42. Nemati, H. and A.A. Bostani. 2014. Assessment of lead and cadmium uptake by tomato plant in the presence of PGPR and arbuscular Mycorrhizal fungi. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 4(1): 219-233 (in Persian).
43. Nicholson, F.A., S.R. Smith, B.J. Alloway, C. Carlton-Smith and B.J. Chambers. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment*, 311(1-3): 205-219.
44. Nziguheba, G. and E. Smolders. 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of the Total Environment*, 390: 53–57.
45. Peris, M., C. Micó, L. Recatalá, R. Sánchez and J. Sánchez. 2007. Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. *Science of the Total Environment*, 378(1): 42-48.
46. Pourang, N., A. Nikouyan and J.H. Dennis. 2005. Trace element concentrations in fish, surficial sediments and water from northern part of the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, 109: 293–316.
47. Saeedi, M., L.Y. Li and M. Salmanzadeh. 2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. *Journal of Hazardous Materials*, 227: 9-17.
48. Sharifi, F. 2017. Model report and model plan for controlling and stabilizing critical areas producing dust. National Report of Soil Conservation and Watershed Management Research Institute, 240 pages (in Persian).
49. Shi, G., Z. Chen, C. Bi, Y. Li, J. Teng, L. Wang and S. Xu. 2010. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the bioggestmetrolitan area of China. *Environmental Pollution*, 158: 694-703.
50. Sun, Y., Q. Zhou, X. Xie and R. Liu. 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*, 174: 455-462.
51. Taghipour, M., H. Khademi and S.H. Ayoubi. 2012. Spatial variability of Pb and Zn concentration and its relationship with land use and parent materials in selected surface soils of Hamadan Province. *Journal of Water and Soil*, 24: 132-144 (in Persian).
52. Taylor, S.R. and S.M. McLennan. 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*, 33(2): 241–265.
53. Teng, Y., N.I. Shijun, J. Wang, R. Zuo and J. Yang. 2010. A geochemical survey of trace elements in agricultural and non-agricultural topsoil in Dexing area, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 104: 118-127.
54. Toth, G., T. Hermann, G. Szatmari and L. Pasztor. 2016. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of the Total Environment*, 565: 1054 –1062.

55. USEPA. 1996. Soil screening guidance: technical background document. EPA/540/R-95/128, Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
56. Valipour, M., M. Ziatabar Ahmadi, M. Raeini-Sarjaz, M.A. Gholami Sefidkouhi, A. Shahnazari, R. Fazlola and A. Naftchali. 2015. Agricultural water management in the world during past half century. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 61(5): 657-678.
57. Warren, L.A. 1998. Modeling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ: the relative contributions of sediment and overlying water reservoirs to organism cadmium concentrations. *Limnology and Oceanography*, 43: 1442-1454.
58. Wei, T., Z. Dong, S. Kang, M. Rostami, S. Ulbrich and Y. Shao. 2019. Hf-Nd-Sr isotopic fingerprinting for aeolian dust deposited on glaciers in the Northeastern Tibetan Plateau region. *Global and Planetary Change*, 177: 69-80.
59. Wu, J., J. Lu and L. Li. 2018. Pollution, ecological-health risks and sources of heavy metals in soil of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. *Chemosphere*, 201: 234-242.
60. Xiao, R., J. Bai, L. Huang, H. Zhang, B. Cui and X. Liu. 2013. Distribution and pollution, toxicity and risk assessment of heavy metals in sediments from urban and rural rivers of the Pearl River delta in southern China. *Ecotoxicology*, 22(10): 1564-1575.
61. Xie, H., J. Li and C. Zhang. 2014. Assessment of heavy metal contents in surface soil in the Lhasa-Shigatse-Nam Co area of the Tibetan Plateau, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 93(2): 192-198.
62. Yang, Z., H. Ge, W. Lu and Y. Long. 2015. Assessment of heavy metals contamination in near surface dust. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24: 1817-1829.
63. Yuan, G.L., T.H. Sun, P. Han and J. Li. 2013. Environmental geochemical 724 mapping and multivariate geostatistical analysis of heavy metals in topsoils of a closed steel smelter: capital iron and steel factory, Beijing, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 130: 15-21.
64. Zhang, C. 2006. Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environmental Pollution*, 142(3): 501-511.
65. Zhang, R., L. Zhou, F. Zhang, Y.J. Ding, J.R. Gao, J. Chen, H.Q. Yan and W. Shao. 2013. Heavy metal pollution and assessment in the tidal flat sediments of Haizhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 74(7): 403-412.